

# RADIOPROTECCIÓN

REVISTA DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA



X Congreso Nacional  
de la Sociedad Española  
de Protección Radiológica



**huelva**  
**SEPR 2005**

Nº 45 Extraordinario • Vol. XII • Septiembre 2005

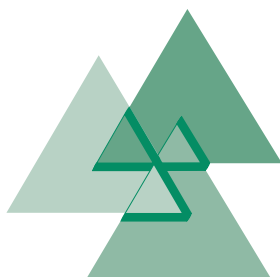
# El cliente nuestro compromiso

**ENUSA contribuye a la producción  
de energía competitiva  
que favorece el desarrollo sostenible**

 **ENUSA**  
INDUSTRIAS AVANZADAS, S.A.

# RADIOPROTECCIÓN

REVISTA DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE PROTECCION RADIOLOGICA



## X Congreso Nacional de la Sociedad Española de Protección Radiológica

Huelva, del 20 al 23 de septiembre 2005

Declarado de interés científico-sanitario por la Consejería  
de Salud de la Junta de Andalucía

Auspiciado por la Sociedad Iberoamericana de Información  
Científica - SIIC

Nº 45 Extraordinario • Vol. XII • Septiembre 2005



### XG 5000

Lector de alta capacidad,  
hasta 165 imágenes/hora



### DRY PIX 7000

Impresora Láser seca de  
3 formatos, hasta 240  
imágenes/hora



### VELOCITY

Equipo de radiología  
directa, compacto y sin chasis,  
hasta 240 imágenes/hora



### FCR XG1

Lector de nueva generación,  
compacto, hasta  
90 imágenes/hora



### FCR 5502D

Lector horizontal automático  
sin chasis, doble lectura IP,  
hasta 164 imágenes/hora



### PROFECT CS

Lector de alta capacidad,  
hasta 80 imágenes de  
mamografía/hora, hasta 165  
imágenes convencionales/hora

**Sólo Fujifilm, líder mundial en radiología digital, le ofrece la más amplia gama de equipos CR**

Fiabilidad, productividad, conectividad y experiencia

# COMITÉS

## COMITÉ ORGANIZADOR

**Francisco Carrera Magariño**

*Presidente*

**Paloma Marchena**

*Vocal*

**Antonio Gómez Rosado**

*Tesorero*

**José Sánchez Segovia**

*Vocal*

**Juan Pedro Bolívar**

*Vocal*

**José Luis Pinilla**

*Vocal*

## COMITÉ DE HONOR

### Presidente del Comité de Honor

S.A.R. Príncipe de Asturias, D. Felipe de Borbón

**Excmo. Sr. D. Manuel Chaves González**

*Presidente de la Junta de Andalucía*

**Excmo. Sra. D<sup>a</sup> M<sup>a</sup> Jesús San Segundo Gómez de Cadiñanos**

*Ministra de Educación y Ciencia*

**Excmo. Sr. D. José Montilla Aguilera**

*Ministro de Industria, Turismo y Comercio.*

*(pte. aceptación)*

**Excmo. Sra. D<sup>a</sup> Elena Salgado Méndez**

*Ministra de Sanidad y Consumo*

**Excmo. Sra D<sup>a</sup> María Teresa Estevan Bolea**

*Presidenta del Consejo de Seguridad Nuclear*

**Excmo. Sra. D<sup>a</sup> Ma Jesús Montero Cuadrado**

*Consejera de Salud de la Junta de Andalucía*

**Excmo. Sra. D<sup>a</sup> Cándida Martínez López**

*Consejera de Educación de la Junta de Andalucía*

**Excmo. Sra. D<sup>a</sup> Fuensanta Coves Botella**

*Consejera de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía*

**Ilmo. Sr. D. Pedro Rodríguez González**

*Alcalde del Excmo. Ayuntamiento de Huelva*

**Ilmo. Sr. D. José Cejudo Sánchez**

*Presidente de la Excmo. Diputación Provincial de Huelva (pte. aceptación)*

**Ilmo. Sr. D. José Carlos Hernández Cansino**

*Alcalde del Excmo. Ayuntamiento de Punta Umbría (Huelva)*

**Ilmo. Sr. D. Carmelo Romero Hernández**

*Alcalde del Excmo. Ayuntamiento de Palos de La Frontera (Huelva)*

**Prof. Dr. Antonio Ramírez de Verger**

*Excmo. Sr. Rector Magfco. de la Universidad de Huelva*

**Ilmo. Sr. D. José Luis González Martínez**

*Presidente de ENUSA Industrias Avanzadas S.A.*

**Ilmo. Sr. D. Iñigo de Oriol e Ybarra**

*Presidente de UNESA. (pte. aceptación)*

**Ilmo. Sr. D. José Alejandro Pina Barrio**

*Presidente de ENRESA*

**Ilmo. Sr. D. José Gutiérrez López**

*Presidente de la Sociedad Española de Protección Radiológica*

## COMITÉ CIENTÍFICO

**Juan Pedro Bolívar Raya.** Universidad de Huelva

*Presidente*

**Juan Carlos Mateos.** Universidad de Sevilla

*Secretario*

*Vocales:*

**Emilio Casal**

**Marisa España**

**Lucila Ramos**

**David Cancio**

**Ma Amparo Iborra**

**Alejandro Úbeda**

**Eduardo Gallego**

**Antonio Díez de los Ríos**

**Santiago Velázquez**

**M<sup>a</sup> del Mar Soler**

**Eliseo Vañó**

**Manuel García León**

**Belén Fernández**

**Antonio Delgado**

**Domingo Sustacha**

**Manuel Rodríguez Martí**

**Eduardo Sollet**

**Fernando Legarda**

**Juan José Peña**

**Cristina Correa**

## JUNTA DIRECTIVA

**José Gutiérrez**

*Presidente*

**Rafael Ruiz**

*Vicepresidente*

**Francisco Carrera**

*Vicepresidente de Congresos*

**Ramón Almoguera**

*Secretario General*

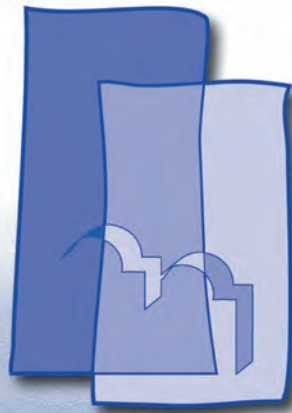
**Cristina Correa**

*Tesorera*

*Vocales :*

**Manuel Alonso, José Miguel Fernández,**

**Eugenio Gil, Pablo L. Gómez**



**ALMARAZ  
TRILLO**

## Centrales Nucleares Almaraz-Trillo AIE

*23.000 millones de kWh que abastecen  
el 12% del mercado peninsular*

*Comprometidas siempre con la seguridad  
nos esforzamos en mantener un servicio de calidad*

**Centrales Nucleares Almaraz - Trillo**

Avda. de Manoteras, 46 bis • Edificio Delta Norte III. Planta 5ª • 28050 MADRID • Telf.: 91 210 58 00 • Fax: 91 556 65 20 • [www.cnat.es](http://www.cnat.es)



## HEMOS CONSEGUIDO LLEGAR MÁS LEJOS QUE NADIE

Hoy, en Iberinco, podemos decir que lo hemos conseguido porque estamos presentes en más de 30 países desarrollando proyectos "llave en mano".

En Iberinco, tenemos en la naturaleza nuestro mejor aliado, gestionando sus recursos junto a nuestra tecnología y conocimiento, **para que mañana podamos llegar todavía más lejos.**

***La innovación y la tecnología  
son las bases del futuro.***

***Por ello, TECNATOM se desarrolla  
tecnológicamente para innovar y diversificar  
nuestras actividades y mercados.***

- *Energía*
- *Industria aeroespacial*
- *Industria química y petroquímica*
- *Transporte*

**somos tecnología**

**tecnatom, s.a.**

[www.tecnatom.es](http://www.tecnatom.es)  
[correo@tecnatom.es](mailto:correo@tecnatom.es)



# P PRESENTACIÓN

La elección de Huelva como sede del X Congreso Nacional de la Sociedad Española de Protección Radiológica (SEPR10), y en concreto de las instalaciones del Campus de El Carmen de la Universidad de Huelva para su celebración, ha sido una gran satisfacción para todos los profesionales e investigadores de Huelva y entorno, que actualmente desarrollan sus actividades dentro del mundo de la protección radiológica.

Este Congreso es muy especial por dos motivos. En primer lugar, se celebra el vigésimo quinto aniversario de la fundación de nuestra Sociedad, por lo que este hecho ha ocupado un lugar destacado en los actos del Congreso. Este bagaje de 25 años de existencia de la SEPR, unido a que ésta organizó en Madrid del 11o Congreso Internacional de la IRPA, ha supuesto que el nivel científico del SEPR10 haya sido muy alto, con la presentación de más de cien trabajos distribuidos entre conferencias plenarios, mesas redondas, comunicaciones orales y pósters.

Queremos agradecer el esfuerzo realizado por la revista RADIOPROTECCIÓN para la edición de un número extraordinario con los trabajos completos que se han presentado a este Congreso. Asimismo, damos las gracias a todos los miembros del Comité Científico por el elevado interés y compromiso que todos ellos han asumido en la evaluación de los trabajos, siempre buscando el mayor nivel científico, comparable, e incluso superior en algunas áreas temáticas, al de otros países de la Unión Europea.

Las áreas temáticas más activas en este congreso, según el número de trabajos presentados, han sido "Dosimetría, Metrología e Instrumentación" con 23 trabajos, y a continuación con un número de trabajos muy similar, las siguientes: "Radiactividad Ambiental" (14), "Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente" (13), "Protección Radiológica de los Trabajadores" (13) y "Protección Radiológica de los Pacientes" (12), representando estas cinco áreas, sobre un total de 10, el 75% del total de los trabajos presentados. Este hecho está en consonancia con la inminente publicación de las últimas recomendaciones sobre protección radiológica del medio ambiente que está elaborando la ICRP. Es obvio que estos datos demuestran que nuestros profesionales e investigadores están implicados en los problemas que más interesan a nuestra sociedad, así como en los temas científicos de vanguardia del campo de la protección radiológica.

Por último, deseamos hacer constar nuestro agradecimiento a todas aquellas instituciones, organismos, empresas, colegas y compañeros que con su esfuerzo económico, en unos casos, y su trabajo personal en otros, han hecho posible la celebración de este Congreso y la publicación que presentamos. El mérito último debemos atribuirselo al conjunto de socios de la SEPR y congresistas, ya que sin su esfuerzo y empeño personal no habríamos llegado al grado de consolidación y calidad de este Congreso, y, en general, del alto nivel científico que el campo de la Protección Radiológica posee en España.

**Francisco Carrera Magariño**

*Presidente del Comité Organizador de SEPR10*

**Juan Pedro Bolívar Raya**

*Presidente del Comité Científico de SEPR10*



**ASOCIACIÓN NUCLEAR  
ASCÓ - VANDELLÓS II, A.I.E.**

Apartado de correos, 48  
43890 L'Hospitalet de L'Infant  
(Tarragona)

Tel.: 977 81 88 00  
[www.anav.es](http://www.anav.es)

**TRABAJAMOS  
PARA EL BIENESTAR ENERGÉTICO  
DE LA SOCIEDAD**

*Las centrales de Ascó y Vandellós II producen el 50%  
de la energía consumida en Cataluña*

# COLABORADORES

## COLABORADORES ESPECIALES

### ENTIDADES COLABORADORAS

- CALIDAD RADIOLÓGICA S.L.
- CN ALMARAZ-TRILLO
- CN ASCÓ VANDELLOS
- CLÍNICA DOCTOR LOZANO
- GLOBALPET
- HELGESON SCIENTIFIC
- IBERINCO
- IFM INSTRUMENTACIÓN FÍSICO-MÉDICA S.L.
- MATERIAL CLÍNICO FLORIDA
- ROHDE
- TECNIBUSA
- TOSHIBA
- WACREES

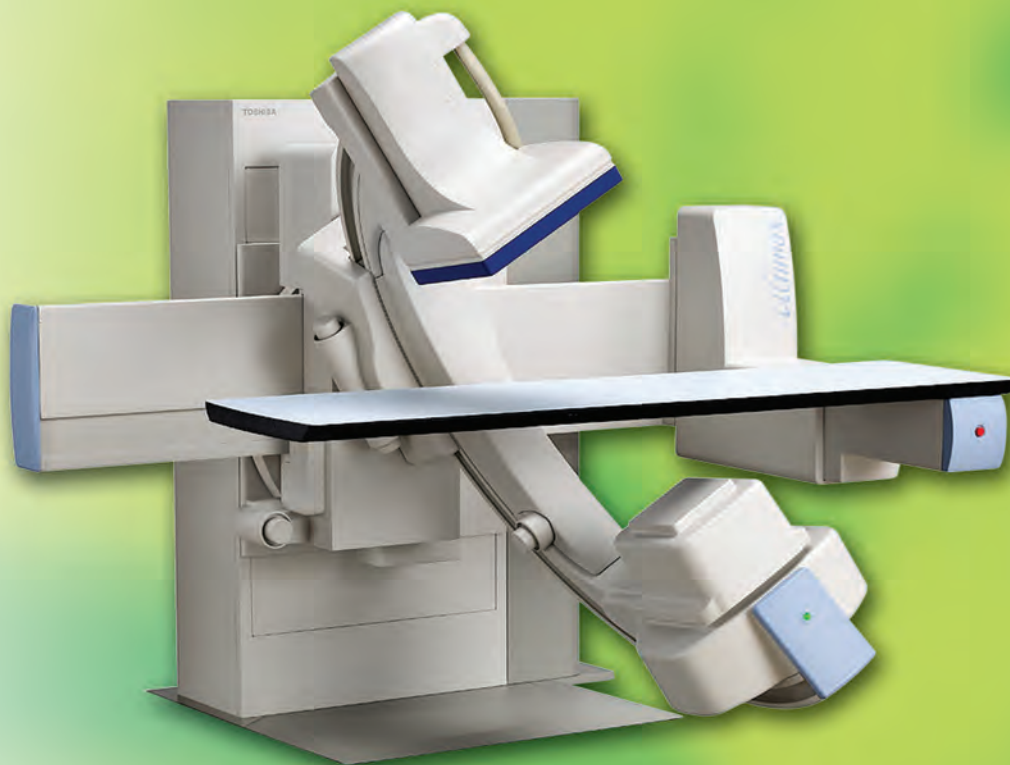
### EXPOSITORES

- ANKO EUROPA
- APLICACIONES TECNOLÓGICAS
- BIOTERRA
- CIEMAT
- KODAK
- LAINSA
- LAMSE
- SEFM
- SEPR
- SPISA/NUSIM
- SUMINISTROS GARRIDO
- TELVENT/FUJI



# TOSHIBA

*Ultimax*



**Colimación Virtual**  
**Nuevo Filtro de Tantalio**  
**Fluoroscopia Digital Pulsada**  
**Imagen Digital con FPD Dinámico**

**Tecnología que minimiza la dosis**

Ctra. Fuencarral nº 46  
28108 Alcobendas (Madrid)  
Tel: 91 490 58 50  
Fax: 91 661 57 49

**TOSHIBA**  
MEDICAL SYSTEMS, S.A.  
[www.toshiba-europe.com/medical](http://www.toshiba-europe.com/medical)

<b>Comités</b> .....	<b>Pág. 3</b>
<b>Presentación</b> .....	<b>Pág. 7</b>
<b>Colaboradores</b> .....	<b>Pág. 9</b>
<b>Sesiones</b> .....	<b>Pág. 15</b>
<b>CO-A1. Aula Magna</b> .....	<b>Pág. 15</b>
• Protección Radiológica de los pacientes	
• Efectos biológicos de las radiaciones	
PRP3. Niveles de referencia en procedimientos de radiología intervencionista.	
PRP9. Auditoria integral de dosis a paciente en un entorno RIS-PACS.	
EBR1. Predicción del síndrome hematopoyético radioinducido mediante cuantificación de progenitores hematopoyéticos movilizados a sangre periférica.	
<b>CO-A2. Salón de Grados</b> .....	<b>Pág. 29</b>
• Formación en Protección Radiológica	
• Normativa y Legislación	
• Radiaciones no ionizantes	
FPR1. Formación no presencial de protección radiológica en radiodiagnóstico.	
FPR5. Enseñanza-aprendizaje del riesgo mediante BITÁCORA.	
NL4. Aplicación de las encomiendas de actividades del Consejo de Seguridad Nuclear a las comunidades autónomas.	
<b>P-A1. Aula Magna</b> .....	<b>Pág. 41</b>
• Protección Radiológica de los Trabajadores	
PRT5. Aplicación del espectrómetro de transferencia lineal de energía MDU-Liulin a la medida de radiación en vuelos comerciales.	
PRT6. Cálculo de blindajes en instalaciones de radiología dental: análisis de los procedimientos recomendados en el NCRP Report 145 y 147.	
PRT7. Actualización de la metodología de calibración para contadores de cuerpo entero con detectores de INa en las centrales nucleares españolas.	
PRT8. Influencia en el espesor de blindaje de la distribución de tensiones máximas en salas convencionales de Radiodiagnóstico.	
PRT9. Niveles de riesgo por radiación en puestos de trabajo hospitalarios.	
PRT11. Evaluación de guantes de protección para técnicas intervencionistas y quirúrgicas.	
PRT12. Eficacia del poliacrilato sódico en la descontaminación producida por vertidos accidentales de líquidos radiactivos.	
PRT14. Predicción de los resultados de los bioensayos en trabajadores expuestos a incorporaciones aleatorias.	
<b>P-A2. Salón de Grados</b> .....	<b>Pág. 75</b>
• Formación en Protección Radiológica	
• Normativa y Legislación	
FPR2. Enetrap: establecimiento de una red europea de educación y formación en protección radiológica.	
FPR3. Formación básica en protección radiológica para personal hospitalario.	
FPR6. La retirada de una fuente de Co-60 en la enseñanza de algunos aspectos de protección radiológica.	
FPR7. Formación básica en protección radiológica para ingenieros industriales en la UPM.	
NL1. Integración de un Servicio de Protección Radiológica hospitalario en un Sistema de Gestión Integral de Calidad.	
NL2. Actualización de los planes de emergencia de las IIRR hospitalarias en función de la incorporación de nuevas técnicas de diagnóstico y terapia con radiaciones ionizantes.	
NL3. Participación española en ISO TC/85 Energía Nuclear.	
NL5. Nueva normativa internacional sobre control de fuentes radiactivas. Directiva 122/2003/EURATOM y Código de conducta del OIEA.	
<b>P-B1. Aula Magna</b> .....	<b>Pág. 109</b>
• Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente	
PRPA3. Análisis del Comportamiento de la Tasa de Dosis registrada por las Estaciones de la Red de Vigilancia Radiológica de la Comunidad Autónoma del País Vasco.	

- PRPA4. Caracterización radiológica de suelos contaminados con estériles de minería.
- PRPA5. Estación piloto del CSN para la medida espectrométrica en continuo de emisores gamma en el aire.
- PRPA7. Parametrización y modelización del comportamiento de 99Tc como radionucleido importante por su contribución a las dosis en las evaluaciones de biosfera.
- PRPA8. Actividad de apoyo para el tratamiento de personas contaminadas como consecuencia de accidentes radiológicos.
- PRPA10. Estimación de la sensibilidad radiológica de los sistemas agrícolas peninsulares.
- PRPA12. Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental durante la fase de desmantelamiento de C.N. Vandellós 1 – Evolución de Resultados.
- PRPA13. Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental del C.A. El Cabril.

**P-B2. Salón de Grados.....Pág. 141**

- Protección Radiológica de los pacientes
- Efectos biológicos de las radiaciones

- PRP1 Impurezas radiactivas en la producción de 18F y en la síntesis de la 2-[18F]-fluoro-2-desoxi-D-glucosa.
- PRP2. Experiencia en el control de calidad de los haces de electrones de un acelerador lineal mediante un maniquí PTW 4322.
- PRP4. Comparación dosimétrica en mamografía digital y analógica.
- PRP6. Embolismo pulmonar en pacientes embarazadas: estimación de dosis al feto con tc multicorte y gammagrafía de perfusión.
- PRP7. Aplicación del software SCREENRISK para el cálculo de detrimento radiológico en unidades de mamografía digital.
- PRP8. Comparativa de la calidad de imagen y KASE en 37 equipos dedicados a cribado mamográfico en el área de Cataluña.
- PRP10. Estudio de la importancia de la colimación pre-paciente y de la técnica empleada en la determinación de dosis la paciente en los estudios de tomografía computarizada.
- PRP12. Estudio de equipos de radiodiagnóstico digitales mediante análisis de la imagen de maniqués contraste-detalle.
- EBR2. Estudios de la eficacia biológica relativa de radiaciones de referencia en un modelo experimental de ratón.
- EBR3. Estudios experimentales sobre la predisposición genética al desarrollo de cáncer de tiroides tras exposición a radiación.
- EBR4. Estudio de exposición crónica en radiólogos intervencionistas expuestos a radiaciones ionizantes mediante Dosimetría Biológica.

**CO-B1. Aula Magna.....Pág. 185**

- Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente
- Residuos Radiactivos
- Protección Radiológica de los Trabajadores

- PRPA6. Dispersión malintencionada de material radiactivo Nuevos retos para la protección radiológica.
- PRPA9. Protección radiológica del medio ambiente: contribución española en el proyecto europeo ERICA.
- PRPA14. Evaluación de intervenciones en lagos contaminados mediante métodos de análisis multiatributos con el sistema MOIRA©
- RR4. Exención y desclasificación del material radiactivo del control regulador. Situación actual.
- PRT1. Suceso de contaminación ambiental de yodos en Contención en la 17ª recarga de C.N. Ascó 1.
- PRT2. Análisis de la contaminación radiactiva en centros de investigación biológica.
- PRT3. Distribución del material radiactivo durante la fusión de fuentes huérfanas en acerías de horno eléctrico de arco.
- PRT13. Comparación de las incertidumbres de las incorporaciones diarias de aerosoles de UO2 usando tomamuestras fijos y muestreadores de medida continua.

**CO-B2. Salón de Grados..... Pág. 227**

- Radiactividad Ambiental
- Dosimetría, Metrología e Instrumentación

- RA3. Evolución temporal del tritio y radiocesios en agua y carpas del embalse de refrigeración de la central nuclear de Almaraz.
- RA5. Radiactividad artificial y natural en un medio ambiente urbano.
- RA12. Estudio de la influencia del cambio en la política de gestión de residuos por fabricas de producción de ácido fosforico en la disminución de la contaminación por radionucleidos naturales en la ría de Huelva.
- DMI7. Caracterización de un sistema de dosimetría in vivo con diodos de semiconductor para el control de calidad de la dosis a pacientes en radioterapia.



- DMI15. Armonización en la determinación de la dosis interna ocupacional: conclusiones de la acción de Eurados.  
 DMI17. Utilización del LIF TLD-600 en campos mixtos neutrón-gamma.  
 DMI21. Determinación de la curva de eficiencias para un detector de germanio mediante la simulación con el método de Monte Carlo.  
 DMI23. Estudio de la optimización de los sistemas de determinación de dosis neutrónicas en centrales nucleares españolas.

**P-C1. Aula Magna. .... Pág. 261**

- Dosimetría, Metrología e Instrumentación
- Radiaciones no ionizantes

- DMI1. Frecuencia de los controles de calidad sobre los detectores de radiación ionizante.  
 DMI2. Medida del poder de emanación de  $^{222}\text{Rn}$  en muestras sólidas mediante un monitor AlphaGuard.  
 DMI3. Modelado de la energía de 6 MV mediante una fuente extensa empleando el código de simulación GEANT4  
 DMI5. Análisis de monitores de contaminación radiactiva (emisores beta).  
 DMI6. Dependencia del factor de fading en dosímetros TLD de  $\text{CaSO}_4$  con las bolsas portadosímetros.  
 DMI8. Validación del método LabSOCS para la calibración matemática en eficiencias de detectores de Ge.  
 DMI9. Participación del SDPE del CIEMAT en la Intercomparación de Medidas de Hp(10) en campos mixtos neutrón-gamma organizada por el OIEA.  
 DMI10. Verificación del algoritmo de cálculo de dosis en dosimetría personal.  
 DMI12. Estudio de las propiedades termoluminiscentes de aluminosilicatos de litio. Potencial uso en dosimetría de radiaciones.  
 DMI14. Validación de procedimientos analíticos de emisores beta en el laboratorio de bioeliminación del CIEMAT mediante ejercicios de intercomparación internacionales.  
 DMI16. Estimación de la dosis interna de  $^{241}\text{Am}$  en hueso, mediante la medida directa de la actividad depositada en rodilla  
 DMI18. Sistema de planificación en radioterapia basado en el método Monte Carlo.  
 DMI19. Desarrollo de un modelo de Monte Carlo para la geometría Petri utilizada en medidas de radiactividad ambiental.  
 DMI20. Caracterización dosimétrica de fuentes isotópicas de neutrones.  
 DMI22. Caracterización de un detector de germanio con una fuente de Eu-152 utilizando el programa MCNP.  
 DMI24. Medida de fuentes gamma puntuales mediante un detector de INa. Comparación de los espectros obtenidos con los programas EGS4 y MCNP.  
 RNI1. Dosimetría de Exposición Ocupacional a Microondas en Unidades de Electroterapia. Datos Preliminares

**P-C2. Salón de Grados. .... Pág. 329**

- Residuos Radiactivos
- Radiactividad Ambiental

- RR1. Control y seguimiento de la actividad de los tanques de residuos líquidos de la Unidad de Terapia Metabólica de HH.UU. Virgen del Rocío.  
 RR5. Desclasificación de materiales residuales con contenido radiactivo de centros de investigación biológica.  
 RR6. Desclasificación de residuos radiactivos en el servicio de gammagrafía veterinaria de la universidad autónoma de Barcelona.  
 RR7. Protección radiológica en el desmantelamiento del reactor ARBI.  
 RA1. Optimización de un detector de centelleo líquido Tri-Carb 3170 TR/SL para la medida de  $^{90}\text{Sr}$ , en muestras ambientales por radiación Cerenkov.  
 RA2. Determinación de Pu-238, Pu-239+240 y Pu-241 en muestras medioambientales mediante espectrometría alfa con detectores semiconductores de implantación iónica.  
 RA4. Estudio de la evolución de los niveles de radiactividad y de la composición multielemental de sedimentos procedentes del Embalse de Proserpina (Badajoz).  
 RA6. Utilización de la Radiactividad Natural para el estudio del acuífero detrítico Almonte-Marismas.  
 RA7. Radiactividad en aerosoles atmosféricos de la provincia de Huelva.  
 RA8. Especiación operacional de isótopos de uranio en sedimentos superficiales de la ría de Huelva.  
 RA9. Contenido y migración de radioestroncio y radiocesio en suelos españoles: programa de muestreo.  
 RA10. Radón en escuelas primarias e institutos de Santa Cruz de Tenerife.  
 RA11. Procedimiento secuencial para la medida de isótopos de U, Th, Po y Ra por espectrometría alfa.  
 RA13. Análisis por espectrometría gamma de radionúclidos naturales en el entorno de una mina de uranio mediante la aplicación GALEA.  
 RA14. Método simple para la determinación de  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{226}\text{Ra}$  en aguas.

**Índice por Autores ..... Pág. 385**

# PMM 8055S SISTEMA DE MONITORIZACIÓN CONTINUA DE CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS

Control continuo de alarmas y datos vía GSM y SMS desde los 5Hz a los 40GHz



El sistema PMM 8055S representa una solución revolucionaria, fiable y precisa para la monitorización remota y continua de campos electromagnéticos.

Cada estación PMM 8055S se alimenta a través de una batería interna de gran capacidad conectada a dos paneles solares proporcionando una autonomía prácticamente ilimitada en condiciones normales de luminosidad.

El software de administración permite la configuración de los parámetros de todas las estaciones, reconocer su nombre y transferir a su PC los datos memorizados internamente.

Al producirse cualquier situación de alarma, como la superación de un límite definido por el usuario o el intento de manipulación de una estación, es posible recibir en los teléfonos GSM configurados un mensaje SMS detallando la estación y el tipo de alarma producida. Asimismo, es posible solicitar desde un móvil las lecturas de nivel actuales de cualquiera de las estaciones de su sistema.



Ahora está representada en España por su especialista en instrumentación de medida en seguridad electromagnética



**ROHDE & SCHWARZ**

ROHDE & SCHWARZ ESPAÑA, S.A.

**Sede Central**  
Salcedo, 11,  
28034 Madrid  
☎ +34 - 91 334 10 70  
☎ +34 - 91 729 05 06  
✉ [instrum@rses.rohde-schwarz.com](mailto:instrum@rses.rohde-schwarz.com)

**Delegación Barcelona**  
Av. Alcalde Barnis, 64 - 68,  
08190 Sant Cugat del Valles  
☎ +34 - 93 583 14 20  
☎ +34 - 93 583 14 22  
✉ [bcn@rses.rohde-schwarz.com](mailto:bcn@rses.rohde-schwarz.com)

**Laboratorio de Calibración Servicio Técnico**  
Salcedo, 11, 28034 Madrid  
☎ +34 - 91 334 10 70  
☎ +34 - 91 803 58 33  
✉ [stecnic@rses.rohde-schwarz.com](mailto:stecnic@rses.rohde-schwarz.com)

Consulte nuestras webs

[www.rohde-schwarz.com](http://www.rohde-schwarz.com)  
[www.rohde-schwarz.es](http://www.rohde-schwarz.es)  
[www.pmm.it](http://www.pmm.it)

## experiencia y prestigio

**HELGESON SCIENTIFIC SERVICES SA** es la única empresa española diseñadora y fabricante de equipos contadores de radiación corporal CRC (con sus modelos *DIYS* y *QUICKY*) y de software específico, tanto en versiones estándar como en versiones adaptadas a las necesidades de sus clientes en sistemas e instalaciones de Protección Radiológica.

**HELGESON SCIENTIFIC SERVICES SA** anuncia el último desarrollo de **PANASONIC Industrial**, (marca representada por la compañía): el lector de dosímetros TLD modelo **UD-7900**, diseñado para aquellas instalaciones de media/alta escala donde el modelo anterior, **UD-716**, sea insuficiente.

El modelo **UD-7900** se caracteriza por:

- Una mayor velocidad de lectura.
- Sistema de calentamiento 100% sin contacto (calentamiento óptico).
- No precisa consumibles externos, problemáticos y costosos, como el nitrógeno.
- Ausencia de problemas mecánicos.
- Total automatización del proceso de lectura.
- Software abierto y adaptable a las necesidades de cada usuario.
- Servicio Técnico inmediato.

Si es Vd. usuario de sistemas TLD, no lo dude, contacte con nosotros y se sorprenderá no sólo por la estabilidad y prestaciones de los equipos TLD PANASONIC sino por su precio y rápida amortización.

¡¡Nuevo modelo!!



HELGESON SCIENTIFIC SERVICES S.A.



Avda. Cámara de la Industria, 18 - Polígono Industrial nº 1. 28938 - Móstoles (Madrid)  
Teléfono: 916466267 Fax: 916471141 e-mail: [informacion@helgesonsa.es](mailto:informacion@helgesonsa.es)



# CO-A1

- Protección Radiológica de los pacientes
- Efectos biológicos de las radiaciones

*Presidente:* **Mariano Aguayo Canela,**  
Presidente de la Fundación Andaluza Beturia para la  
Investigación en Salud (FABIS).

*Moderador:* **Marisa España,**  
Radiofísico del Hospital de la Princesa (Madrid).

Miércoles 21 de septiembre de 2005  
12:00 h  
Aula Magna



# NIVELES DE REFERENCIA EN PROCEDIMIENTOS DE RADIOLOGÍA INTERVENCIONISTA

C.J. SANZ, Y. PREZADO, P. COLLADO, C. MONTES, C. MARTÍN, P. GÓMEZ

## INTRODUCCIÓN

El empleo de técnicas fluoroscópicas de rayos-X en procedimientos en radiología intervencionista (RI) diagnósticos o terapéuticos conlleva en muchos casos dosis elevadas al paciente<sup>1-3</sup>. Se ha señalado que el beneficio que se obtiene del empleo de estas técnicas compensa el detrimento producido por las dosis impartidas, en algunos casos efectos deterministas en la piel del paciente<sup>1,2,4,5</sup>. Estos niveles de dosis, sin embargo, deben ser conocidos y optimizados.

El establecimiento de niveles de referencia diagnósticos (DRL) es una herramienta de utilidad para la optimización de la dosis<sup>4,6-8</sup>. En el caso de procedimientos RI, se han señalado las dificultades para establecer estos niveles debido por una parte a la definición no estándar de los procedimientos, la posible aparición de complicaciones durante la intervención, técnicas clínicas diferentes empleadas, y por otra parte el tamaño muestral y el análisis estadístico empleado para la definición de los DRL<sup>6</sup>. Además, se encuentran en la literatura diversas magnitudes para estimar la dosis administrada al paciente, como el producto dosis-área (PDA), la dosis piel a la entrada (DPE) o la dosis máxima en piel (DMP), siendo el PDA el más empleado para el establecimiento de DRL<sup>2,5,6,9,10</sup>.

La complejidad de este tipo de procedimientos de RI aconseja el empleo conjunto de parámetros que afectan a la dosis a paciente<sup>5,8</sup>, como pueden ser el tiempo de imagen fluoroscópica e imagen radiográfica, el número de imágenes radiográficas o el PDA, y medidas directas de la DPE mediante diversos métodos dosimétricos como la dosimetría termoluminiscente (TLD) o mediante película radiográfica calibrada<sup>10,11</sup>.

En el presente trabajo se recogen las medidas de

dosis a paciente en procedimientos RI llevados a cabo en el Hospital Universitario de Salamanca (HUS), en concreto, en procedimientos de arteriografía de troncos supraórticos (ATS), arteriografía de miembros inferiores (AMI) y embolización renal (ER). Se describe la metodología empleada para la estimación de la dosis a paciente, que incluye el empleo de diversos indicadores de la dosis, describiendo las ventajas e inconvenientes de cada uno. Se realiza un análisis estadístico de los resultados, estudiando la correlación entre dichas magnitudes. Finalmente, se proponen DRL locales a partir de los resultados obtenidos y se comparan con los niveles propuestos por otros autores.

## MATERIAL

Los procedimientos analizados en este estudio han sido realizados en la sala de radiología vascular del Servicio de Radiodiagnóstico del HUS equipada con un Integris V3000 (PHILIPS). El equipo posee una cámara de transmisión Diamentor M2 (PTW) que permite monitorizar el PDA. El equipo está sometido a controles de calidad anuales y se ha realizado una comprobación de la calibración de la cámara de transmisión.

Para la medida de la DPE se han empleado dosímetros termoluminiscentes de LiF TLD-100 (HARSHAW) caracterizados y calibrados en un amplio rango de energías de radiodiagnóstico<sup>12</sup>. La lectura de los TLD se realiza mediante un horno TLDO (PTW) y un lector de TLD QS 3500 (HARSHAW).

La medida de la DPE se ha realizado también mediante película radiográfica de exposición directa X-OMAT V (EASTMAN KODAK) y EDR2 (EASTMAN KODAK) calibradas en el propio equipo de radiología vascular. La lectura de las películas se realiza mediante un escáner LS50 Film Digitizer (EASTMAN KODAK) y el software Mephysto (PTW).



## MÉTODOS

La DPE la estimamos de tres modos diferentes:

1. A partir del PDA y de la geometría de cada disparo (distancia foco-piel y tamaño de campo de radiación sobre piel), considerando la atenuación de la mesa y el factor de retrodispersión.

2. Mediante la colocación de los TLD sobre la piel del paciente, en forma de matriz localizada sobre la zona donde se concentran las entradas del haz de radiación.

3. Con la película calibrada, colocada en contacto con la piel del paciente, a la entrada del haz de radiación.

El cálculo de la DPE a partir del PDA permite distinguir la aportación a la dosis total de cada una de las proyecciones y técnicas de disparo empleadas, mientras que las medidas con TLD y película integran la dosis durante todo el estudio. En cambio, no es posible medir la distribución espacial de dosis a partir del PDA sin un conocimiento preciso de las entradas del haz sobre la piel del paciente. En particular, a partir del PDA no podemos conocer la DMP, que determina el riesgo real de efectos deterministas. Además, a la incertidumbre de la dosis calculada a partir del PDA contribuye de manera notable la incertidumbre en la geometría del disparo. Las medidas directas con TLD y película solucionan estos problemas.

Hemos desarrollado<sup>13</sup> y mejorado un método que emplea de forma complementaria cristales TLD y película de haz directo para la determinación de la DPE. Mediante la película podemos optimizar la disposición de los TLD sobre la piel del paciente, colocándolos en la zona donde se concentran las entradas del haz en forma de matriz. La matriz de TLD mide la DPE en cada punto. Las entradas del haz en la película irradiada y el conocimiento de las posiciones de los TLD sobre ésta permiten identificar la contribución de cada proyección a la dosis total. Finalmente, en aquellos casos en los que el máximo de dosis no se corresponda con la posición de algún TLD, la película calibrada permite estimar la dosis en dicho punto.

## RESULTADOS

Los resultados se muestran en las tablas a continuación. Para cada procedimiento se muestra la me-

dia, mediana, 3<sup>er</sup> cuartil y máximo de la DMP, el PDA, el porcentaje de dosis debido a imagen fluoroscópica e imagen radiográfica, el número de series de imágenes, y el número total de imágenes.

Tabla 1. Arteriografía de Troncos Supraórticos.

	Media	Mediana	3 <sup>er</sup> cuartil	Máximo
DMP(mGy)	163.3	161.2	208.9	275.7
PDA(Gy·cm <sup>2</sup> )	75.9	60.6	84.2	150.1
%PDA esc.	13.2	14.6	16.6	21.8
%PDA graf.	87.1	88.4	91.4	93.1
T. esc. (min)	8.8	8.6	9.2	18.3
Series	10.3	9.0	12.5	16.0
Imágenes	188.4	187.0	218.5	268.0

Tabla 2. Arteriografía de Miembros Inferiores.

	Media	Mediana	3 <sup>er</sup> cuartil	Máximo
DMP(mGy)	161.6	118.7	189.2	742.6
PDA(Gy·cm <sup>2</sup> )	173.3	140.9	175.8	662.8
%PDA esc.	2.0	1.4	2.4	6.3
%PDA graf.	98.1	98.7	98.8	99.8
T. esc. (min)	2.4	2.3	2.7	6.3
Series	7.3	7.0	8.5	9.0
Imágenes	158.1	133.0	157.5	268.0

Tabla 3. Embolización renal.

	Media	Mediana	3 <sup>er</sup> cuartil	Máximo
DMP(mGy)	1466.6	1139.4	2041.3	7306.9
PDA(Gy·cm <sup>2</sup> )	287.0	201.1	347.3	616.0
%PDA esc.	9.0	9.1	11.5	14.3
%PDA graf.	91.1	90.9	91.9	94.8
T. esc. (min)	13.0	11.9	13.3	17.3
Series	8.0	8.0	10.0	10.0
Imágenes	164.0	150.0	180.5	263.0

La distribución estadística de la DMP se muestra en las figuras 1, 2 y 3. El tamaño muestral es N=11 para ATS, N=15 para AMI y N=5 para ER. La ER presenta un caso con máximo de 7.3 Gy que no se considera en la estadística. Se estudia la contribución relativa de las proyecciones en cada estudio en términos de PDA. Para ATS se tiene: Cuello a 0°, 45.8%, Cuello a +30°, 31.9% y Cuello a -30°, 22.2%. Para AMI la contribución mayor es en Iliacas con un 76.3%

Se ha estudiado la correlación entre el PDA y la DPE medida con los TLD para todas las proyecciones que pueden ser identificadas en todos los procedimientos, encontrándose para ATS  $r^2=0.33$ , para AMI

$r^2=0.48$  y para ER  $r^2=0.91$ . Cuando se considera la DPE calculada a partir de los valores de PDA, es decir, considerando la geometría, la correlación con los valores medidos es para ATS  $r^2=0.65$ , para AMI  $r^2=0.56$  y para ER  $r^2=0.95$ , como se puede observar en las figuras 4, 5 y 6. Para ATS y ER el cálculo subestima la dosis, y para AMI la sobreestima.

A partir de la estadística realizada, se establecen valores para los DRL a partir del 3<sup>er</sup> cuartil del PDA, por tanto para ATS el nivel de referencia es 84.2 Gy·cm<sup>2</sup>, para AMI 175.8 Gy·cm<sup>2</sup> y para ER 347.3 Gy·cm<sup>2</sup>. Estos valores propuesto son mayores que los encontrados en la literatura: Vañó et al. proponen 66.6 Gy·cm<sup>2</sup> para AMI<sup>7</sup> y Seifert et al. y Marshall et al. proponen 88.0 Gy·cm<sup>2</sup> y 160.0 Gy·cm<sup>2</sup> respectivamente para ER<sup>14,6</sup>.

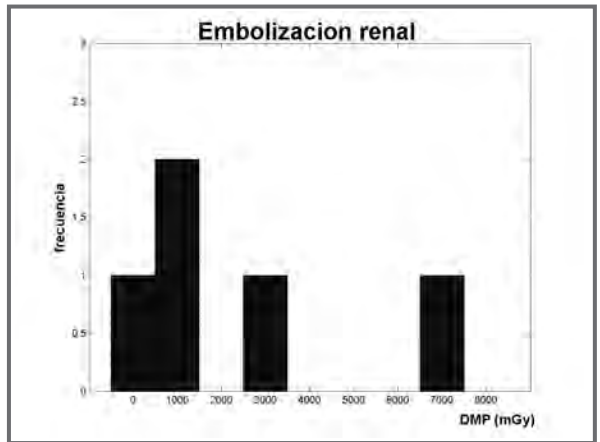


Figura 3. DMP en embolización renal.

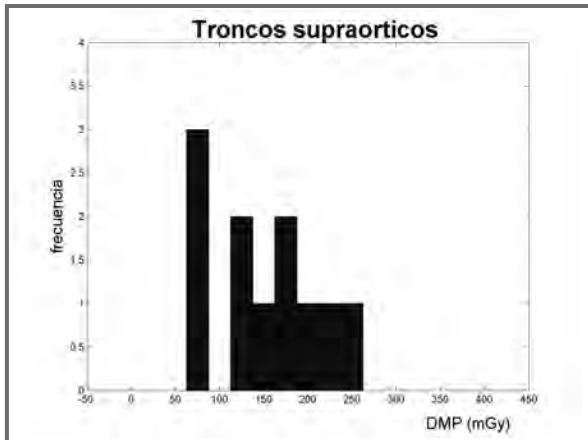


Figura 1. DMP en arteriografía de troncos supraórticos.

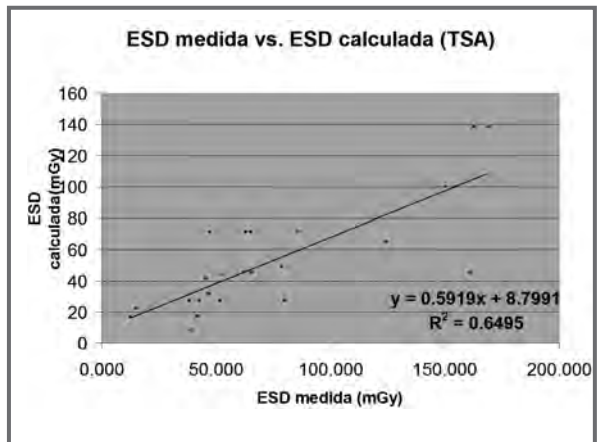


Figura 4. Correlación entre DPE medida con TLD y calculada a partir de PDA para ATS.

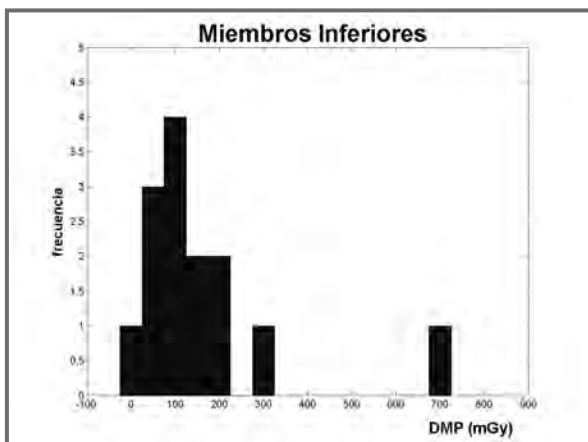


Figura 2. DMP en arteriografía de miembros inferiores.

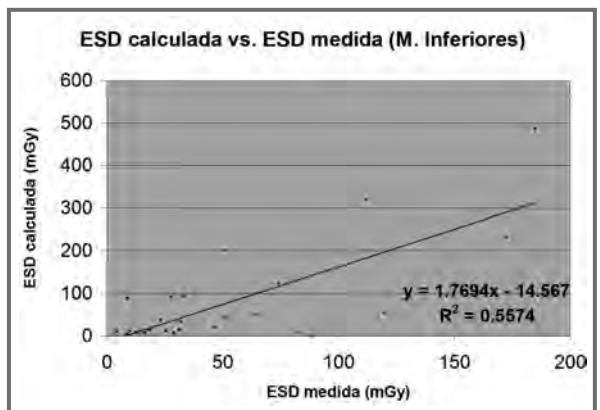


Figura 5. Correlación entre DPE medida con TLD y calculada a partir de PDA para AMI.



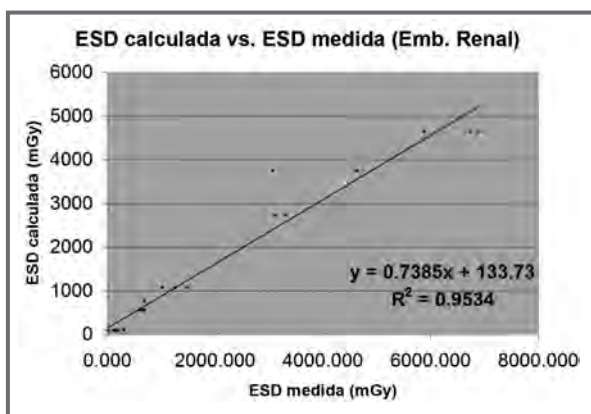


Figura 6. Correlación entre DPE medida con TLD y calculada a partir de PDA para ER.

## CONCLUSIONES

La complejidad de los procedimientos intervencionistas explica la gran variabilidad de las medidas realizadas, quedando esto reflejado en la dispersión de las distribuciones estadísticas.

Hemos estudiado diversos métodos e indicadores de la DPE. La medida de la PDA es sencilla y directa ya que se obtiene del propio equipo, pero es un pobre indicador de la dosis realmente impartida al paciente al no considerar las condiciones reales de irradiación. Cuando se consideran estas condiciones, la correlación con la dosis medida no mejora sustancialmente. La incertidumbre introducida por la dificultad de medir con exactitud todas las condiciones geométricas en que se realiza la irradiación para cada proyección impide que dicho cálculo de DPE a partir del PDA sea preciso. En nuestro estudio hemos comprobado que solo para el caso de ER el PDA resulta ser un indicador razonable de la dosis. Concluimos la necesidad de emplear otro indicador de la dosis a paciente como la DPE o DMP en lugar del PDA.

En todos los estudios de ATS y AMI la DMP está por debajo del umbral de efectos deterministas. En cambio, en el caso de ER las dosis se encuentra próximas al umbral de efectos deterministas, y en un caso ha superado el umbral de eritema permanente (6 Gy) y en otro el de eritema temporal (2 Gy).

Los DRL encontrados en la literatura aparecen expresados en términos de PDA. Los niveles que proponemos son mayores que los encontrados en la literatura. La diferente técnica clínica por una parte y

el muestreo y análisis estadístico por otra parte explican estas diferencias.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup>ICRP Supporting Guidance: "Diagnostic Reference Levels in Medical Imaging- Review and Additional Advice". Annals of the ICRP Vol 31/4. 2001.

<sup>2</sup>McParland, B. J., A study of patient radiation doses in interventional radiological procedures. Br. J. Radiol., 71, 175-185, 1998.

<sup>3</sup>S. Balater, TB. Shope, Syllabus: a categorical course in physics- Physical and technical aspects of angiography and interventional radiology, Oak Book, III: RSNA, 1-258, 1995.

<sup>4</sup>European Commission 1997 Council Directive 97/43/EURATOM of June 30th 1997 on health protection of individuals against the dangers of ionising radiation in relation to medical exposure, and repealing Directive 84/466/Euratom.

<sup>5</sup>Fletcher D.W. et al., Comparison of four techniques to estimate radiation dose to skin during angiographic and interventional procedures. J. Vasc. Interv. Radiol., 13, 391-397, 2002.

<sup>6</sup>Marshall, N.W., et al., Diagnostic reference levels in interventional radiology., Phys. Med. Biol., 45, 3833-3846, 2000.

<sup>7</sup>Vañó, E., et al., Patient dose values in interventional radiology. Br. J. Radiol., 68, 1215-1220, 1995.

<sup>8</sup>Vañó, E., González, L., Approaches to establishing reference levels in interventional radiology., Radiat. Prot. Dosimetry, 94, 109-112, 2001.

<sup>9</sup>van de Putte, S., et al., Correlation of patient skin doses in cardiac interventional radiology with dose-area product. Br. J. Radiol., 73, 504-513, 2000.

<sup>10</sup>Guibelalde, E., et al., Practical aspects for the evaluation of skin doses in interventional cardiology using a new slow film. Br. J. Radiol., 76, 332-336, 2003.

<sup>11</sup>Vañó, E. et al., Patient dosimetry in interventional radiology using slow films. Br. J. Radiol., 70, 195-200, 1997.

<sup>12</sup>Gómez P., et al., Calibration de cristales TLD-100 para dosimetría en Radiodiagnóstico. Radioprotección, nº extraordinario, 285-288, 1998.

<sup>13</sup>Berenguer, R., et al., DPE en pacientes con procedimientos de arteriografía cerebral., Revista de Física Médica, 2 (2), 82-89, 2001.

<sup>14</sup>Seifert, H., et al., Reduction of the radiation exposure of patient caused by selected interventional and angiographic procedures. Rofo, 172 (12), 1057-1064, 2000.

# AUDITORIA INTEGRAL DE DOSIS A PACIENTE EN UN ENTORNO RIS-PACS

M. CÁRDENAS, F. CARRERA, J. SÁNCHEZ, M. LEPE, F. PUJOL, J. L. RETAMAR

## INTRODUCCIÓN

En el año 2004, el servicio andaluz de salud publicó un concurso<sup>1</sup> para la compra de un sistema para la adquisición, proceso y distribución de imágenes médicas para el área sanitaria de Huelva. Dicho concurso contemplaba la incorporación de la radiología computerizada a cuatro grandes centros productores de imágenes, el Hospital Juan Ramón Jiménez, el Hospital Infanta Elena, el Hospital de Riotinto, y el Centro Periférico de Especialidades Virgen de la Cinta, la utilización de un Sistema de Información en Radiología (RIS) común en los servicios de radiodiagnóstico hospitalarios, y la implantación de un Sistema de Comunicación y Archivo de Imágenes (PACS) de arquitectura distribuida y ámbito provincial.

Es habitual el incremento de las dosis a paciente<sup>2</sup> cuando se migra desde un sistema convencional de registro de imágenes, basado en combinaciones pantalla-película, a un sistema de registro basado en fósforos fotoestimulables (PSP). Esta es una situación relacionada con la adaptación del personal técnico al trabajo sin la limitación propia de la limitada latitud de los sistemas pantalla-película, y con la adaptación del radiólogo a las características de la nueva imagen digital.

La existencia de herramientas de comunicación, archivo y procesamiento de la información digital sugirió la conveniencia de implementar una herramienta que permitiera disponer de un análisis en tiempo real de las dosis que estaban siendo suministradas a los pacientes, con el objeto de conocer si se encontraban por debajo de los valores de referencia publicados en la legislación vigente<sup>3</sup>, y adoptar las correspondientes acciones correctivas.

En este trabajo se describe la solución propuesta, en fase de desarrollo y pilotaje.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La red sanitaria pública de la provincia de Huelva cuenta con cuatro Hospitales, tres de los cuales tienen una producción significativa de imágenes radiológicas, y un centro periférico. Además existen nueve instalaciones de baja producción, encuadradas dentro de la red de atención primaria. El acceso a las imágenes debe ser posible para todos los facultativos que trabajan en la mencionada red, a escala provincial, e incluso, con los correspondientes permisos, a escala regional.

Los equipos productores de los haces de rayos X con fines diagnósticos se clasifican en cinco posibles modalidades, encontrándose representados los principales fabricantes de equipamiento radiológico a escala nacional e internacional.

Equipamiento	Nº
Convencionales	25
Telemandos	7
Tomógrafos conputerizados	4
Mamógrafos	3
Arcos vasculares	1

Tabla 1. Relación de equipos generadores de haces de rayos X integrados en el proyecto.

Los mamógrafos son todos del modelo DMR, de General Electric Medical Systems (Milwaukee, USA), careciendo de detector digital, al igual que los equipos convencionales. De los telemandos, tres disponen de la posibilidad de producir imágenes digitales, y el resto debe hacerlo sobre película. Para los equipos que no contaban con los servicios requeridos por el estándar DICOM para la generación de listas de trabajo a partir del RIS o el almacenamiento y la recuperación de imágenes desde el PACS, o la impresión de estas, se instalaron dispositivos intermedios "dicomizadores" (DICOM box®, NAI Tech Products, USA).



Los equipos sin capacidad digital, es decir, los equipos convencionales, mamógrafos y telemandos analógicos, generan la imagen en formato digital mediante sistemas de radiografía computarizada (CR). A estos y a los telemandos analógicos le aplicaremos el nombre de "modalidades analógicas". Los CR disponen de diferentes capacidades de producción, aunque todos (\*) son de la marca Fujifilm.

(\* ) 9 pendientes de instalación. Fabricante aún no definido.

Equipo CR	Producción (IP/h)	Nº
XG-1 o equivalente	66	14(*)
XG5000	165	2
Profect	130	3

Tabla II. Relación de equipos de radiografía computarizada integrados en el proyecto. La producción se mide en la capacidad de lectura de láminas de imagen a la hora, para el formato de 24 x 30 cm<sup>2</sup>.

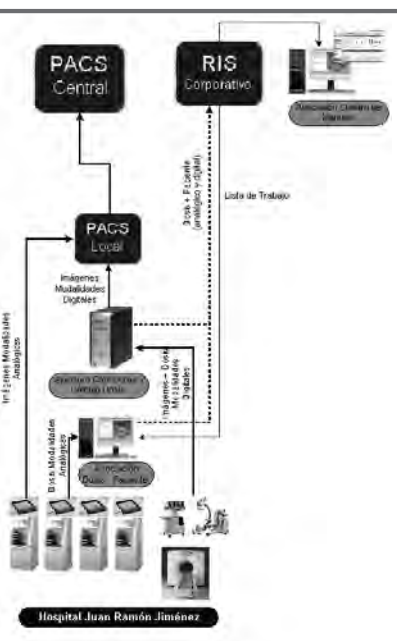


Figura 1. Flujo de información.

Analógicos) no registran la dosis en sus cabeceiras DICOM puesto que no tienen medidores internos, mientras que las digitales sí (CT, Telemandos Digitales).

Los tres bloques funcionales son: subsistema de asociación dosis – paciente para las modalidades analógicas, subsistema de extracción de datos DICOM y cálculo de mediciones para las modalidades digitales, y aplicación "Cuadro de Mandos" para la obtención de estadísticas y control.

Para las modalidades analógicas se ha optado por la inclusión de un medidor externo que se acopla a las modalidades.



Figura 2. Cámara de transmisión.

Este medidor captura el producto dosis-área (DAP) y lo envía a la estación encargada de realizar la asociación entre la dosis y el paciente. Dado que en esta estación se tiene comunicación con el RIS

Corporativo del Servicio Andaluz de Salud, esta medición se envía a su base de datos y queda registrada para la prueba solicitada.

Para el caso del CT y del Telemando digital, las mediciones vienen incorporadas en la cabecera DICOM de la imagen. Estas modalidades reciben la Dicom Modality WorkList del RIS Corporativo e introducen la información en la imagen. A partir de esta información y de la información sobre la dosis podemos incluir los registros necesarios en la base de datos del RIS. En el caso del CT, la medida que se calcula mediante los datos de la cabecera es el CTDI volumétrico. Para calcularlo se utilizan los valores CTDI<sub>100,C</sub> y CTDI<sub>100,P</sub> introducidos manualmente en el sistema como parámetros, así como el grosor de los cortes, la longitud del estudio y el pitch que se obtienen de la cabecera DICOM de la imagen. Con estos valores calculamos el CTDIVOL que se insertará en el registro de la prueba en el RIS.

En la figura 1 se muestran los flujos de información para los dos grupos de modalidades. Este esquema representa el sistema para el hospital Juan Ramón Jiménez, que es igual al de los hospitales Infanta Elena y Riotinto.

## RESULTADOS

En la figura 3 se ve el flujo de información y de trabajo con el sistema de control de dosimetría.

El problema que encontramos deriva del hecho de que las mediciones realizadas las almacenan los dispositivos en campos DICOM privados del fabricante. Esto nos lleva a la imposición de tener que utilizar un diccionario DICOM diferente para cada fabricante y prueba. Al llegar una imagen se leen los campos Manufacturer y Modality de la cabecera (campos

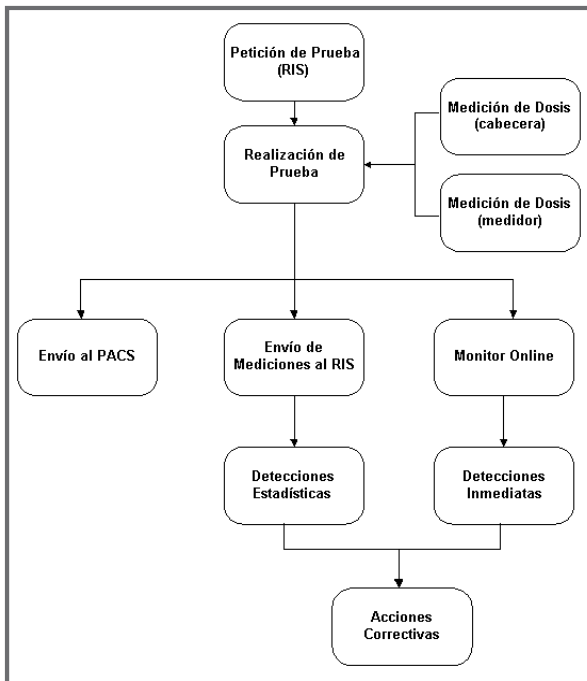


Figura 3. Flujo de control.

públicos comunes a todos los fabricantes) y en base a ellos se elige el diccionario adecuado para la obtención de los datos. La cooperación de los fabricantes es fundamental para la consecución de las metas marcadas.

El último de los bloques funcionales es el relativo a la obtención de las estadísticas y la realización de Data Mining sobre los registros del RIS. La información que se almacena en los campos de la base de datos es la relativa tanto a los pacientes, las pruebas y la sala del servicio donde se realizan. Con estos datos y mediante el uso de los niveles de referencia disponibles, convenientemente transformados a unidades de producto dosis-área (asumiendo tamaños de campo equivalentes al de los sistemas de registro, por simplicidad), podemos detectar anomalías en el funcionamiento de las modalidades.

Por otro lado, tenemos la ventaja de poder obtener información dosimétrica de cada una de las modalidades que ayudan a detectar fallos en equipos o técnicas. Mediante la monitorización de las dosis, por sala, podemos realizar acciones preventivas o correctivas. Esta monitorización de las dosis se puede realizar de dos maneras: mediante la aplicación de "Cuadro de Mandos" o mediante el monitor "on-line". Con la aplicación de "Cuadro de Mandos" podremos

obtener estadísticas a largo plazo, tanto por pruebas, como por sala o por cualquiera de los parámetros especificados por el departamento. Con la monitorización online se puede tener una vista inmediata de lo que ocurre en cada una de las salas, viendo los indicadores de las mediciones acumuladas.

Cabe destacar que no existe unión física ni lógica entre los dispositivos, circunstancia en la que reside la gran potencialidad del sistema y su exportabilidad. Es bien conocido el sistema similar al aquí presentado puesto en funcionamiento por Vañó et cols<sup>4</sup>, en el cual los generadores de los equipos de radiología convencional disponen de un sistema de organización de datos de paciente, de manera que pueden asociarse parámetros técnicos y físicos de cada estudio a cada paciente. Esta es una singularidad que reduce la exportabilidad del sistema. En nuestro caso, esta unión no es necesaria.

El sistema se espera que esté funcionando en fase de pilotaje con una Sala en septiembre de 2005, para presentar todas sus funcionalidades a comienzos de 2006.

## CONCLUSIONES

Las dificultades de la implementación de un proyecto como el que se describe residen en la localización de las mediciones de dosis en las modalidades digitales. Dichas modalidades disponen o bien de dispositivos de medida o más generalmente de algoritmos para el cálculo del producto dosis-área, que incorporan a la cabecera DICOM de la imagen. Estos datos se introducen en campos privados del fabricante lo que implica conocer perfectamente el diccionario DICOM de cada uno de ellos y realizar una lectura dependiente del modelo. Los fabricantes publican su diccionario en el "Dicom Conformance Statement", pero el sistema debe estar preparado para cualquier cambio que se realice sobre los campos y para la inclusión de nuevos modelos. Otra dificultad añadida es el hecho que aunque las modalidades analógicas realizan sus propias mediciones, no guardan la misma información, sino que los tipos de datos que almacenan unas y otras son diferentes.

La solución a estas dificultades pasa por una gran implicación y cooperación de los fabricantes en el proyecto, así como la creación de una estructura en el sistema capaz de recoger y gestionar dichos campos Dicom.





**REFERENCIAS**

<sup>1</sup>Servicio Andaluz de Salud. Concurso Público 32/2003: contratación pública de un sistema para la adquisición, proceso y distribución de imágenes médicas para el área sanitaria de Huelva.

<sup>2</sup>Peinado, M.A., Torres, R., Sendón, R., Hernando, I. Estimación de dosis a paciente en un sistema de radiografía computarizada. En: Comunicaciones del

IX Congreso de la SEPR, 2002, del 29 al 31 de mayo. Bilbao, 2002.

<sup>3</sup>REAL DECRETO 1976/1999 por el que se establecen los criterios de calidad en Radiodiagnóstico

<sup>4</sup>Vano, E., Fernandez, J.M., Ten, J.I., Guibelalde, E., Gonzalez, L., Pedrosa, C.S.A. Real-Time Measurement and audit. of radiation dose to patients undergoing computed radiography. Radiology 2002; 225:283-288.

# PREDICCIÓN DEL SÍNDROME HEMATOPOYÉTICO RADIOINDUCIDO MEDIANTE CUANTIFICACIÓN DE PROGENITORES HEMATOPOYÉTICOS MOVILIZADOS A SANGRE PERIFÉRICA

T. GRANDE Y J.A. BUEREN

## INTRODUCCIÓN

La sobreexposición accidental a radiaciones ionizantes puede causar síndromes clínicos. Entre ellos, el denominado síndrome hematopoyético es el que tiene lugar con dosis de radiación más bajas, debido a la afectación de los diferentes progenitores hematopoyéticos, considerados entre las poblaciones celulares más radiosensibles del organismo humano. Debido a las características del sistema hematopoyético, organizado jerárquicamente, la gravedad del síndrome hematopoyético radioinducido dependerá del tipo de población celular dañada así como del grado de daño alcanzado, resultando de importancia crítica el grado de afectación de las células madre hematopoyéticas alojadas en la médula ósea, ya que poseen capacidad de autorrenovación y de diferenciación múltiple durante toda la vida del individuo y en última instancia son responsables de toda la producción celular sanguínea. La gravedad del síndrome hematopoyético radioinducido se intenta predecir mediante dosimetría física o dosimetría biológica, esta última a través de estudios citogenéticos. No obstante, la relación entre este tipo de análisis y la reserva hematopoyética del individuo expuesto es muy indirecta, principalmente en casos de exposiciones parciales. En este trabajo se plantea la posibilidad de determinar la reserva hematopoyética después de exposición a radiaciones con un método mucho más directo que permita predecir la gravedad del síndrome de médula ósea, y por tanto, ayudar a la toma de decisiones sobre la mejor opción terapéutica para el individuo irradiado. En este sentido, actualmente se sugiere que, en condiciones adecuadas, un número reducido de células madre hematopoyéticas podría ser suficiente para regenerar toda la hematopoyesis del organismo irradiado. Habiendo demostrado previamente que el factor G-CSF moviliza el repertorio completo de células madre hematopoyéticas desde la médula ósea a la sangre<sup>1</sup>, nuestra aproximación en un modelo animal -el ratón- se basa en movilizar los progenitores hematopoyéticos con factores de

crecimiento y cuantificar de forma directa el contenido de los mismos en sangre periférica (ver Fig. 1). Analizamos así la existencia de correlación entre el número total de progenitores hematopoyéticos movilizados a sangre periférica respecto a la dosis de radiación y/o la reserva hematopoyética en los animales irradiados, y la posibilidad de predecir la gravedad del síndrome hematopoyético en diferentes modelos de exposición a la radiación.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Los estudios se han realizado en ratones irradiados con rayos X. La exposición a la radiación ha sido global con diferentes dosis, o parcial con alta dosis (10 Gy) y protegiendo partes del cuerpo-. Una vez irradiados los animales, se les ha sometido a tratamiento movilizador con el factor hematopoyético G-CSF, o con otros. Al 4º día postirradiación se ha extraído la sangre periférica y se ha cuantificado el número de progenitores comprometidos de la serie granulо-macrofágica (CFU-GM) presentes en la misma. Se ha evaluado también el síndrome hematopoyético en animales sometidos a irradiación global o parcial y se ha analizado su correlación con el número de progenitores hematopoyéticos movilizados a sangre periférica.

*Animales.* Se han utilizado ratones B6D2, machos adultos de 12-15 semanas de edad, criados en el Servicio de Animalario del CIEMAT. En otros casos que se indican se han utilizado ratones C57Bl o Balb/c, también criados y mantenidos en nuestro animalario; así como ratones NOD-SCID, de Jackson Lab. Los experimentos se realizaron conforme a las normativas europea (European Convention ETS 1 2 3) y española (R.D 223/88, 14 Marzo, MAPA).

*Tratamiento para la movilización.* rhG-CSF (Neupogen. Amgen S.A., Barcelona) administrado mediante inyección subcutánea (250\_g/Kg/día) durante 4 días consecutivos (una inyección cada 12



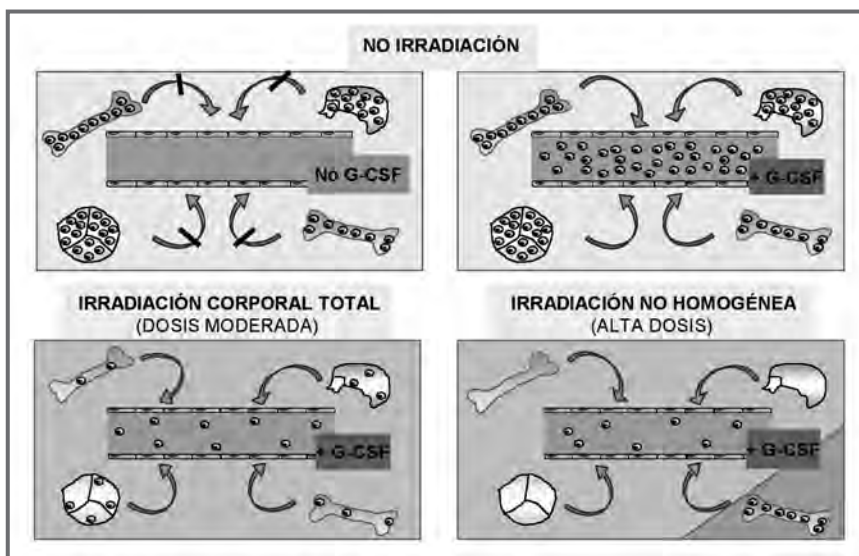


Figura 1. Modelo de movilización de progenitores hematopoyéticos desde la médula ósea a la sangre periférica tras administración del factor G-CSF. En animales no irradiados, sin G-CSF, no se produce movilización de progenitores; con G-CSF, se produce una gran movilización. Después de la irradiación, con G-CSF se produciría una movilización dependiente de la reserva medular y por tanto dependiente de la dosis de radiación recibida. Se ilustra la posible respuesta con irradiación corporal total y dosis moderada, o bien el caso de irradiación no homogénea con alta dosis indicación de la zona protegida.

horas), o mediante la utilización de mini-bomba de difusión continua (Micro-osmotic pump. Alzet, modelo 1007D. Alza Corporation, Mountain View, CA, USA). La administración se inició el mismo día de la irradiación de los animales. En ciertos casos se utilizó Peg-G-CSF -rhG-CSF conjugado con polietilenglicol (SD01)- (Neulasta; kindly provided by Amgen, Thousand Oaks, CA, USA; 50 mg por ratón), administrado solo o junto con trombopoyetina (TPO, Kirin Brewery, Japan; 0.3 mg por ratón) mediante inyección única subcutánea.

**Cuantificación de progenitores granulo-macrofágicos (CFU-GM).** Se cuantificó el número de CFU-GM presentes en la sangre periférica. Para ello la sangre se extrajo al 4º día después de la irradiación y del inicio de la movilización y se procedió a la realización de cultivos de sangre mediante ensayo específico de cultivo in vitro para CFU-GM.

**Reserva total de CFU-GM en médula ósea.** Se cuantificó el número de CFU-GM femorales inmediatamente tras la irradiación con diferentes dosis de rayos X y se estimó el número total de CFU-GM en la médula

ósea de los animales, considerando que la médula ósea de un fémur corresponde al 7% del total en un ratón<sup>2</sup>.

**Irradiación de ratones.** Los animales se irradiaron con Rayos X en un equipo Philips MG 324 (Philips, Hamburgo, Alemania), a 300 Kv, 10mA, HVL: 3.2 mm Cu y con una tasa de dosis de 1.03 Gy/min. En el modelo de exposición parcial a la radiación, los animales se irradiaron con 10 Gy protegiendo diferentes porciones del cuerpo. Se siguieron los criterios y normas de Protección Radiológica (Reglamento

sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas, R.D. 1836/1999; Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes, R.D. 783/2001).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se ha estudiado la existencia de correlación entre la dosis de radiación global recibida y el número de progenitores CFU-GM movilizados a sangre periférica tras la administración de tratamiento movilizador; para ello se han analizado distintas cepas de ratones (B6D2, Balb/c, C57Bl y NOD-SCID) con diferencias en potencial de movilización<sup>3,4</sup>, así como en radiosensibilidad<sup>5,6</sup> siendo la cepa NOD-SCID particularmente radiosensible<sup>7</sup>. Según se muestra (Fig. 2A), el tratamiento movilizador en ratones no irradiados induce una gran elevación del número de progenitores en sangre periférica en todas las cepas analizadas. Al aumentar la dosis de radiación se producen reducciones en los niveles de CFU-GM movilizadas, y como cabría esperar, la reducción es más pronunciada en ratones NOD-SCID, de gran radiosensibilidad. Lo destacable es que se observa una correlación muy significativa entre la dosis de radiación global recibida y el número de CFU-GM movilizadas a sangre periférica en todas las cepas analizadas, y se demuestra que la normalización de los datos ajusta muy significativamente a la función del modelo multiblancos de fracción de supervivencia. Esto significa que las variaciones en el número de progenitores movilizados dependen mucho más de la dosis de radiación que de la variabilidad genética de los animales. Por otro lado, se ha analizado si el número de progenitores hematopoyéticos presentes en sangre periférica después

de irradiación global y movilización refleja la reserva total de progenitores supervivientes a la irradiación. Para ello se ha determinado también el número total de CFU-GM en la médula ósea de animales irradiados. Los datos obtenidos (Fig. 2B) muestran una estrecha relación entre la reserva total de CFU-GM en médula ósea después de la irradiación y el número de CFU-GM movilizadas a sangre periférica, y esta relación resulta independiente del protocolo de movilización utilizado (G-CSF, o Peg-G-CSF junto con trombopoietina).

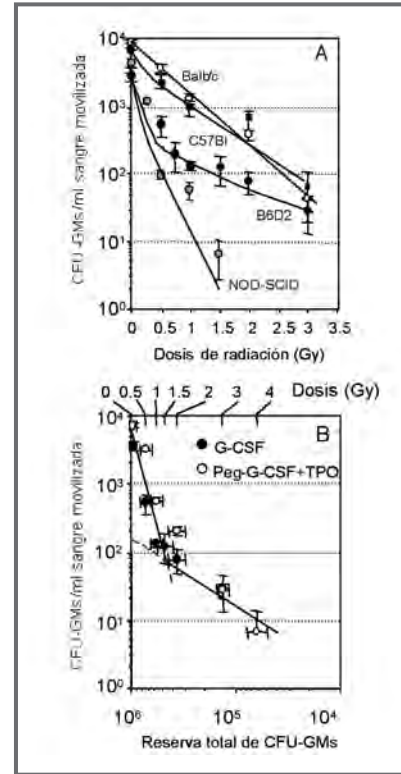
Con el propósito final de investigar si el número de progenitores hematopoyéticos presentes en sangre periférica después de irradiación y movilización es capaz de predecir la gravedad del síndrome hematopoyético radioinducido, se ha estudiado también la movilización de los progenitores hematopoyéticos a sangre periférica después de irradiaciones no homogéneas. En este caso la dosis de radiación fue de 10 Gy -letal para los progenitores hematopoyéticos-, con exposición de áreas específicas del cuerpo del ratón y protección total de otras. Según nuestros datos, el número de progenitores movilizados guarda una relación estrecha con la extensión del área irradiada, por lo que existiría una correlación significativa entre el número de progenitores movilizados a sangre periférica y la dosis de radiación después de exposición global, o la extensión del área irradiada después de exposición local. Para evaluar el síndrome radioinducido se analizaron los niveles de leucocitos en sangre después de irradiación global con diferentes dosis o de irradiación parcial con dosis alta (10 Gy). Nuestros resultados muestran que el número de progenitores que se encuentran en la sangre periférica movilizada de ratones irradiados resultaría ser indicativo del *nadir* de leucocitos postirradiación, y por lo tanto estaría relacionado con la magnitud del síndrome hematopoyético radioinducido.

En este estudio la movilización se ha realizado con G-CSF, Peg-G-CSF<sup>4</sup> o con una combinación de Peg-G-CSF más trombopoietina (TPO). Además de su potencial movilizador, G-CSF resulta eficaz en el tratamiento de la aplasia medular radioinducida<sup>8</sup>. TPO aumenta la supervivencia de ratones irradiados<sup>9</sup> y su combinación con G-CSF acelera la recuperación hematopoyética<sup>10</sup>. Datos nuestros muestran que la administración de Peg-G-CSF junto con TPO, en inyección única e igual a la utilizada aquí para la movilización, evita la muerte del 50% de los ratones expuestos a irradiación letal<sup>11</sup>. Todo lo anterior indica

que la potencial predicción del síndrome radioinducido mediante la cuantificación de progenitores movilizados en sangre podría realizarse administrando factores que además favorecen la recuperación hematopoyética. Nuestros resultados resultarían de interés para el pronóstico y el tratamiento terapéutico del síndrome radioinducido en humanos, y apoyan la idea de un soporte terapéutico adecuado con factores de crecimiento para una mejor relación riesgo-beneficio sin acudir al trasplante de médula ósea cuando no hay daño hematopoyético irreversible<sup>8, 12-14</sup>.

Nuestros resultados sugieren que la cuantificación de los progenitores hematopoyéticos movilizados a sangre periférica después de una irradiación accidental puede constituir una buena aproximación para predecir la gravedad del síndrome hematopoyético radioinducido.

Figura 2. **A.** Movilización de progenitores CFU-GM a sangre periférica después de dosis única y global de Rayos X (se muestran distintas cepas de ratones). **B.** Relación entre el número de CFU-GM movilizadas a sangre periférica y la reserva total de CFU-GM supervivientes a la radiación.



## AGRADECIMIENTOS

Con apoyo de la Comunidad Europea (FIGHT-CT-2001-00157) y del Consejo de Seguridad Nuclear (00/275). A Sergio García por su labor con el equipo de irradiación y a Jesús Martínez por el mantenimiento de los animales.

## REFERENCIAS

1. Varas F, Bernad A, Bueren JA. Granulocyte colony-stimulating factor mobilizes into peripheral



blood the complete repertoire of hematopoietic precursors residing in the bone marrow of mice. *Blood* 88: 2495-2501, 1996.

2. Schofield R, Cole LJ. An erythrocyte defect in splenectomized x-irradiated mice restored with spleen colony cells. *Br J Haematol* 14: 131-140, 1968.

3. Roberts AW, Foote S, Alexander WS, et al. Genetic influences determining progenitor cell mobilization and leukocytosis induced by granulocyte colony-stimulating factor. *Blood* 89: 2736-2744, 1997.

4. de Haan G, Ausema A, Wilkens M, et al. Efficient mobilization of haematopoietic progenitors after a single injection of pegylated recombinant human granulocyte colony-stimulating factor in mouse strains with distinct marrow-cell pool sizes. *Br J Haematol* 110: 638-646, 2000.

5. Hendry JH, Lord BI. The analysis of the early and late response to cytotoxic insults in the haemopoietic cell hierarchy. Potten, CS, Hendry, JH (editores). *Cytotoxic insult to tissue*. Churchill Livingstone. Edinburgh, UK. 1983.

6. Hanson WR, Fry RJ, Sallese AR, et al. Comparison of intestine and bone marrow radiosensitivity of the BALB/c and the C57BL/6 mouse strains and their B6CF1 offspring. *Radiat Res* 110: 340-352, 1987.

7. Shultz LD, Schweitzer PA, Christianson SW, et al. Multiple defects in innate and adaptive immunologic function in NOD/LtSz-scid mice. *J Immunol* 154: 180-191, 1995.

8. Hirama T, Tanosaki S, Kandatsu S, et al. Initial medical management of patients severely irradiated in the Tokai-mura criticality accident. *Br J Radiol* 76: 246-253, 2003.

9. Herodin F, Bourin P, Mayol JF, et al. Short-term injection of antiapoptotic cytokine combinations soon after lethal gamma-irradiation promotes survival. *Blood* 101: 2609-2616, 2003.

10. Wagemaker G, Neelis KJ, Hartong SC, et al. The efficacy of recombinant thrombopoietin in murine and nonhuman primate models for radiation-induced myelosuppression and stem cell transplantation. *Stem Cells* 16: 375-386, 1998.

11. Grande T, Bueren JA. A new approach to evaluate the total reserve of hematopoietic progenitors after acute irradiation. *Radiat Res* 162: 397-404, 2004.

12. Gale RP, Butturini A, Baranov A. Radiation accidents: primum non nocere. *Bone Marrow Transplant* 11: 421-424, 1993.

13. Coleman CN, Stone HB, Moulder JE, et al. Medicine. Modulation of radiation injury. *Science* 304: 693-694, 2004.

14. Waselenko JK, MacVittie TJ, Blakely WF, et al. Medical management of the acute radiation syndrome: recommendations of the Strategic National Stockpile Radiation Working Group. *Ann Intern Med* 140: 1037-1051, 2004.

# CO-A2

- Formación en Protección Radiológica
- Normativa y Legislación
- Radiaciones no ionizantes

*Presidente:* **Violeta del Monte Barreto,**  
Directora General de Investigación.  
Ministerio de Educación y Ciencia

*Moderador:* **Juan José Peña Bernal,**  
Catedrático de Física Médica de la Universidad  
de Extremadura.

Miércoles 21 de septiembre de 2005  
12:00 h  
Salón de Grados



# FORMACIÓN NO PRESENCIAL DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA EN RADIODIAGNÓSTICO

R. MEDINA, J. FERNÁNDEZ, J. BARÓ, J. PUIG, A. MALET

## INTRODUCCIÓN

El paulatino incremento de aplicaciones de las radiaciones ionizantes en el ámbito sanitario necesita ir acompañado de una adecuada formación en materia de protección radiológica. Dicha formación se va incorporando, con cierto retraso, en algunos de los planes de estudios del ámbito sanitario, pero además requiere de una formación continuada para el personal sanitario en activo<sup>1</sup>.

Para el caso específico de radiodiagnóstico, en España está previsto que su funcionamiento esté dirigido por personal que posea los conocimientos adecuados sobre el diseño y uso de los equipos, sobre el riesgo radiológico asociado y los medios de seguridad y protección radiológica<sup>2</sup>. Todo ello se formaliza mediante una acreditación por parte del Consejo de Seguridad Nuclear. Adicionalmente, de la aplicación de la Directiva 97/43/EURATOM<sup>3</sup>, surgen entre otros el Real Decreto 1976/1999<sup>4</sup> y el Real Decreto 815/2001<sup>5</sup>, donde en ambos se aborda la necesidad de formación continuada en materia de protección radiológica, tanto en lo referido al paciente como al propio personal profesionalmente expuesto.

## NECESIDADES Y PROBLEMÁTICA DE LA FORMACIÓN CONTINUADA

La proliferación de exploraciones de radiodiagnóstico, asociada a la implantación de sistemas que facilitan la obtención de imágenes diagnósticas (radiología digital, tomógrafos multicorte, ...) comportan una mayor capacidad diagnóstica que requiere de adecuados conocimientos en materia de protección radiológica, ya sea a nivel básico para el médico peticionario o a nivel más avanzado para el médico especialista, el técnico o el profesional sanitario directamente implicado.

Esta necesidad de mejora y actualización de los conocimientos en materia de protección radiológica ha de procurar compatibilizarse con la dispar disponibilidad horaria asociada a la labor asistencial en radiodiagnóstico. Ello ha comportado dificultades en el establecimiento de horarios para acciones formativas de tipo presencial. Además, ni el punto de partida ni la rapidez con que se pueden adquirir los conocimientos son los mismos para todo el personal. Todo ello ha comportado el interés en organizar una formación de tipo no presencial, pero manteniendo un sistema de tutorías. Además, también se ha considerado necesario el disponer de herramientas de autoevaluación, que resultan de utilidad tanto para el alumno como para el propio tutor.

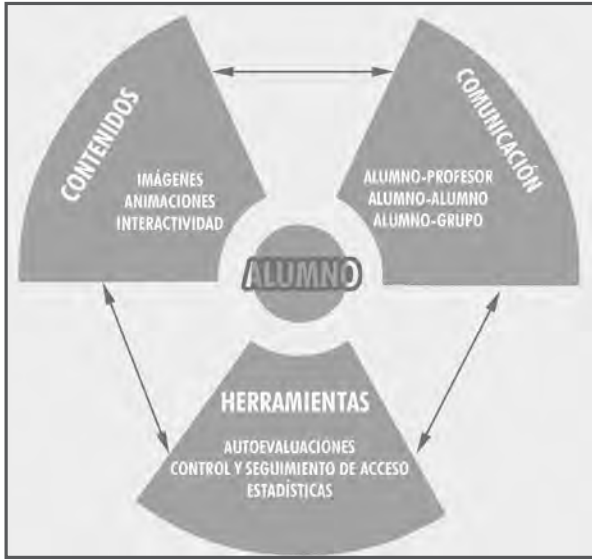
## FORMACIÓN NO PRESENCIAL VÍA “E-LEARNING”

El desarrollo que en los últimos años han tenido las tecnologías de la información y la comunicación (TIC) han permitido que se haya desarrollado un nuevo sistema de formación a distancia basado en ellas. Esta formación se denomina genéricamente “e-learning” y utiliza principalmente internet para que los alumnos accedan a los cursos.

Uno de los requisitos de la formación “e-learning” es la necesidad de un adecuado entorno tecnológico (ordenador y conexión a internet), que actualmente es de fácil disponibilidad. Los contenidos se hallan en forma electrónica y utilizan recursos multimedia, tanto imágenes como animaciones.

Para acceder a los cursos se utiliza un entorno virtual denominado Campus Virtual desde el que el alumno accede a los contenidos, se comunica con los profesores y con el resto de alumnos y realiza autoevaluaciones. El acceso al curso se realiza desde cualquier ubicación geográfica con acceso a internet y está disponible 24 h al día, los 7 días de la semana. De esta forma, el alumno es el que gestiona su tiem-

po para dedicarlo a su formación en función de sus posibilidades. Por otro lado, el Campus dispone de herramientas que permiten al profesorado realizar un seguimiento de la acción formativa y del nivel de asimilación de conceptos por parte del alumno, como son los registros de acceso a los contenidos, los resultados de las autoevaluaciones y las tutorías.



**EL CAMPUS VIRTUAL**

En nuestro caso se ha utilizado un Campus Virtual ubicado en uno de los servidores de ACPRO, S.L. con conectividad de banda ancha DSL simétrico (800 kbps / 800 kbps). El Campus dispone de un sistema de acceso controlado, de forma que el alumno puede acceder a los cursos en los que se haya matriculado. Los contenidos de los cursos se han adaptado especialmente para la formación vía “e-learning”. Para ello se han utilizado tanto imágenes como animaciones interactivas que ayudan a la comprensión y asimilación de los conceptos. El alumno dispone de una serie de herramientas como son: un sistema de comunicación interna del Campus que le permite comunicarse con sus profesores, así como con el resto de alumnos de su curso; un sistema de autoevaluaciones que le permiten tomar conciencia de su nivel de asimilación de los conceptos y tomar las medidas correctoras oportunas. Las autoevaluaciones constan de preguntas tipo test (verdadero/falso y multi-opción) que se escogen de forma aleatoria de una base de preguntas, haciendo que vayan variando cada vez que se realizan.

Título	Estatus	Fecha Inicio	Fecha Final	Intentos	Preguntas	Puntuación
Bases físicas	Expirado	2005-04-11 09:00	2005-06-08 14:00	0/-1 para ilimitado.	10	--
Encuesta principio de funcionamiento del equipo de rayos x y variación del espectro de rayos x.	Expirado	2005-04-18 09:00	2005-06-21 10:00	0/-1 para ilimitado.	10	--
PR del paciente	Expirado	2005-04-25 12:00	2005-06-26 12:00	0/-1 para ilimitado.	10	--
Efectos Biológicos	Expirado	2005-04-27 10:00	2005-06-21 13:00	0/-1 para ilimitado.	10	--

Detalle de acceso a las autoevaluaciones

Asimismo, los profesores disponen de otro grupo de herramientas para el seguimiento de la formación del alumno: un sistema de seguimiento de los accesos de los alumnos a los contenidos; un sistema de consulta de los resultados de las autoevaluaciones; un sistema de comunicación para contactar con sus alumnos para resolver dudas e impulsar la participación.

**EXPERIENCIA EN UN CASO PRÁCTICO**

Para evaluar la validez, idoneidad y eficacia de la utilización del “e-learning” para la formación en Protección Radiológica (PR), se ha desarrollado un curso de PR en Radiodiagnóstico que se ha implantado como parte de la formación de ocho residentes de radiología del Centro Diagnóstico UDIAT, S.A. del Parc Hospitalari Taulí de Sabadell (Barcelona). Este curso está acreditado por la Comisión de Formación Continuada del Sistema Nacional de Salud con 9.6 créditos. Dicho curso se planteó con el objetivo de presentar y actualizar los conocimientos en PR a fin de minimizar las dosis de radiación que reciben tanto los pacientes como los profesionales expuestos en exploraciones de radiodiagnóstico.

Detalle de acceso a los contenidos



Un ejemplo del contenido de uno de los capítulos está disponible en:  
<http://www.acpro.es/formacion.html>

El colectivo al que se ha dirigido el curso tiene una alta carga asistencial y formativa, por lo que es de especial interés para comprobar las bondades y defectos de la formación "e-learning". Dado que se era consciente de la novedad de este sistema de formación, se complementó con dos clases presenciales, tanto para dar a conocer el Campus Virtual y sus herramientas como para la resolución de dudas y fomentar la motivación de los alumnos.

El temario del curso consta de las siguientes áreas temáticas: bases físicas, principios de funcionamiento de un equipo de rayos x, efectos biológicos, detección y medida de la radiación, protección radiológica operacional, protección radiológica del paciente, programa de garantía de calidad y legislación. La duración del curso se estima en 50 horas, para lo cual los alumnos dispusieron de 2 meses para completarlo. Se definió un calendario para completar cada una de las áreas temáticas. Al finalizar cada área temática el alumno tuvo que completar un test de autoevaluación que se podía realizar un número indefinido de veces. A lo largo del curso los alumnos se comunicaron con los profesores para resolver las dudas que surgieron. Para finalizar el curso se realizó un prueba presencial que se acompañó con una encuesta de satisfacción con puntuación de 1 a 5 (1 malo – 5 bueno)

## RESULTADOS

La formación vía "e-learning" es un sistema relativamente incipiente, prueba de ello es que ninguno de los alumnos había realizado previamente ningún curso utilizando esta modalidad. Las herramientas del Campus Virtual han permitido realizar un seguimiento exhaustivo del acceso de los alumnos, siendo éste desigual. Inicialmente se detectó que unos pocos alumnos se conectaban con poca frecuencia o directamente no se conectaban al curso. Los profesores contactaron con dichos alumnos para conocer las causas y motivarlos, lo cual corrigió la situación.

Todos los alumnos realizaron las autoevaluaciones, siendo la puntuación media global de 8.3/10 y la de las áreas temáticas: bases físicas (8.1/10); principios de funcionamiento del equipo de rayos x (7.2/10); detección y medida de la radiación (6.4/10); efectos

biológicos (8.3/10); PR operacional (7.7/10); PR del paciente (7.4/10); programa de garantía de calidad y legislación (7.5/10).

La prueba final fue superada por todos los alumnos, siendo la nota media un 9.1/10, demostrando el alto grado de asimilación de los conocimientos del curso.

En cuanto a los contenidos, la opinión general es que se adecuan a los objetivos (4.1/5), siendo el tema de legislación el que menos interés ha despertado. Los contenidos multimedia, especialmente las animaciones, han sido considerados de gran utilidad (4.5/5). Todos los alumnos coinciden en que las autoevaluaciones les han permitido conocer su nivel de conocimientos, pero consideran que algunas preguntas se repiten (4.3/5). Respecto al sistema de comunicación con el profesor, se considera que es muy útil, aunque se reconoce que no se ha explotado suficientemente (3.9/5). La duración del curso ha sido considerada correcta, permitiéndoles compaginar su actividad profesional con la realización del curso (4.1/5).

La mayoría de los alumnos (63 %) consideran que este sistema es mejor que el presencial, ya que les permite autogestionar el tiempo dedicado a su formación y el tipo de contenidos facilita el aprendizaje. Entre los partidarios de la formación presencial se reconoce sin embargo que los contenidos en formato "e-learning" les han facilitado la comprensión y asimilación de conceptos.

## CONCLUSIONES

Se ha constatado la necesidad de una formación continuada en materia de protección radiológica en radiodiagnóstico.

La formación "e-learning" facilita la adecuación de horarios, evita desplazamientos, además de adaptar el ritmo de aprendizaje a la capacidad del alumno.

A través de una evaluación continuada del alumnado se dispone de información objetiva sobre el grado de aprovechamiento. Además, a pesar de que pueda parecer un contrasentido, la percepción de los alumnos ha sido de un mayor "contacto" con los profesores que en un curso presencial.

La principal desventaja es que se requiere una mayor motivación por parte del alumno, que el profesor

puede contrarrestar utilizando las herramientas de comunicación de las que dispone.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> Comisión Europea. Protección Radiológica 116: "Guidelines on education and training in radiological protection for medical exposures". Dirección General de Medioambiente, 2000.

<sup>2</sup> Real Decreto 1891/1991, sobre instalación y utilización de aparatos de rayos x con fines de diagnóstico médico. BOE de 3 de enero de 1992.

<sup>3</sup> Directiva 97/43/Euratom del Consejo de 30 de junio de 1997 relativa a la protección de la salud frente a los riesgos derivados de las radiaciones ionizantes en exposiciones médicas. Diario Oficial nº L 180 de 9 de julio de 1997.

<sup>4</sup> Real Decreto 1976/1999, por el que se establecen los criterios de calidad en radiodiagnóstico. BOE de 29 de diciembre de 1999.

<sup>5</sup> Real Decreto 815/2001, sobre justificación del uso de las radiaciones ionizantes para la protección radiológica de las personas con ocasión de exposiciones médicas. BOE de 14 de julio de 2001.

# ENSEÑANZA-APRENDIZAJE DEL RIESGO MEDIANTE BITÁCORA

JOSÉ MA VEGA, JUAN J. PEÑA, MA ANGELES ROSSELL Y JOSÉ L. CALVO.

## INTRODUCCIÓN

Cada día se acentúa más el papel del profesor como guía para el alumno y menos como transmisor de conocimientos. A este cambio contribuye de modo notable el desarrollo de las aplicaciones informáticas, que está aportando nuevos recursos para dar un giro a la docencia tradicional al incorporarlas como herramientas educativas, el progreso de los multimedia que aportan una interactividad flexible y adaptable a diferentes ritmos de aprendizaje y el crecimiento espectacular de Internet propiciando la orientación de actividades educativas para su difusión a través de páginas Web.

En trabajos previos hemos presentado el diseño de una herramienta denominada CUADERNO DE BITÁCORA<sup>1,2,3</sup> que permite analizar gráficamente la navegación realizada por los alumnos a través de una serie de conceptos que se le muestra en la ventana de un navegador Web convencional.

En este trabajo recordamos los aspectos esenciales de esta herramienta y presentamos como ejemplo la zona del mapa del tutorial de radiactividad centrada en el concepto de riesgo radiológico, donde se hace uso entre otros de los siguientes términos y conceptos: riesgo, medida del riesgo, factor de riesgo, detrimento, niveles de riesgo y percepción de los riesgos. Cada término o concepto (nodo) se implementa en una pantalla donde se muestra la información textual y gráfica más básica, junto a los enlaces que permiten pasar a otros nodos relacionados para poder navegar por el conjunto del tutorial.

Se elaboran además por cada nodo una serie de preguntas de tipo test previamente discutidas entre los profesores para seguir el progreso de los alumnos en el aprendizaje de la materia y un diagrama de bloques donde se visualizan las relaciones de los términos y conceptos tratados.

Con CUADERNO DE BITÁCORA el alumno (usuario) navega por los contenidos del tutorial que se le muestra en la ventana de un navegador Web convencional. Explora los "nodos" en los que se encuentran los diferentes conceptos del mismo mediante los "enlaces" contenidos en ellos. El servidor Web le proporciona esta información de manera transparente y se registran los nodos que visita y el tiempo que permanece en cada uno de ellos mediante scripts insertados en cada página y programas instalados en el servidor.

Posteriormente, el sistema permite hacer una representación gráfica sobre el "Mapa del tutorial" de los nodos explorados y el tiempo de permanencia empleado mediante líneas que representan los enlaces y círculos de radio proporcional al tiempo. Las respuestas a cuestiones sobre los contenidos de cada nodo y su representación gráfica en el "Mapa de navegación" permite seguir el progreso de aprendizaje del alumno, así como su "patrón de navegación".

El profesor (tutor) puede ver el progreso de sus alumnos en cualquier periodo de tiempo analizando los mapas de navegación y de respuestas de cualquier parte del hipermedia. El resultado de este análisis puede ser utilizado para ayudarle a clarificar dudas o errores conceptuales sugiriéndole trabajos o lecturas adicionales. Del mismo modo, el análisis de la navegación de muchos usuarios permiten al tutor y al autor del hipermedia detectar fallos en su estructura (zonas visitadas raramente o por cortos periodos de tiempo, que sistemáticamente son mal respondidas, etc.), y pueden hacer las oportunas modificaciones o sugerencias.

Cuando el usuario desea evaluar los conocimientos de una determinada parte del material el servidor le presenta alguno de los tests de respuesta múltiple relacionados con los diferentes conceptos involucrados. El servidor recoge y registra

las respuestas junto a otra información de interés (usuario, fecha y hora, etc.). Finalmente, el usuario puede pedir en cualquier momento su Mapa de Navegación o su progresión en el tema.

**CONTENIDOS DEL HIPERMEDIA**

Se ha elaborado un hipermedia con el siguiente contenido y estructura:

1. Radiactividad

1.1. Descubrimiento (1.1.1. Radiactividad natural, 1.1.2. Radiactividad artificial)

1.2. Concepto, 1.2.1. Inestabilidad nuclear, 1.2.1.1. Conversión masa-energía /balance energético, 1.2.1.2. Gráfico estabilidad nuclear Z-N, 1.2.1.3. Reacciones nucleares. 1.2.2. Ley de la desintegración, 1.2.2.1. Actividad, 1.2.2.2. Constantes radiactivas, 1.2.2.2.1. Constante de desintegración, 1.2.2.2.2. Periodo, 1.2.2.2.3. Vida media, 1.2.3. Esquema de desintegración. 1.2.4. Espectro de desintegración. 1.2.5. Tipos de desintegración, 1.2.5.1. Desintegración alfa, 1.2.5.1.1. Transformación, 1.2.5.1.2. Esquema, 1.2.5.1.3. Espectro, 1.2.5.1.4. Ejemplo. 1.2.5.2. Desintegración beta-, 1.2.5.2.1. Transformación, 1.2.5.2.2. Esquema, 1.2.5.2.3. Espectro, 1.2.5.2.4. Ejemplo, 1.2.5.3. Desintegración gamma, 1.2.5.3.1. Transformación, 1.2.5.3.2. Esquema, 1.2.5.3.3. Espectro, 1.2.5.3.4. Ejemplo, 1.2.5.4. Desintegración beta+, 1.2.5.4.1. Transformación, 1.2.5.4.2. Esquema, 1.2.5.4.3. Espectro, 1.2.5.4.4. Ejemplo, 1.2.5.5. Captura electrónica, 1.2.5.5.1. Transformación, 1.2.5.5.2. Esquema, 1.2.5.5.3. Espectro, 1.2.5.5.4. Ejemplo

1.3. Interacción / Efectos, 1.3.1. Aplicaciones, 1.3.1.1. Médicas, 1.3.1.1.1. Diagnóstico (Medicina Nuclear), 1.3.1.1.1.1. Radionúclido, 1.3.1.1.1.2. Radiofármaco, 1.3.1.1.1.3. Órgano Blanco, 1.3.1.1.1.4. Periodo biológico, 1.3.1.1.1.5. Periodo efectivo, 1.3.1.1.1.6. Producción de Radionúclidos, 1.3.1.1.2. Terapia (Radioterapia, Medicina Nuclear), 1.3.1.1.3. Preventiva, 1.3.1.2. Industriales, 1.3.1.3. Militares, 1.3.1.4. Investigación, 1.3.2. Riesgos / Seguridad / Protección, 1.3.3. Detección y Medida, 1.3.4. Magnitudes y unidades radiológicas.

**GENERACIÓN Y EDICIÓN DEL MAPA DE CONCEPTOS**

Un paso clave consiste en la elaboración del organigrama que establece la relación entre conceptos, para lo cual se parte de la tabla de enlaces y de la selección de progenitores establecida por el tutor y CUADERNO DE BITÁCORA genera un mapa SVG (Scalable Vector Graphic) colocando los nodos y los enlaces.

Como ejemplo, y en relación al apartado 1.3.2. del hipermedia, la *Figura 1* muestra sus nodos y sus enlaces con otras partes del mismo.

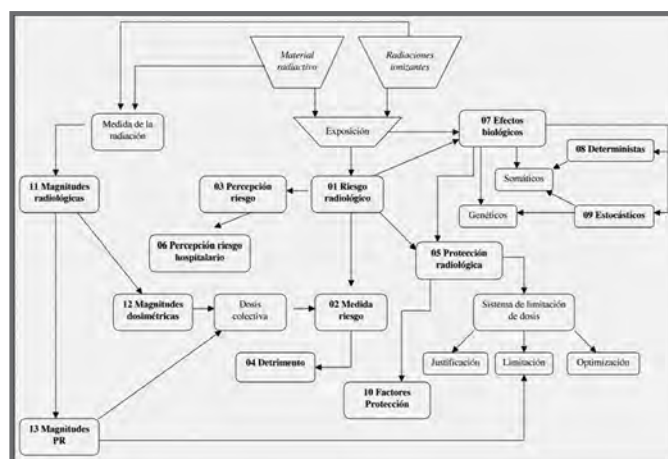


Figura 1. Organigrama asociado al apartado 1.3.2 del hipermedia que trata sobre riesgos

El mapa del hipermedia, representado en SVG, puede visualizarse sobre un navegador con el plugin correspondiente ( en nuestro caso SVG Viewer 3.0 de Adobe) o un visualizador externo de SVG. El mapa puede recoger eventos (desplazamiento y arrastre de elementos) de manera que los scripts insertados en él permiten editar la posición de los nodos o grupos de ellos, de modo que el tutor puede reorganizar el espacio según las conveniencias didácticas del hipermedia.

Una vez que el tutor considera que el mapa es adecuado para la consecución de sus objetivos fijará las coordenadas (x,y) de los nodos pulsando el botón que las actualiza en la tabla correspondiente de la base de datos. El mapa permite escalar la anchura, la altura, el tamaño, color y posición de los círculos que representan los nodos, las líneas de los enlaces o el texto de los rótulos con el título de cada nodo.

## EJEMPLOS DE PANTALLAS Y PREGUNTAS ASOCIADAS AL RIESGO

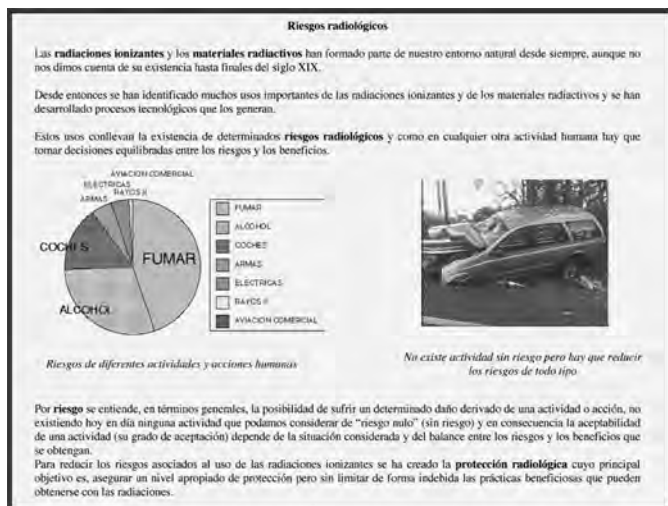


Figura 2. Ejemplo de pantalla asociada al nodo 01 de la Figura 1

## NAVEGANDO POR EL HIPERMEDIA

Cuando el usuario elige navegar por el hipermedia puede visitar el mapa del mismo y comenzar por el nodo que más le interese o realizar una visita guiada previamente marcada por su tutor. En cualquier caso puede abandonar la ruta marcada y navegar con libertad por los diferentes enlaces de las páginas que visita.

A medida que el alumno visita los nodos, CUADERNO DE BITÁCORA registra el tiempo empleado en cada nodo visitado. Posteriormente el alumno o tutor podrán ver el mapa de navegación en el que se representan círculos de tamaño proporcional al tiempo de estancia en los nodos así como la trayectoria seguida.

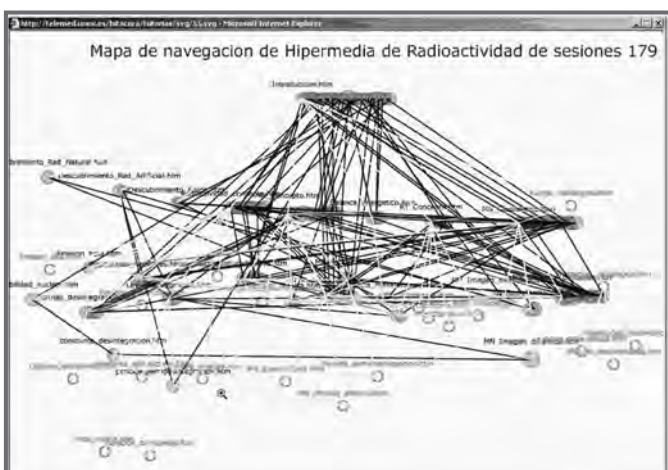


Figura 3. Ejemplo de mapa de navegación

## CONCLUSIONES

CUADERNO DE BITÁCORA es una herramienta muy útil. De una parte el diseño de los propios hipermedias obliga a seleccionar y estructurar mejor los contenidos de las materias tratadas mediante Unidades de Aprendizaje y Mapas de Conceptos e invita a una mayor participación del profesorado involucrado en su impartición y de otra facilita una postura más activa del alumno.

No obstante, la necesidad de contar con un número elevado de alumnos en la asignatura de protección radiológica, que es optativa en nuestra Universidad, está ralentizando la obtención de conclusiones didácticas más específicas, entre otras las relativas al riesgo radiológico.

## REFERENCIAS

1. Vega Fernández, J.M.; Rossell Bueno, M.A.; Calvo Aguilar, J.L.; Peña Bernal, J.J. y Pérez Muñoz, R. Hypermed: A Way To Apply Hypermedia In Medical Education. Innovation in Education and Training International. 34 (1). (1997). pp.56-64.
2. Vega Fernández, J.M.; Peña Bernal, J.J ; Rossell Bueno, M.A. y Calvo Aguilar, J.L.; Análisis de la Navegación a través de un tutorial de Protección Radiológica. Conferencia Internacional: Radiation Protection Training: Future strategies. Madrid 17-19 Septiembre. 2003 Libro. Editorial CIEMAT. ISBN: 84-7834-450-0. NIPO: 402-03-027-0. pp 298-304
3. Vega Fernández, J.M.; Rossell Bueno, M.A. ; Calvo Aguilar J.L. ; Peña Bernal, J.J ; Fernández, M ; Pérez, R; Rubio, V; y Chavero, J.C.; Aprendizaje de la Radiactividad en el entorno Cuaderno de Bitácora. XV Congreso Nacional de la Sociedad Española de Física Médica. Pamplona 2005

# APLICACIÓN DE LAS ENCOMIENDAS DE ACTIVIDADES DEL CONSEJO DE SEGURIDAD NUCLEAR A LAS COMUNIDADES AUTÓNOMAS

M. RODRÍGUEZ, J.L. GONZÁLEZ

## 1. ASPECTOS GENERALES

### *Introducción*

En la Disposición Adicional 3a de la Ley de Creación del Consejo de Seguridad Nuclear (C.S.N.) y los Estatutos que regulan su funcionamiento (arto 11), se define la Encomienda de Funciones como la relación entre el C.S.N. y las Comunidades Autónomas (CC.AA.), en virtud del cual el C.S.N. encarga a éstas la realización de actividades de carácter material, técnico o de servicio, propias de la competencia del primero.

El Arto 15 de la Ley de carácter básico del Régimen Jurídico de las Administraciones Públicas y del Procedimiento Administrativo Común, establece las características de la figura de la Encomienda.

Según dicho precepto, se puede encomendar dichas actividades propias de un órgano o entidad administrativa, a otro órganos o entidades de la misma o distinta Administración, si se considera conveniente por razones de eficacia o por la no disponibilidad de medios técnicos idóneos para su ejercicio, quedando entendido que en ningún caso se está transfiriendo ni la titularidad de la competencia, ni los elementos sustantivos de su ejercicio.

Es necesario distinguir la Encomienda de otras figuras similares tales como la denominada *Delegación de Competencias* o delegación funcional, o también la *Transferencia de Titularidad* que implica ejercer la competencia por un órgano diferente del que la tenía originariamente atribuida.

En resumen, en el caso de la Encomienda:

Se encarga la realización de actividades materiales, técnicas o de servicio.

En ningún caso una Encomienda supone una cesión de titularidad de la competencia o de los elementos sustantivos de su ejercicio.

Las Encomiendas deben formalizarse mediante Convenio entre el C.S.N. y la Comunidad Autónoma.

### *Objetivo*

El objetivo por tanto de la Encomienda es conseguir la ejecución de las funciones propias del C.S.N. utilizando para ello las capacidades de las CC.AA., prestando a los administrados un servicio más eficaz y aproximando los órganos administrativos a los ciudadanos.

Este procedimiento permite una relación más ágil y flexible que, manteniendo la calidad técnica de las actuaciones, logre una mejora tanto en la eficacia de los programas, como en la disminución de los plazos de ejecución.

### *Documento sobre los criterios generales*

Corresponde al C.S.N. el establecimiento de los criterios a los que habrá de ajustarse cada Convenio, por lo que a los efectos de conseguir un desarrollo eficaz y armonizado de las encomiendas teniendo en cuenta los principios de objetividad, uniformidad y armonización que deben presidir la gestión de los intereses públicos, el Consejo ha aprobado con fecha 23 de febrero de 2005 el documento "*Criterios Generales para la Encomienda de Funciones del C.S.N. a las CC.AA.*", encontrándose disponible para su distribución externa e información pública.

### *Funciones encomendables*

En el documento de criterios se identifican como encomendables:

1. Evaluaciones de seguridad e inspecciones para la concesión de autorizaciones de las instalaciones radiactivas.
2. Inspecciones para y el seguimiento y control del funcionamiento de las instalaciones radiactivas y los transportes de sustancias radiactivas.
3. Inspecciones para y el seguimiento y control del funcionamiento de entidades que prestan servicios en materia de protección radiológica.
4. Concesión de licencias de personal de las instalaciones radiactivas y acreditaciones del personal de las instalaciones de radiodiagnóstico médico y las evaluaciones para la homologación de cursos para la obtención de las mismas.
5. Ejecución de programas de control de los Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental de las instalaciones nucleares.
6. Colaboración con la Organización de Respuesta ante Emergencias del CSN.

### **Desarrollo de los Acuerdos de Encomienda**

Normalmente las encomiendas de funciones del CSN se establecen mediante la firma inicial de un acuerdo entre el gobierno de la Comunidad Autónoma y el CSN en el que se incluye como alcance la totalidad o gran parte de las funciones encomendables.

Las ejecución efectiva por la C.A. de las funciones encomendadas se realiza de forma paulatina mediante la firma de sucesivas Actas de Entrada en Vigor. En la tabla siguiente se resumen las encomiendas de funciones que tiene establecidas actualmente el CSN, indicándose el alcance efectivo en vigor de cada una de ellas con referencia a la numeración utilizada en el párrafo precedente.

<b>C.A.</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
Asturias		•				•
Baleares	•	•				•
Canarias		•				•
Cataluña	•	•	•	•	•	•
Galicia		•				•
Navarra		•	•			•
País Vasco		•	•			•
Valencia	•	•	•			•

Para la ejecución de las funciones encomendadas las CC AA deben aplicar los procedimientos de Gestión y Técnicos oficialmente aprobados por el CSN.

### **Personal**

Se requiere que el personal que las CC AA propongan para su acreditación por el CSN disponga de titulación superior en ciencias o ingeniería. Cuando en una C.A. existe mas de un inspector acreditado se permite la acreditación de personas con titulación de grado medio.

personal que dentro de una C.A. ejecute las actividades encomendadas por el CSN debe poseer un vinculo estable de carácter funcional con la C.A. y ser acreditado por el CSN tras un proceso de formación teórica equivalente al requerido para los Jefes de Servicios o Unidades de Protección Radiológica y un periodo de formación práctica en el CSN de tres meses de duración.

Normalmente la ejecución de una nueva función por una C.A. se inicia con un periodo en el cual todas las actividades se realizan tuteladas por personal propio del CSN.

### **Régimen económico**

En el documento de criterios del CSN se prevé la posibilidad de dos modalidades:

- Participación en tasas. La C.A. recibe un porcentaje de las tasas devengadas por el CSN por las actividades ejecutadas por la C.A.
- Módulos de coste. Se establecen unos valores estándar para los diferentes gastos unitarios en que incurre la C.A. por cada inspector acreditado y se retribuye anualmente de acuerdo con los efectivos disponibles.

### **Seguimiento de las actividades encomendadas.**

Se prevén los siguientes mecanismos para el seguimiento de la ejecución por las CC AA de las actividades encomendadas:

- Seguimiento institucional mediante una Comisión que se reúne anualmente.

- Seguimiento técnico mediante la realización de auditorias por el CSN, mediante la revisión de control por muestreo de un número de actuaciones anuales de las C.A y mediante el control de legalidad por la Asesoría Jurídica del CSN de toda cuestión que pueda surgir en el desarrollo de las encomiendas.

## **2. ENCOMIENDA DE FUNCIONES DEL C.S.N. A LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO (C.A.P.V.)**

### ***Objeto de la presentación***

Considerando el interés que representa en la exposición de este tema, el conocimiento sobre el desarrollo que han tenido en la práctica alguna de las Encomiendas que se encuentran actualmente en vigor, así como sus experiencias y resultados obtenidos, se describe de forma resumida los aspectos más generales de la Encomienda de Funciones de la C.A.P.V, teniendo en cuenta que por las características y número de instalaciones radiactivas que dispone esta C.A. (120 de 2a y 3a categoría y 1.200 de radiodiagnóstico médico) puede estimarse como representativo del modelo medio de Encomiendas a las CC.AA.

### ***Antecedentes***

Con fecha 28 de junio de 1995 se suscribió un Convenio de Encomienda entre el C.S.N. y la C.A.P.V. sobre las siguientes funciones:

- Inspecciones de Instalaciones Radiactivas (II.RR.) de 2a y 3a categoría.
- Inspecciones de Instalaciones de Radiodiagnóstico médico.
- Inspecciones de transporte de combustible nuclear y materiales radiactivos.
- Inspecciones de los Servicios de Protección Radiológica (S.P.R.).
- Análisis y Evaluaciones de las II.RR. de 2a y 3a categoría.
- Vigilancia Radiológica Ambiental.

Tras una etapa destinada a adquirir los medios materiales necesarios y el adiestramiento del personal, con fecha 24 de abril de 1996 se firma por ambas partes el Acta de Entrada en Vigor del Convenio, disponiendo que en una primera etapa se realizarían únicamente las inspecciones de control de funcio-

namiento de las instalaciones, las de S.P.R. y las de transporte de material radiactivo, aplazando las funciones de Análisis y Evaluaciones y las Inspecciones en proceso de licenciamiento hasta que los inspectores adquiriesen un conocimiento completo de las instalaciones.

Posteriormente con fecha 15 de abril de 2002 se firma por ambas partes la Adenda Primera al Acta de Entrada en Vigor del Convenio, incorporando la realización de las funciones anteriormente aplazadas.

Finalmente con fecha 12 de marzo de 2004 se firma la Adenda Segunda ampliando el Convenio con la incorporación de las funciones de colaboración en materia de emergencias radiológicas, Inspecciones de las Empresas de Venta y Asistencia Técnica de rayos X médicos (VAT) en la C.A.P.V., así como la actualización de los medios de intercambio de información mediante nuevo equipamiento informático.

### ***Datos actuales sobre la ejecución de las funciones encomendadas***

#### *Personal*

Como recursos humanos para el desempeño de las funciones en esta C.A. se dispone de una unidad administrativa encuadrada en la Dirección de Administración de Industria y Minas del Departamento de Industria, Comercio y Turismo del Gobierno Vasco, constituida por 3 inspectores acreditados por el C.S.N., con titulación superior y un vínculo estable de carácter funcionarial.

Algunos de ellos desarrollan simultáneamente y de forma esporádica otras actividades como técnicos, propias del área de Industria.

#### *Medios Materiales disponibles*

- Para las tareas de inspección de las II.RR., se dispone como equipamiento varios radiómetros detectores de radiación con sonda de contaminación \_-, detector de neutrones de alta sensibilidad con sonda externa de contaminación \_-, y monitor destinado a la medida de contaminación superficial por radiación \_-.
- Como prendas de protección personal para las inspecciones en lugares afectados por contamina-



ción radiactiva se dispone de buzos con capucha y solapa adhesiva y cubre-calzas de media caña, mascarillas plegables con válvula y filtro, máscaras buco-nasales y guantes látex tacto.

- Para el control dosimétrico mensual como trabajadores profesionalmente expuestos de categoría A, dosímetros personales termoluminiscentes y revisiones médicas anuales.

#### *Actividades realizadas.*

El conjunto de actividades realizadas anualmente, comprende las inspecciones a las II.RR. que totalizan aproximadamente unas 200, distribuidas en 120 para las de control de funcionamiento, 50 para las de radiodiagnóstico médico, 4 de S.P.R., 4 de VAT, 5 de transporte de material radiactivo y unas 17 que engloban varias modalidades tales como licenciamientos para la puesta en marcha, clausuras, sobredosis, incidentes radiológicos o transferencia de material radiactivo.

En el capítulo de Análisis y Evaluaciones se incluyen además de todas las inspecciones antes mencionadas, unos 37 informes de evaluación presentados al Pleno del C.S.N. para su dictamen, y que han sido promovidos por solicitudes de autorizaciones de funcionamiento de nueva inscripción o modificaciones de las instalaciones.

#### ***Conclusiones y valoración de los resultados sobre la aplicación de la Encomienda***

Como ventaja global de la ejecución de la encomienda de funciones del CSN se identifica la disponibilidad, en la Comunidad Autónoma del País Vasco, de capacidad técnica y experiencia sobre protección radiológica, para la prestación de todo tipo de servicios en esa materia en condiciones de máxima proximidad con los ciudadanos.

En cuanto al ejercicio efectivo de las funciones de la Encomienda en el País Vasco a continuación se realiza un breve resumen por razones de espacio, destacando las ventajas y mejoras más importantes que se han logrado a lo largo de estos años.

De entre todas ellas destacamos como más importantes las siguientes:

- 1.- Reducción de los periodos de tramitación para la

obtención de autorizaciones de funcionamiento y puesta en marcha de las nuevas instalaciones o sus modificaciones.

- 2.- Posibilidad de reducir aún más estos periodos con la dotación de equipamiento informático con escáner que está previsto instalarse próximamente, logrando el intercambio de datos entre el C.S.N. y la C.A.P.V. y la consiguiente eliminación de trasiego de papel.
- 3.- Mantener un adecuado seguimiento y control del funcionamiento de las instalaciones a través de los programas de inspección reduciendo la incidencia de desviaciones o irregularidades que pudieran causar incidentes o accidentes radiológicos.
- 4.- Mayor rapidez en prestar la asistencia técnica e inspectora en relación con los accidentes e incidentes radiológicos o emergencias, dada la proximidad geográfica de los órganos administrativos con las instalaciones.
- 5.- De modo análogo mayor rapidez de respuesta en la función de asesoramientos en las consultas, que requieran la presencia de inspectores agilizando "in situ" los procesos correctores y de evaluación en las II.RR.

Concluimos finalmente con la recomendación a las CC.AA. que inicien por primera vez la Encomienda, que el ejercicio efectivo de las funciones encomendadas no se comiencen todas ellas de manera simultánea, sino que se realicen en una primera etapa únicamente las inspecciones de control de funcionamiento hasta lograr un conocimiento lo más completo posible de las instalaciones, incorporando posteriormente de forma gradual el resto de las funciones precedidas, según los casos, de una fase tutelada, cuestiones todas ellas que la práctica nos ha demostrado obtenerse resultados más eficaces.

#### **REFERENCIAS**

- 1.- Gabinete Técnico de la Presidencia del CSN. Criterios Generales para la Encomienda de Funciones del C.S.N. a las CC.AA. (18 páginas). 2005.

# P-A1

- Protección Radiológica de los Trabajadores

*Presidente:* **Francisco Martí** ,  
Director de Explotación de Tecnatom.  
Ministerio de Educación y Ciencia

*Relator:* **Manuel Rodríguez Martí**,  
Subdirector de Protección Radiológica Operacional.  
Consejo de Seguridad Nuclear.

Miércoles 21 de septiembre de 2005  
15:30 h  
Aula Magna



# APLICACIÓN DEL ESPECTRÓMETRO DE TRANSFERENCIA LINEAL DE ENERGÍA MDU-LIULIN A LA MEDIDA DE RADIACIÓN EN VUELOS COMERCIALES

J.C. SÁEZ VERGARA, E. CORREA GARCÉS, F. SPURN,  
R. DOMÍNGUEZ-MOMPELL ROMÁN, C. SANCHO LLERANDI

## INTRODUCCIÓN

El Informe ICRP-60 mencionaba explícitamente la exposición a la radiación cósmica de las tripulaciones aéreas y la Unión Europea ha incluido este tema en sus regulaciones y recomendaciones técnicas. En España, la protección radiológica de las tripulaciones aéreas se ha incluido en el Real Decreto de Protección Sanitaria contra las radiaciones ionizantes (RD 783/2001), siendo la autoridad competente la Dirección General de Aviación Civil (DGAC) que será asesorada por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN). En este sentido, IBERIA L.A.E. y CIEMAT mantienen un Acuerdo de colaboración desde el año 2000 cuyo objetivo es la determinación experimental de la dosis de radiación ionizante recibidas en los vuelos comerciales y cuyo resultado principal ha sido la elaboración de un programa de protección radiológica para las tripulaciones de la Compañía IBERIA L.A.E.

Los campos de radiación a bordo de aeronaves en las altitudes típicas de la aviación civil (8-12 km) son complejos y contienen partículas con energías de hasta varios cientos de MeV. En estos campos se distinguen dos componentes: una caracterizada por una baja transferencia lineal de energía (LET) y que contiene principalmente electrones, protones de alta energía, mesones y fotones, y la componente de alta LET que contiene fundamentalmente neutrones y algunas partículas pesadas cargadas.

En este trabajo se ha estudiado la aplicación en medidas de dosis en alturas de aviación civil del espectrómetro MDU-Liulin basado en un diodo de Si originalmente desarrollado para ser empleado en naves espaciales. Con este propósito se han estudiado en campos de referencia de fotones, neutrones y partículas de alta energía cinco unidades de MDU-Liulin pertenecientes al Departamento de Dosimetría de la

Radiación, Instituto de Física Nuclear (NPI, Academia de Ciencias de la República Checa, Praga), en adelante NPI-Praga, e IBERIA L.A.E.. Finalmente, también se han efectuado medidas en varios vuelos reales con objeto de comparar los resultados obtenidos con estos detectores con los datos reportados por otros tipos de detectores, en particular un contador proporcional equivalente a tejido (TEPC) que hoy día es considerado como el instrumento de referencia para la caracterización de campos mixtos de radiación.

## *Espectrómetro de energía lineal MDU-Liulin*

El espectrómetro de energía lineal transferida MDU-Liulin es un pequeño y ligero dispositivo de dimensiones 100x80x25 mm y peso 250 g que permite registrar simultáneamente las dosis y el número de eventos de energía depositada en un detector de semiconductor. Por su tamaño y autonomía de operación, este instrumento puede ser montado como monitor de radiación en continuo en las aeronaves actuales con una mínima instalación reversible.

El espectrómetro consta de un diodo de Si como detector, un preamplificador sensible a carga, 3 microcontroladores, una memoria flash y batería de ión Li. La energía depositada en el detector se mide con una técnica de análisis de pulsos. La amplitud de los pulsos es proporcional a la energía depositada en el detector mediante un factor del orden de 240 mV/MeV. El ajuste final de la escala de energía se realiza empleando fuentes de  $^{241}\text{Am}$  que proporcionan fotones de 60 keV. Las amplitudes de los pulsos se digitalizan y organizan en un espectro de 256 canales. La configuración del espectrómetro, el análisis de los datos y la transferencia de los resultados al ordenador se efectúa con un programa específico a tales efectos.

**Respuesta a la radiación gamma**

La Figura 1 muestra las distribuciones de eventos registrados en función de la energía depositada en Si para los tres instrumentos MDU-Liulin estudiados en el Laboratorio de Metrología de las radiaciones Ionizantes del CIEMAT (en adelante LMRI) empleando haces colimados de <sup>60</sup>Co y <sup>137</sup>Cs y una tasa de dosis equivalente ambiental de 20 μSv·h<sup>-1</sup>.

Se puede observar que las distribuciones para cada fuente son muy similares para las tres unidades de MDU-Liulin estudiadas, obteniéndose en todas ellas que el número de pulsos correspondientes a energías depositadas en el detector de Si superiores a 1 MeV es nulo o muy pequeño. Pese a una pequeña discrepancia del 5% entre los resultados de la unidad IB01 con las otros dos instrumentos estudiados, puede admitirse que en campos de fotones la dosis absorbida medida en espectrómetros MDU-Liulin es numéricamente igual a la dosis equivalente ambiental.

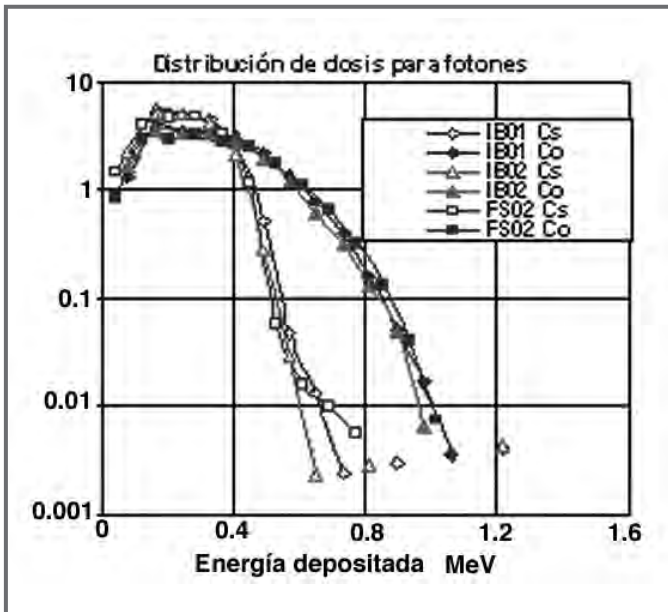


Figura 1: Distribuciones de dosis depositada en Si por tres detectores MDU-Liulin expuestos a las radiaciones de fotones ('Cs' indica <sup>137</sup>Cs, 'Co' indica <sup>60</sup>Co) en el LMRI CIEMAT a una tasa de dosis equivalente ambiental de 20 μSv·h<sup>-1</sup>.

**Respuesta a los neutrones (fuente de AmBe)**

Las exposiciones a neutrones de los tres dispositivos se efectuaron en la instalación de referencia

DIN-UPM de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Madrid, empleando para ello una fuente de AmBe con una tasa de emisión de neutrones de 6.6x10<sup>6</sup> s<sup>-1</sup> que proporciona una tasa de dosis equivalente ambiental de 0.31 μSv·h<sup>-1</sup> a una distancia de 60 cm y sin considerar la retrodispersión. La Figura 2 muestra el buen acuerdo entre las distribuciones de energía depositada en las tres unidades estudiadas.

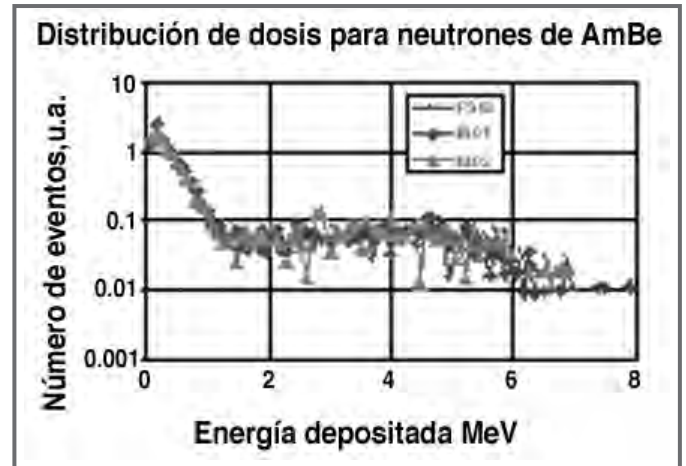


Figura 2: Distribuciones de dosis depositada en Si por tres detectores MDU-Liulin expuestos a la radiación de una fuente de AmBe en la instalación DIN-UPM a una tasa de dosis equivalente ambiental de 310 μSv·h<sup>-1</sup> (excluyendo la retrodispersión).

La relación entre la dosis absorbida en Si medida en los instrumentos y la dosis equivalente ambiental impartida es del orden de 0.12, valor que es ligeramente inferior al encontrado por el NPI-Praga .

**Respuesta en el campo de referencia de radiación de alta energía CERF (CERN)**

El CERN ha establecido el laboratorio CERF para producir campos de referencia para radiaciones de alta energía. Para ellos se emplea el haz H6 de la instalación SPS del CERN, donde se hace colisionar un haz de partículas positivas (protones y piones en relación 2 a 1 y momento GeV/c) sobre un blanco cilíndrico de 70 mm de diámetro y 500 mm de longitud. El blanco se sitúa longitudinalmente sobre el eje del haz, siendo posibles dos configuraciones de blindajes: 80 cm de cemento y 40 cm de hierro. En la instalación están definidas distintas posiciones de medida en el blindaje situado sobre el blanco, siendo conocidas para cada una de ellas los valores de referencia en términos de tasa de dosis equivalente

ambiental a partir de cálculos MonteCarlo efectuados con el código FLUKA y medidas espectrométricas experimentales con esferas Bonner y otras técnicas.

La *Figura 3* muestra las distribuciones de dosis obtenidas con los cuatro instrumentos estudiados, notándose que todas ellas son similares hasta 18 MeV pero con algunas cuentas en los detectores de NPI-Praga para energías superiores donde los detectores IBERIA no presentan cuenta alguna.

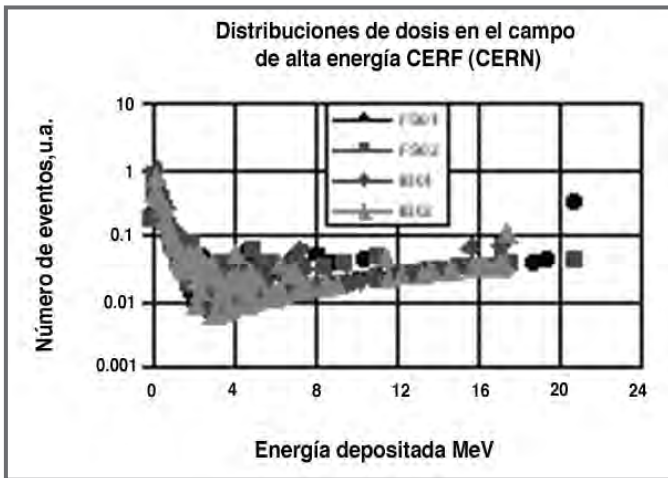


Figura 3: Distribuciones de dosis depositada en Si por cuatro detectores MDU-Liulin expuestos en la posición lateral CS1 de la instalación CERF de radiación de alta energía.

### Medidas a bordo de vuelos comerciales de IBERIA L.A.E.

La *Figura 4* muestra la comparación de la energía depositada en la unidad IB01 en las fuentes cita-

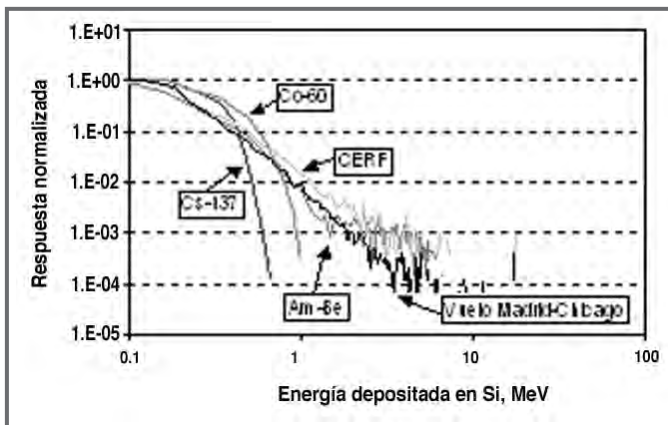


Figura 4: Comparación de la distribución de energía depositada en la unidad MDU-Liulin IB01 para distintas fuentes de radiación y un vuelo trasatlántico Madrid-Chicago.

das anteriormente, incluyendo además la respuesta obtenida en un vuelo trasatlántico Madrid-Chicago efectuado en Noviembre de 2004. En la figura se aprecia claramente la capacidad del instrumento para ser empleado en la medida de los campos mixtos de radiación encontrados en altitudes de los vuelos comerciales.

Desde el año 2001 y en el marco de colaboración entre el CIEMAT e IBERIA L.A.E. se han realizado medidas a bordo de más de 200 vuelos que han cubierto todo el rango geográfico de operación de la compañía aérea: Norteamérica, Centroamérica, Sudamérica, Sudáfrica, Europa y Oriente Medio. Las medidas se han efectuado con diversos instrumentos especialmente seleccionados a tal efecto y que incluyen un contador equivalente a tejido. En Mayo de 2003, se incorporaron dos unidades MDU-Liulin al programa de medidas a bordo. La Tabla 7 muestra los resultados obtenidos con los distintos sistemas experimentales y su comparación con las estimaciones calculadas con el código EPCARD 3.2.. Los datos están ordenados por la latitud de operación de los vuelos, desde la más septentrionales hasta las más meridionales.

La *Tabla 1* ilustra la influencia de algunos de los factores que influyen en la intensidad de la radiación en altitudes de la aviación comercial. Por ejemplo, se aprecia claramente el efecto de la latitud ya que las mayores tasas de dosis medidas corresponden a los vuelos efectuados a Norteamérica (Chicago, Miami) o norte de Europa (Estocolmo), para ir disminuyendo para vuelos que se operan más cerca del Ecuador (Guatemala, Lima) o deben cruzarlo (Buenos Aires). El efecto de la altitud se nota, por ejemplo, al observar los vuelos entre Madrid y La Habana, apreciándose un incremento en la tasa de dosis desde  $2.7 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  hasta  $3.8 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  cuando la altitud media del vuelo varía desde 9.7 km hasta 11.4 km. Para comparar las medidas de los distintos instrumentos y del código EPCARD entre sí, la *Tabla 1* muestra los valores de distintos cocientes entre los resultados obtenidos, mostrando al pie de la tabla el valor promedio, la desviación típica y el rango de variación de dichos cocientes.

El acuerdo entre los resultados es mejor que razonable, siendo especialmente bueno entre los datos de MDU-Liulin y TEPC ya que el valor medio del cociente de los resultados de ambos instrumentos en cada vuelo es  $1.0 \pm 0.1$  (rango 0.86-1.20), no superando las

diferencias máximas en un vuelo individual el 20%. Esto significa que ambos instrumentos ofrecen en la práctica resultados indistinguibles entre sí, lo que implica la equivalencia completa entre ambas técnicas de medida.

La comparación con los resultados calculados con el código EPCARD 3.2 también es satisfactoria ya que el cociente entre ellos ofrece un valor medio de  $0.95 \pm 0.11$  (rango 0.77-1.15) con una diferencia

máxima de 23% al considerar vuelos individuales. Estos datos son coincidentes con los resultantes de la comparación entre los cálculos de EPCARD 3.2 y las medidas del TEPC (0.95 0.06, rango 0.89-1.12).

### CONCLUSIONES

Las diferencias entre las medidas obtenidas con distintas unidades MDU-Liulin en campos de fotones, neutrones y mixtos no se diferencian entre sí más de un 5%.

Tabla 1: Comparación de los resultados de las medidas de la tasa de dosis equivalente ambiental efectuadas a bordo de aeronaves de IBERIA L.A.E. con dispositivos experimentales (MDU-Liulin y TEPC) y códigos de cálculo (EPCARD 3.2).

Vuelo(*)	Fecha	Duración (h)	Altitud media (km)	Tasa de dosis media en vuelo $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$			Cocientes entre resultados					
				Liulin	TEPC	EPCARD	Liulin / TEPC	EPCARD /Liulin	EPCARD / TEPC			
MAD-ORD	09/11/03	8.75	10.1	3.340	3.901	3.694	0.856	1.106	0.947			
ORD-MAD	10/11/03	6.92	11.4	4.538	4.752	4.622	0.955	1.019	0.973			
MAD-ARN	22/12/03	3.95	10.5	3.164	3.798	3.375	0.833	1.067	0.889			
ARN-MAD	23/12/03	3.10	10.2	3.165	3.635	3.174	0.871	1.003	0.873			
MAD-MIA	30/11/03	9.00	9.8	2.456	2.552	2.826	0.962	1.150	1.117			
MIA-MAD	02/12/03	7.68	10.2	3.209	3.468	3.144	0.925	0.980	0.907			
MAD-HAV	18/03/04	8.97	9.7	2.871	2.703	2.726	1.062	0.949	1.008			
HAV-MAD	21/03/04	8.28	10.1	3.001	3.162	2.983	0.949	0.994	1.004			
MAD-HAV	23/06/04	9.37	10.9	3.379	3.455	3.430	0.978	1.015	0.993			
HAV-MAD	26/06/04	8.40	11.4	3.833	3.982	3.670	0.963	0.957	0.922			
MIA-GUA	30/11/03	2.18	10.1	2.430	2.188	2.075	1.111	0.854	0.948			
GUA-MIA	02/12/03	1.93	11.3	2.686	2.760	2.752	0.973	1.024	0.997			
MAD-LIM	17/05/04	12.02	10.5	2.190	1.929	1.892	1.135	0.864	0.980			
LIM-MAD	20/05/04	11.08	10.6	2.513	2.252	1.941	1.115	0.772	0.862			
MAD-LPA	24/10/03	2.55	10.1	1.899	1.845	1.773	1.030	0.933	0.961			
LPA-BUE	25/10/03	10.13	10.2	1.952	1.807	1.638	1.080	0.839	0.907			
BUE-MAD	26/10/03	10.53	9.8	1.646	1.754	1.597	0.939	0.970	0.911			
MAD-BUE	03/04/04	11.88	10.7	2.390	2.208	1.847	1.083	0.773	0.837			
BUE-MAD	07/04/04	10.92	10.6	2.272	1.893	1.840	1.200	0.810	0.972			
Promedio							1.00	0.10	0.95	0.11	0.95	0.06
Rango							0.83-1.20	0.77-1.15	0.83-1.12			

(\*) Códigos IATA de ciudades: ARN Estocolmo, BUE Buenos Aires, GUA Guatemala, HAV La Habana, LIM Lima, LPA Las Palmas, MAD Madrid, MIA Miami, ORD Chicago

En los 19 vuelos estudiados en este trabajo, el espectrómetro MDU-Liulin ha proporcionado los mismos resultados que el contador proporcional equivalente a tejido (TEPC), instrumento de referencia recomendado por las autoridades competentes en España (DGAC asesorada por CSN) para la validación de las dosis obtenidas mediante códigos de cálculo como EPCARD 3.2. Este hecho permite proponer al espectrómetro MDU-Liulin como un instrumento adecuado para ser empleado en dicho proceso de validación que, además, puede instalarse fácilmente de modo permanente en las aeronaves. Además proporciona información continua y segura sobre las dosis reci-

bidas en los vuelos realizados sin requerir ninguna atención de las tripulaciones.

## REFERENCIAS

El lector encontrará una extensa lista actualizada de referencias en:

Sáez Vergara, J.C., Romero Gutiérrez, A.M., Rodríguez Jiménez, R., Domínguez-Mompell Román, R. "In-flight measured and predicted ambient dose equivalent and latitude differences on effective dose estimates". *Radiat.Prot.Dosim.* 110 (1-4), 363-370 (2004).



# CÁLCULO DE BLINDAJES EN INSTALACIONES DE RADIOLOGÍA DENTAL: ANÁLISIS DE LOS PROCEDIMIENTOS RECOMENDADOS EN EL NCRP REPORT 145 Y 147”

CABRERA P., MARTÍNEZ P., MATEOS J.C.

## 1. INTRODUCCIÓN.

El objetivo de este trabajo consiste en el análisis de los procedimientos de cálculo de blindaje en radiodiagnóstico general y dental, recomendados en los documentos NCRP Report No 145<sup>1</sup> y NCRP Report No 147<sup>2</sup>. El primero de ellos describe aspectos involucrados con la protección de paciente, operador y público y aporta recomendaciones sobre la utilización segura de los equipos de rayos X dentales. Las normas de protección del paciente se refieren a las técnicas específicas de radiografía intraoral, radiografía extraoral (panorámica y cefalométrica) y fluoroscopia. La protección del operador y del público se establecen mediante el diseño de la instalación, el cálculo de blindaje y la aplicación de programas de garantía de calidad. Destaca asimismo la importancia del diseño del equipamiento, haciendo referencia a los receptores de imagen, e instalaciones con múltiples tubos de rayos X. En su apéndice F describe dos procedimientos de diseño de blindajes de las instalaciones de radiología dental cuyo análisis se constituye en el núcleo básico de esta revisión. En segundo lugar, el documento NCRP Report No 147, presenta recomendaciones e información técnica relacionada con el diseño de blindajes estructurales en instalaciones de radiodiagnóstico médico en general. Proporciona un extenso conjunto de datos y ejemplos de cálculo para varios tipos de instalaciones de rayos X. Ambos documentos se complementan, si bien el primero de ellos es específico para radiología dental.

## 2. ASPECTOS GENERALES DE DISEÑO

Los procedimientos de cálculo de blindajes en instalaciones de radiodiagnóstico han sido descrito ex-

tensamente en la literatura, Dixon y Simpkin<sup>3</sup>, Simpkin y Dixon<sup>4</sup>, Archer et al<sup>5</sup>, Archer et al<sup>6</sup>. Recientemente estos métodos han sido revisados y condensados en el documento NCRP Report No 147<sup>2</sup>, y particularizados para la radiología dental en NCRP Report No 145<sup>1</sup>.

En un tubo de rayos X de diagnóstico dental se generan tres tipos de radiación: primaria, dispersa y de fuga.

La energía de la radiación primaria oscila entre unos 15 keV y la máxima tensión del tubo comprendida entre 60 y 90 keV. La tasa de dosis depende de la tensión del tubo, es directamente proporcional a la corriente e inversamente al cuadrado de la distancia entre el foco y la zona a blindar.

La radiación dispersa generada en el paciente posee una tasa de kerma en aire proporcional a la del haz primario y a la dispersión angular de éste. El espectro energético de la radiación dispersa está desplazado hacia valores inferiores respecto del haz primario, no obstante, se consideran idénticos desde el punto de vista del diseño de blindajes.

La radiación de fuga posee un espectro más energético que la radiación primaria por la filtración de la carcasa. La tasa de kerma en aire en los equipos dentales intraorales actuales está limitada a un valor de 0.25 mGy/h y 1 mGy/h en los restantes, IEC(1994)<sup>7</sup>.

El kerma en aire total  $K_{tot}(x,m)$  que se transmite a través de una barrera de espesor  $x$  constituido por un material  $m$  viene dado por la suma de las contribuciones correspondientes a las radiaciones primarias,  $K_p(x,m)$ , dispersa,  $K_s(x,m)$ , y de fuga,  $K_l(x,m)$ :



$$K_{\text{tot}}(x,m) = K_p(x,m) + K_s(x,m) + K_L(x,m) \quad [1]$$

El espesor de la barrera será aceptable cuando el kerma total en aire en un punto detrás del blindaje (30 cm) es inferior o igual al objetivo de diseño (P): 0.1 mGy/sem o a 0.02 mGy/sem para zonas controladas y de libre acceso respectivamente (NCRP 147)<sup>2</sup>.

Si un operador permanece en una zona una fracción del tiempo T, el objetivo de diseño P se ajusta por este factor, de forma que:

$$K_{\text{tot}}(x,m) = P \cdot T^{-1} \quad [2]$$

En general el valor del espesor de blindaje x sólo puede calcularse mediante la ecuación [2] usando métodos numéricos o gráficos. El kerma total puede calcularse por modelos para cada una de sus componentes y ajustarse hasta que se satisfaga la ecuación [2]. Existen métodos simplificados en el que el espesor de blindaje puede calcularse usando tablas.

### 3. REQUERIMIENTOS PARA EL CÁLCULO DE BARRERAS

La determinación del espesor de un blindaje necesita de los parámetros siguientes:

- máximo valor del potencial del tubo, ( $V_t$ )
- carga de trabajo (mA·min/sem), [ $W(V_t)$ ]
- distancia entre foco y el punto de cálculo para las barreras primarias y secundarias (d)
- el nivel de kerma total semanal (objetivo de diseño) según el tipo de zona (P)
- tiempo de ocupación para zonas no controladas; se toma 1 para zonas controladas (T)
- factor de uso (U)
- fracción de haz primario que atraviesa el paciente ( $a_{pt}$ )
- kerma de radiación de fuga y corriente efectiva de fuga ( $K_L$ )

Es de hacer notar los valores propuestos para el factor de uso en unidades de radiología intraoral MacDonald et al<sup>8</sup>, Reid y Mac Donald<sup>9</sup>:

Barrera	Factor de uso(U)
Paredes laterales (lados del paciente)	0.4
Pared posterior (espalda del paciente)	0.2
Pared anterior (frontal del paciente)	0
Techo	0
Suelo	0

Asimismo se propone de forma específica en el documento NCRP 145<sup>1</sup> y MacDonald et al<sup>8</sup>, el factor de transmisión  $a_{pt}$  a través del paciente para distintas tensiones del tubo en exposiciones intraorales. Este parámetro oscila entre 0.05 y 0.125 para tensiones de 50 a 100 kVp respectivamente.

En el caso de no disponer de datos concretos sobre la carga de trabajo, el documento NCRP 145<sup>1</sup>, proporciona valores estimados para equipos intraorales y panorámicos para distintos volúmenes de trabajo, tensiones del tubo y sensibilidad del detector.

En equipos panorámicos el haz primario es muy estrecho y de unos 15 cm de largo, incidiendo cada vez en una zona muy pequeña de la cabeza del paciente. El receptor posee una barrera primaria en su parte posterior, por lo que en este caso sólo hay que considerar barreras secundarias. Se ha medido el kerma en aire alrededor de un equipo panorámico, Reid et al<sup>10</sup>, a 75 kVp y 10 mA, resultando un valor medio de  $4.5 \cdot 10^{-5}$  mGy por exposición.

Con respecto a la radiación de fuga actualmente los equipos dentales se fabrican con un máximo de kerma en aire de 0.25 mGy/h a 1 m operando al máximo "duty cycle", IEC(1994)<sup>7</sup>. El "duty cycle" de un equipo dental se define como la fracción de tiempo ( $h^{-1}$ ) que puede operar dicho equipo con el máximo valor de la corriente del tubo. En los equipos intraorales operando a 7 mA y 70 kVp, el "duty cycle" tiene un valor de 1/30. Por lo que si en el formalismo del cálculo de blindaje para radiación de fuga supone corriente continua, la corriente efectiva de fuga debe calcularse como el producto del "duty cycle" por la corriente máxima. En el caso anterior, la corriente efectiva será  $7/30 = 0.23$  mA. Los equipos panorámicos están diseñados de forma que operando a 100 kVp y 15 mA, proporcionan un duty cycle de 1/20.

### 4. FORMALISMO DEL CÁLCULO DE BLINDAJES

El documento NCRP 145<sup>1</sup>, describe dos procedimientos de cálculo de blindajes. El primero de ellos está basado en expresiones analíticas que intentan modelar la transmisión y el kerma en aire por unidad de carga de trabajo. El segundo método, más simple, utiliza tablas para obtener el espesor del blindaje a partir de determinados datos de entrada.

**a) Método 1.**

La transmisión (B) de un haz ancho de rayos X a través de una barrera se define como el cociente entre el kerma en aire en un punto detrás del blindaje,  $K_b$ , y el kerma en el mismo punto sin la barrera,  $K_0$ :

$$B = \frac{K_b}{K_0} \quad [3]$$

En el documento NCRP 1145<sup>1</sup> se muestran curvas de t transmisión para diferentes materiales, tales como hormigón, plomo, acero, etc para diferentes generadores, monofásico, trifásico y de potencial constante. Estas curvas se han modelado por funciones con tres parámetros por Archer et al.<sup>5</sup>, según la expresión siguiente:

$$B(x,m,V_t) = \left\{ \left[ 1 + \frac{\beta(m,V_t)}{\alpha(m,V_t)} \right] e^{\alpha(m,V_t) \gamma(m,V_t)x} - \frac{\beta(m,V_t)}{\alpha(m,V_t)} \right\}^{\frac{1}{\gamma(m,V_t)}} \quad [4]$$

donde los parámetros  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$  dependen del material  $m$  y de la forma de onda y tensión del tubo,  $V_t$ . Estos parámetros están tabulados en NCRP 145<sup>1</sup>, para generadores trifásicos o potencial constante y monofásicos, y para diferentes tensiones del tubo  $V_t$  y materiales,  $m$ . El espesor de blindaje,  $x$ , es:

$$x(B,m,V_t) = \frac{1}{\alpha(m,V_t)\gamma(m,V_t)} \ln \left[ \frac{B^{-\gamma(m,V_t)} + \frac{\beta(m,V_t)}{\alpha(m,V_t)}}{1 + \frac{\beta(m,V_t)}{\alpha(m,V_t)}} \right] \quad [5]$$

El objetivo de diseño, o nivel máximo permitido, se expresa en Kerma en aire a la semana, P, como dato más frecuente medido por cámaras de ionización. Si estas medidas viniesen expresadas en exposición, X, se utilizaría la relación entre ambas,  $P(\text{mGy}) = 8.76 \cdot X \text{ (R)}$

**a) Radiación primaria**

Los aspectos teóricos del blindaje de radiación primaria en radiodiagnóstico, ha sido estudiado por Dixon y Simkin<sup>3</sup>, y NCRP 147<sup>2</sup>.

Se propone que el kerma en aire por unidad de carga de trabajo a 1m de distancia del foco,  $K_w(\text{mGy}/\text{mA}\cdot\text{min})$ , para equipos con generadores trifásicos con ánodo de tungsteno, venga dado por la siguiente expresión, función cúbica de la tensión del tubo,  $V_t(\text{kVp})$ :

$$K_w(V_t) = A_0 + A_1 V_t + A_2 V_t^2 + A_3 V_t^3 \quad [6]$$

donde:

$$A_0 = 1.222; A_1 = -5.664 \cdot 10^{-2}; A_2 = 1.227 \cdot 10^{-3} \text{ y } A_3 = -3.136 \cdot 10^{-6}$$

Para generadores monofásicos con rectificación de doble onda y ánodo de tungsteno, el kerma en aire por unidad de carga de trabajo, es inferior pero también se puede expresar por una función cúbica similar a la anterior:

$$K_w(V_t) = B_0 + B_1 V_t + B_2 V_t^2 + B_3 V_t^3 \quad [7]$$

donde:

$$B_0 = -0.37; B_1 = -2.58 \cdot 10^{-3}; B_2 = 5.37 \cdot 10^{-4} \text{ y } B_3 = -1.02 \cdot 10^{-6}$$

La aplicabilidad de las ecuaciones [6] y [7] han sido estudiadas para equipos dentales, resultando buena concordancia de la [7] en equipos monofásicos y peor descripción de la [6] para equipos de alta frecuencia. Las diferencias encontradas se explican en la posible diferencia en la calidad del haz debido a diferentes filtraciones añadidas.

El kerma total detrás de una barrera primaria de material  $m$ , espesor  $x$ , con una transmisión  $B(x,m,V_t)$ , en un punto situado a una distancia  $d_p$ , de un tubo con una carga de trabajo  $W(V_t)$  con factor de uso  $U$ , y considerando atenuación en el paciente,  $\alpha_{pt}(V_t)$ , viene dado por:

$$K_p = \frac{K_w(V_t)W(V_t)\alpha_{pt}(V_t)U}{d_p^2} B_p(x,m,V_t) \quad [8]$$

La aplicación del factor de atenuación en el paciente,  $\alpha_{pt}(V_t)$ , es especialmente recomendado en radiología dental intraoral, dado que los aplicadores actuales aseguran que el paciente siempre intercepta el haz primario.

### b) Radiación dispersa

El estudio teórico del blindaje de la radiación secundaria se describe en Simpkin and Dixon<sup>3</sup>, y en NCRP 147<sup>2</sup>. En este documento se demuestra que el kerma total  $K(x,m,\theta)$  para la radiación dispersa detrás de una barrera secundaria, en la dirección  $\theta$ , procedente de un equipo que trabaja a un potencial  $V_t$ , viene dado por:

$$K_s = \frac{a_1(\theta, V_t) \cdot 10^{-6} K_w(V_t) (1-U) W(V_t)}{d_p^2} B_p(x, m, V_t) \frac{F}{d_F^2} \quad [9]$$

Donde  $a_1(\theta, V_t)$ , es la fracción de radiación dispersa por unidad de área del haz ( $\text{cm}^{-2}$ ) a 1 m de la fuente de radiación dispersa;  $d_s$  es la distancia entre el paciente y el punto de cálculo (m),  $F$  el tamaño del campo primario ( $\text{cm}^2$ ) y  $d_F$  la distancia entre el foco y el paciente (m). El factor  $a_1(\theta, V_t)$  para ánodos de tungsteno puede expresarse, según NCRP 147, como:

$$a_1(\theta, V_t) = C_0 + C_1\theta^2 + C_3\theta^3 \quad [10]$$

donde:

$$C_0 = 1.6 \cdot 10^{-2}(V_t - 125); \quad C_1 = -1.105 \cdot 10^{-1}; \\ C_2 = 928 \cdot 10^{-4} \quad \text{y} \quad C_3 = -1.74 \cdot 10^{-6}$$

### c) Radiación de fuga

La tasa de kerma en aire para la radiación de fuga, es proporcional al cuadrado de la tensión del tubo, a la corriente del tubo y al factor de transmisión  $B$  a través del espesor de plomo de la carcasa,  $x_H$ :

$$K_L(V_t) = C V_t^2 B_{pb}(X_H, V_t) I(V_t, t) \quad [11]$$

donde  $C$  es una constante.

En NCRP 1472, se demuestra que el kerma en aire para la radiación de fuga para una carcasa diseñada con el Standard USA de 100 mR/h (1.46 mGy/min) en un punto blindado por una barrera de espesor  $x$  y material  $m$ , con un tubo operando a un potencial  $V_t$ , viene dado por:

$$K_L(x, m) = (1.46 \cdot 10^{-2}) \frac{V_t^2 B_{pb}(x_H, V_t)}{V_t^2 B_{pb}(x_H, V_{t, \max}) I_{\max} d_L^2} R \quad [12]$$

$$R = e^{\left[ \frac{-0.693}{x_{1/2}(m, V_{t, \max})} \right]} (1-U) W(V_t)$$

Para las carcasas diseñadas con el criterio internacional de 0.25 mGy/h, la constante ( $1.46 \cdot 10^{-2}$ ) debe sustituirse por ( $4.17 \cdot 10^{-3}$  mGy/min). Para tubos que no puedan operar de forma continuada, la corriente máxima se sustituye por el valor de la corriente media en una hora, cuando el equipo funciona al máximo de sus parámetros radiológicos.

### b) Método 2

El segundo procedimiento de cálculo propuesto en los documentos NCRP 145<sup>1</sup> y NCRP 147<sup>2</sup> denominado "método simplificado", proporciona mediante tablas, el espesor de las barreras primarias y secundarias para generadores monofásicos y de potencial constante, y equipos de rayos X con radiaciones de fuga de 0.876 mGy/h y 0.25 mGy/h. Los datos de entrada requeridos son: la tensión máxima del tubo, la distancia de la fuente al punto de interés, la carga de trabajo semanal, el factor de ocupación y la radiación de fuga. Este método es muy práctico cuando no se disponen de los datos necesarios sobre los equipos, o bien cuando se pretende realizar el diseño de blindaje de forma conservadora.

## CONCLUSIONES

Los procedimientos descritos representan una optimización del diseño de blindajes de las instalaciones de radiodiagnóstico general, y radiología dental en particular. Condensan los últimos trabajos de investigación en la materia y proporcionan nuevos datos empíricos que confirman los modelos teóricos propuestos del método preciso y dan validez al método aproximado.

## 6. REFERENCIAS

1. NCRP (2003). National Council on Radiation Protection and Measurements. *Radiation Protection in Dentistry*, NCRP Report 145. Bethesda, Maryland. E.U.
2. NCRP (2004). National Council on Radiation Protection and Measurements. *Structural Shielding Design for Medical X-Ray Imaging Facilities*, NCRP Report 147. Bethesda, Maryland. E.U.
3. Dixon, R.L., and Simpkin, D.J. "Primary shielding barriers for diagnostic x-ray facilities: A new model", *Health Physics*. 74 (2), 181-189. (1998).
4. Simpkin, D.J., and Dixon, R.L. "Secondary shielding barriers for diagnostic x-rays facilities: Scatter and leakage revisited". *Health Physics*. 74 (2), 350-365. (1998).
5. Archer, R.b., Thornby, J.I. and Bushong, S.C. "Diagnostic x-ray shielding design based on an empirical model for photon attenuation". *Health Physics*. 44, 507-517. (1983).
6. Archer, B.R., Fewell, T.R., Conway, B.J. and Quinn, P.W.. "Attenuation properties of diagnostic x-ray shielding materials". *Medical Physics*. 21 (9), 1499-1507. (1994).
7. IEC. International Electrotechnical Commission. *Medical Electrical Equipment-Part 1: General Requirements for Safety- 3. Collateral Standard: General Requirements for Radiation Protection in Diagnostic X-ray Equipment, SS-EN 60601-1-3 (International Electrotechnical Commission)*. Geneva. (1994).
8. MacDonald, J.C., Reid, J.A., Berthoty, D. "Drywall construction as a dental radiation barrier". *Oral Surg. Oral Med. Oral Pathol*. 55 (3), 319-326. (1983).
9. Reid, J.A., MacDonald, J.C. "Use and workload factors in dental radiation protection design". *Oral Surg. Oral Med. Oral Pathol*. 57 (2), 219-224. (1984).
10. Reid, J.A., MacDonald, J.C., Dekker, T.A., Koppers, B.U. "Radiation exposures around a panoramic dental x-ray unit". *Oral. Surg. Oral. Med. Oral Pathol*. 75 (6), 780-782, (1993).

# ACTUALIZACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE CALIBRACIÓN PARA CONTADORES DE CUERPO ENTERO CON DETECTORES DE INA EN LAS CENTRALES NUCLEARES ESPAÑOLAS.

S. DE MARIA, A.FELIPE, E.SOLLET, P.MARCHENA

## INTRODUCCIÓN

Desde 1984 hasta nuestros días, los servicios de dosimetría de las centrales nucleares españolas, siguiendo el procedimiento de calibración propuesto y aprobado por el CSN, han utilizado un maniquí de madera (masonita) para la calibración de los detectores de NaI. Este maniquí no tenía brazos y contaba con aberturas en cabeza, cuello, pulmones, estómago, tracto intestinal y piernas para introducir en ellos los conjuntos de fuentes de cada radionúclido de una actividad global alrededor de 10 5 Bq.

El proceso de calibración consistía en la toma de espectros individuales de los radionúclidos (fuentes) idealmente monoenergéticos, para construir una curva empírica de calibración en eficiencias, con la que se modificaban de forma conveniente el resto de los espectros unitarios de otros radionúclidos de la librería.

La nueva metodología de calibración, propone el cambio del actual maniquí de calibración a un tipo antropomórfico tipo BOMAB que proporciona una representación más exacta de la geometría humana y de su poder de atenuación de la radiación gamma. No obstante, su utilización implica la revisión del método de análisis de espectros tanto en la calibración como en el análisis de resultados. Por ello se crea la necesidad de cambiar la metodología de interpretación y análisis de resultados., actualizada a las mejores prácticas internacionales y compatible con las nuevas recomendaciones de ICRP.

## MANIQUÍ

El maniquí que se utilizará en los nuevos procesos de calibración será un maniquí multifuentes del tipo Bomab (Bottle Mannequin Absortion) que consta de diez contenedores o recipientes elípticos que simulan cada uno de ellos una parte del cuerpo humano:

cabeza, cuello, tórax, abdomen, brazos, muslos y piernas. Estos elementos bien ensamblados constituyen el maniquí antropomórfico.

Para llevar a cabo el proceso de calibración se utilizarán dos maniqués Bomab., uno con fuentes líquidas para las calibraciones iniciales que definen la respuesta de los detectores y otro lleno de resinas sólidas, donde previamente han sido distribuidas las fuentes homogéneamente, para las verificaciones posteriores.

Las medidas de tiroides requieren de un maniquí especial de calibración que reproduzca el tamaño y forma del órgano y simule la atenuación de los tejidos que lo rodean. Por esta razón, se utilizará un maniquí ANSI constituido por un cilindro de material acrílico de 12 cm. de alto con una cavidad interior de 5 cm. de diámetro por 10 cm. de alto, que dispone de una ranura de 3 cm. de alto donde se insertará el correspondiente patrón de calibración. Las siguientes figuras muestran el maniquí ANSI para tiroides y el maniquí BOMAB.



FIG. 1. Maniquí ANSI de tiroides.



FIG. 2 Maniquí BOMAB

## TÉCNICA DE CALIBRACIÓN

El proceso de calibración consistirá en calibraciones principales y controles periódicos de estas calibraciones. Las calibraciones principales se llevarán a cabo con una frecuencia entre tres y 5 años. Las calibraciones secundarias o controles serán anuales.

### 1. Calibración principal

Se llevará a cabo una calibración para cada tipo de geometría (todo el cuerpo, móvil todo el cuerpo, pulmones y tiroides).

Para esta calibración se utilizará el maniquí Bomab de fuentes líquidas que incluirán actividades conocidas de algunos radionucleidos como Co-57, Ba-133, Cs-134, Cs-137, Co-60 e Y-89. El tiempo de medida deberá ser el suficiente para adquirir 15000 cuentas en el pico de menor emisión. El programa de calibración calculará este tiempo mínimo y permitirá al usuario escoger entre los fotopicos disponibles para el cálculo de las curvas de calibración.

El método de calibración para el tiroides es similar al de calibración para cuerpo entero pero utilizando el maniquí ANSI en vez del Bomab.

Tras la obtención de las curvas de calibración se realizarán una serie de medidas utilizando estas nue-

vas curvas. El criterio de calidad será el de  $\pm 10\%$  de precisión

### 2. Controles anuales de calibración

Se realizarán controles anuales de calibración para asegurar la corrección de la calibración primaria. Estos controles se realizarán con un maniquí Bomab que contendrá fuentes distribuidas homogéneamente en resinas sólidas. Estas fuentes serán de Ba-133, Cs-137 y Co-60.

Estos controles se llevarán a cabo en las mismas condiciones de geometría que la calibración principal. El resultado de los controles debe satisfacer el siguiente criterio de calidad: un error menor del 20% para la exactitud y menor del 10% para la precisión.

La calibración de tiroides será controlada mediante el apropiado maniquí con una fuente de I-131 simulado compuesto por BA-133 y Cs-137.

Para la calibración anual de los detectores proporcionales de Quickys (contadores de cuerpo entero con una distribución vertical de detectores para la medida rápida de personal) se utilizarán fuentes a elección de cada usuario (no tiene que ser la misma para todos) que puede ser de Tc-99, Cl-36 o de Sr-90. Estas fuentes se situarán en posiciones debidamente indicadas, utilizando un soporte especial para la sujeción de la fuente.

### 3. Calibración excepcional

Se llama calibración excepcional a cualquier calibración no incluida en el programa periódico de calibración. Podrá realizarse con cualquiera de los maniqués, dependiendo de las necesidades del usuario.

### 4. Controles diarios

Corresponde a un chequeo con diario (siempre que se utilice el equipo) del ajuste del sistema en referencia a la calibración canal/energía

Se creará un patrón de calibración diario que contendrá la información de las fuentes de calibración a utilizar. Normalmente, las fuentes utilizadas en este control diario son dos: una interna al equipo de Am-241 (59.6 Kev) y otra de Co-60 (1173 y 1332 Kev)

En caso de que los fotopicos de referencia no entren dentro del margen de tolerancia (Energía/Canal), la aplicación guiará al usuario para que modifique el valor de la ganancia de los INA hasta que el centroide de los fotopicos se sitúe en el margen de tolerancia.

El tiempo mínimo de medida para los contajes de ajuste diario será de 1 minuto.

Al finalizar el ajuste se realizará una medida final con la fuente de chequeo diario para valorar su actividad. Esto se repetirá cada día, en las camas, en posición fija o estacionaria y en el Quicky en la posición 5 de los detectores. Se valorará según un criterio del + 20 -15 % para la exactitud.

### 5. Curvas de calibración

En una calibración se generan tres curvas:

- Energía / Canal. Correlaciona el canal del espectro con la energía de emisión de los isótopos emisores.

La relación entre la energía y el canal puede ser establecida mediante una función polinomial de hasta 9º grado aunque lo normal es utilizar una función lineal o de 2º grado. Siendo x el canal, el programa calcula los coeficientes Cx de la siguiente ecuación

$$E = C_1 + C_2x + C_3x^2$$

Ecuación 1. Dependencia de la energía con el canal

- FWHM / Energía. Determina la variación del ancho del pico en función de su energía. En este caso la función de ajuste será un polinomio de primer grado en la raíz cuadrada de la energía

$$FWHM = a_1 + a_2 \sqrt{E}$$

Ecuación 2. Dependencia de la anchura de pico con la energía

- Eficiencia / Energía. Esta curva define la respuesta en eficiencia del detector en función de la energía. Hay que calcular esta curva para cada tipo de geometría de medida. La dependencia de la eficiencia del detector con la energía también es calculada

mediante el ajuste de los datos por mínimos cuadrados a un polinomio de cuarto o quinto grado en el logaritmo de la energía.

$$\ln \varepsilon = f_1 + f_2 \ln E + f_3 (\ln E)^2 + f_4 (\ln E)^3 + f_5 (\ln E)^4 + f_6 (\ln E)^5$$

Ecuación 3. Dependencia de la eficiencia con la energía

### APLICACIÓN ALEDIN

El programa informático ALEDIN ha sido desarrollado para permitir la calibración, adquisición de datos, análisis de espectros y cálculo de actividad de radionucleidos en el cuerpo humano. Una de las características básicas del programa es la reproducibilidad de cualquier medida o calibración. El usuario puede ver y recuperar cualquier medida individual o proceso de calibración de la base de datos del programa.

El usuario es guiado a través del programa de una forma sencilla. Desde la inserción de los datos necesarios para realizar un contaje o calibración: geometría de medida, datos personales del individuo a medir, tiempo de contaje... pasando por la adquisición del contaje y su posterior análisis para determinar la actividad incorporada en el cuerpo (en el caso de una medida individual). El programa realiza un informe final de la calibración o medida efectuada que podrá ser visualizado o impreso.

El análisis de datos se llevará a cabo utilizando el método de las áreas totales sobre el espectro neto. ALEDIN realiza cuatro pasos en el análisis de un espectro:

- Localización de picos en la región de interés mediante el método de la primera derivada, complementado con técnicas de suavizado de datos.
- El continuo bajo un pico es calculado utilizando una función lineal o de escalón suavizado.
- La forma del pico es descrita por una gaussiana con o sin cola. Los datos del espectro son ajustados a esta función.
- Se determina el área bajo el pico restando, el área del mismo pico encontrado en un fondo ambiental tomado con anterioridad a la medida.



Una vez calculada la actividad incorporada, ALEDIN llamará al programa de cálculo de dosis INDAC que calculará las dosis asociadas a las actividades medidas según las recomendaciones de ICRP 66. Los

resultados serán grabados en la base de datos de INDAC. De esta forma el usuario podrá editar la medida en INDAC y llevar a cabo nuevas estimaciones de dosis.



# INFLUENCIA EN EL ESPESOR DE BLINDAJE DE LA DISTRIBUCIÓN DE TENSIONES MÁXIMAS EN SALAS CONVENCIONALES DE RADIODIAGNÓSTICO

G. SÁNCHEZ CARMONA, J. LUIS SIMÓN, M. HERRADOR CÓRDOBA  
G. HARO MADERO, A. SANTOS RUBIO

## OBJETIVO

Caracterizar varias salas de Radiodiagnóstico dedicadas a radiología convencional a partir de la distribución de las tensiones máximas utilizadas según el tipo de exploración, y comparar los espesores de blindajes obtenidos a través del cálculo clásico basado en una tensión máxima, con los obtenidos ahora aplicando la distribución de tensiones.

## MATERIAL Y MÉTODO

Se ha tomado una muestra de cuatro instalaciones de radiodiagnóstico ubicadas en tres Centros de Salud y en un Centro de Especialidades, y se han registrado los datos de las exploraciones realizadas en ellas durante un mes, a partir de los cuales se han obtenido la distribución de las tensiones pico por unidad de carga de trabajo semanal, y se han agrupado en intervalos de 10 kV.

Utilizando los procedimientos de cálculo de blindajes detallados en la guía 5.11 del Consejo de Seguridad Nuclear<sup>1</sup>, se obtienen los espesores de blindaje necesarios para la radiación directa y para la radiación dispersa a dos distancias diferentes, tanto siguiendo el método clásico de una tensión máxima, como considerando las distribuciones características de cada sala.

Para los cálculos se han considerado unos valores constantes del resto de factores que influyen en el cálculo, y de ese modo poder analizar la dependencia del espesor de blindaje con la tensión.

Los valores utilizados han sido, carga de trabajo semanal  $W=60 \text{ mA}\cdot\text{min}\cdot\text{sem}^{-1}$ , factor de ocupación  $T=1$ , factor de uso  $U=1$ , y como límite derivado de

dosis se ha utilizado un décimo del límite de dosis semanal para el personal procesionalmente expuesto (0,04 mSv).

## RESULTADOS

La forma de las distribuciones obtenidas permite agrupar las instalaciones en dos tipos, tipo A, que corresponde a aquellas instalaciones que cuentan con un solo equipo y tipo B, aquellas en las que por disponer de varias salas de exploración, suelen estar dedicadas a exploraciones concretas, en nuestro caso vamos a considerar una sala dedicada a exploraciones realizadas sobre el bucky mural.

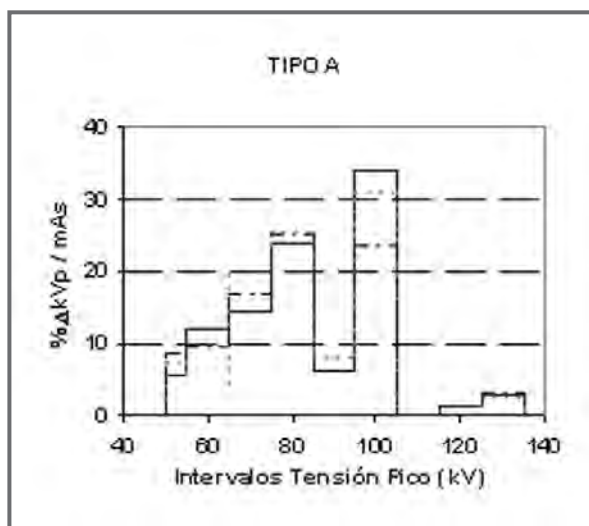


Fig. 1. Distribución de tensiones en las tres salas tipo A.

En el caso de las distribuciones del tipo A la contribución a la carga total semanal de tensiones máximas por encima de 115 kV es inferior al 5%, mientras que para distribuciones del tipo B este intervalo de

tensiones contribuye con el 20% de la carga de trabajo semanal.

Esta diferencia a tensiones nominales altas provoca un aumento del espesor de blindaje necesario para este último tipo de sala.

También se observa como para tensiones por debajo de 65 kVp, en las salas tipo A la contribución alcanza el 20% de la carga semanal, mientras que en las de tipo B, se encuentra por debajo del 5%. Sin embargo estas diferencias no tienen significación en el cálculo de los blindajes estructurales ya que son muy poco energéticas.

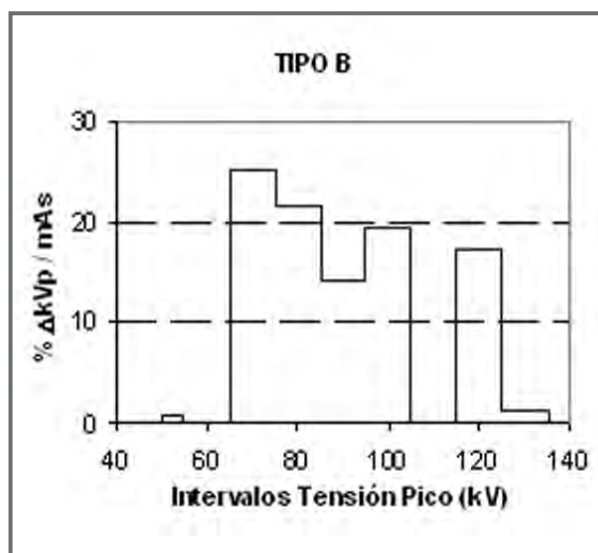


Fig.2. Distribución de tensiones en sala tipo B

La mayor diferencia en los espesores de plomo obtenidos se alcanza entre el cálculo clásico más conservador y las salas tipo A, debido a que en estas salas el 95% de la carga semanal se realiza con tensiones inferiores a 105 kVp.

Los espesores obtenidos para los dos tipos de distribuciones y tipo de barrera se muestran en la siguiente tabla:

	<b>Barrera Primaria</b>	<b>Barrera Secundaria</b>	<b>Barrera Secundaria</b>
Distancias	Foco-Barrera: 2 m	Foco-Paciente: 0.75 m Paciente-Barrera: 1 m	Foco-Paciente: 0.75 m Paciente-Barrera: 2 m
Método	Espesor en mm Pb	Espesor en mm Pb	Espesor en mm Pb
Clásico	2,4	1,55	0,80
Tipo A	1,6	0,8	0,45
Tipo B	1,75	1,10	0,50

Tabla 1. Espesores obtenidos mediante ambos métodos de cálculo.

**RESULTADOS**

Si bien desde el punto de vista operativo de la protección radiológica es conveniente estimar de un modo conservador el espesor de los blindajes, resulta útil conocer los valores estimados en una situación más real, tanto para un mejor ajuste del binomio riesgo/beneficio en determinadas situaciones restrictivas, como para la estimación teórica de las dosis ambientales correspondientes.

**REFERENCIAS**

- 1.- Aspectos técnicos de seguridad y de protección radiológica de instalaciones médicas de rayos X para radiodiagnóstico. Guía de Seguridad 5.11. Consejo de Seguridad Nuclear, 1990.

## NIVELES DE RADÓN EN EL METRO DE BARCELONA

C. BAIXERAS, V. MORENO, LL. FONT, A. PASCUAL

### INTRODUCCIÓN

La contribución más importante a la dosis de radiación recibida por el público en general es la debida a la inhalación de los descendientes de vida media corta del radón<sup>1,2</sup>. El reglamento de protección contra las radiaciones ionizantes<sup>3</sup> establece la necesidad de llevar a cabo estudios para controlar los niveles de radiación natural (destacando de forma especial el radón) en aquellos lugares de trabajo que pudieran presentar un riesgo radiológico importante, tales como minas, cuevas y lugares de trabajo subterráneos en general.

En este contexto, actualmente en Cataluña se está llevando a cabo un estudio para determinar los niveles de radón a que están expuestos los trabajadores de diferentes lugares de trabajo subterráneos. En este trabajo se presentan los primeros resultados de dicho estudio en Barcelona, donde se han seleccionado 16 lugares subterráneos de la red del Metro y se han analizado los niveles de radón utilizando detectores activos y pasivos.

### METODOLOGIA

Para seleccionar los lugares de trabajo subterráneos que pudieran tener valores más elevados de radón se tuvo en cuenta el tipo de suelo de la ciudad de Barcelona, que está compuesto principalmente por materiales sedimentarios. Mediante el Mapa Geotécnico de Barcelona del Institut Cartogràfic de Catalunya se localizaron 5 estaciones y 2 cocheras situadas en zonas próximas a las formaciones montañosas del norte de la ciudad donde se encuentran rocas graníticas, más ricas en radio. También se escogieron 2 estaciones situadas en materiales sedimentarios para comprobar la posible influencia del tipo de suelo en los niveles de radón obtenidos. Se distribuyó un total de 17 dosímetros en aquellos lugares donde los trabajadores pasaran un tiempo significativo, como vestíbulos, andenes y talleres.

En las 7 estaciones se colocó un dosímetro en cada planta subterránea (vestíbulo (-1) y andén (-2)) para analizar la influencia de la profundidad en la concentración de radón.

Las medidas fueron hechas con el dosímetro pasivo FN del FzK, basado en láminas Makrofol-DE de 490  $\mu\text{m}$  de grosor cubiertas con Mylar aluminizado<sup>4</sup>. Este detector pasivo de trazas nucleares permite obtener un valor medio de la concentración de radón correspondiente al periodo de exposición, que en este caso fue de 6 meses (Octubre 2004-Abril 2005).

Después del período de exposición, se recogieron los dosímetros y se procedió a su revelado en nuestro laboratorio. Las condiciones estándar del revelado son 4 h de revelado químico a 40 °C, con una mezcla de KOH 6M y 50% de alcohol (pureza 96%) como disolución atacante; seguido de 1.5 h de revelado electroquímico a una frecuencia de 3kHz y una intensidad de campo eléctrico de 33  $\text{kV cm}^{-1}$ . Finalmente se contabilizaron las trazas registradas mediante nuestro sistema semi-automático<sup>5</sup>.

La sensibilidad de este tipo de dosímetros es  $(0.67 \pm 0.03) (\text{Tr} \cdot \text{cm}^{-2}) / (\text{kBq m}^{-3} \text{ h})$  obtenida a partir de la calibración en la cámara de radón del National Radiological Protection Board, Chilton (United Kingdom)<sup>6</sup>.

Paralelamente, en las dos cocheras seleccionadas se realizaron medidas en continuo de radón con dos monitores diferentes (*Alphaguard*, cámara de ionización, y *Prassi*, detector de centelleo sólido). Estos detectores activos estuvieron midiendo simultáneamente durante dos semanas en los mismos lugares donde estaban instalados los detectores pasivos. En las cocheras de Roquetes se colocaron a la misma distancia del suelo mientras que en Sant Genís el Prassi estaba a mayor altura que el Alphagaurd. Asimismo se controlaron la temperatura, la presión y la humedad mediante la estación meteorológica incorporada

al monitor Alphaguard. Con este tipo de detectores se puede estudiar la dinámica de la concentración de radón en los recintos cerrados y relacionar las variaciones temporales con los diferentes parámetros que intervienen en el nivel de radón, tales como ventilación, meteorología, etc.

A finales de 2004 estos dos monitores participaron en la intercomparación de sistemas de medida en continuo de la concentración de radón en condiciones ambientales de lugares de trabajo que tuvo lugar en el Instituto de Técnicas Energéticas (INTE) de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) con la colaboración del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN)<sup>7</sup>. En dicho estudio también se evaluaba el efecto de las concentraciones de gas torón en los diferentes monitores y se concluyó que el Prassi era bastante más sensible que el Alphaguard a este gas. Entre las conclusiones de los resultados de dicha intercomparación se recomienda multiplicar el factor de calibración del Prassi por el valor de 0.86.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Pasados los 6 meses de exposición se recogieron 16 de los 17 dosímetros distribuidos, ya que uno

de los instalados en las cocheras de Roquetes había desaparecido.

La densidad de trazas de fondo para nuestros dosímetros es  $(8 \pm 4)$  Tr·cm<sup>-2</sup> y el límite de detección (LD), calculado usando la expresión dada por Currie<sup>8</sup>,  $LD = 4.26_0\sigma_0$

donde  $\sigma_0$  es la desviación estándar del fondo, corresponde a una concentración de 6 Bq·m<sup>-3</sup> para una exposición de 6 meses. Los valores del fondo de los detectores activos son  $(1.9 \pm 1.5)$  Bqm<sup>-3</sup> para el Alphaguard y  $(1.0 \pm 0.8)$  Bqm<sup>-3</sup> para el Prassi.

Los resultados de la concentración de radón obtenidos con los detectores pasivos se muestran en la *tabla 1*. Los niveles de la concentración de radón que aparecen son muy inferiores a los 1500 Bq·m<sup>-3</sup> sugeridos por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP)<sup>9</sup> como nivel de acción para los lugares de trabajo y, por lo tanto, no constituyen un riesgo relevante para los trabajadores. Estos valores son similares a los obtenidos en campañas de medida en viviendas y son tan bajos debido probablemente a la gran ventilación existente en los puntos de medida. Los resultados aparecen agrupados por

Tipo suelo	Estación	Nivel	Concentración de Radón, C <sub>Rn</sub> (Bq m <sup>-3</sup> )	±	C <sub>Rn</sub> por estación (Bq m <sup>-3</sup> )	±	C <sub>Rn</sub> por tipo suelo (Bq m <sup>-3</sup> )	±
granito	Roquetes	-1	12	3			24	9
	Sant Genís	-1	20	4				
	Fondo	-1	13	3	16	2		
		-2	18	4				
	Torres i Bages	-1	32	5	40	8		
		-2	47	6				
	Trinitat Nova	-1	23	4	21	2		
		-2	19	4				
	Trinitat Vella	-1	20	4	23	3		
		-2	26	4				
Vall d'Hebron	-1	30	5	26	3			
	-2	23	4					
sedimentos	Drassanes	-1	11	3	14	3	14	3
		-2	18	4				
	Universitat	-1	17	4	14	3		
		-2	11	3				

Tabla 1. Valores medios de la concentración de radón obtenidos en los puntos de medida correspondientes al periodo Octubre 2004-Abril 2005

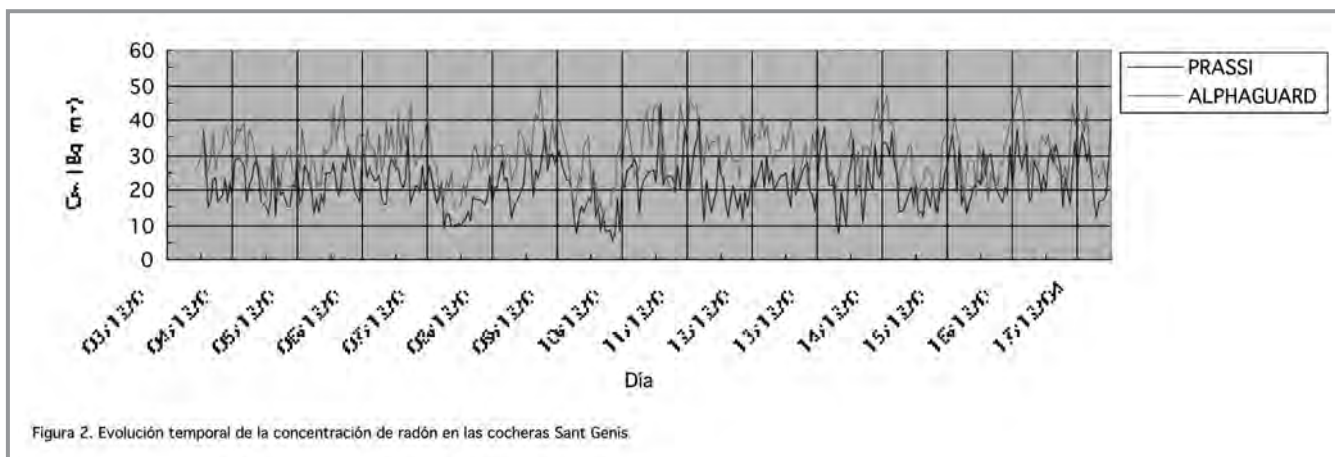
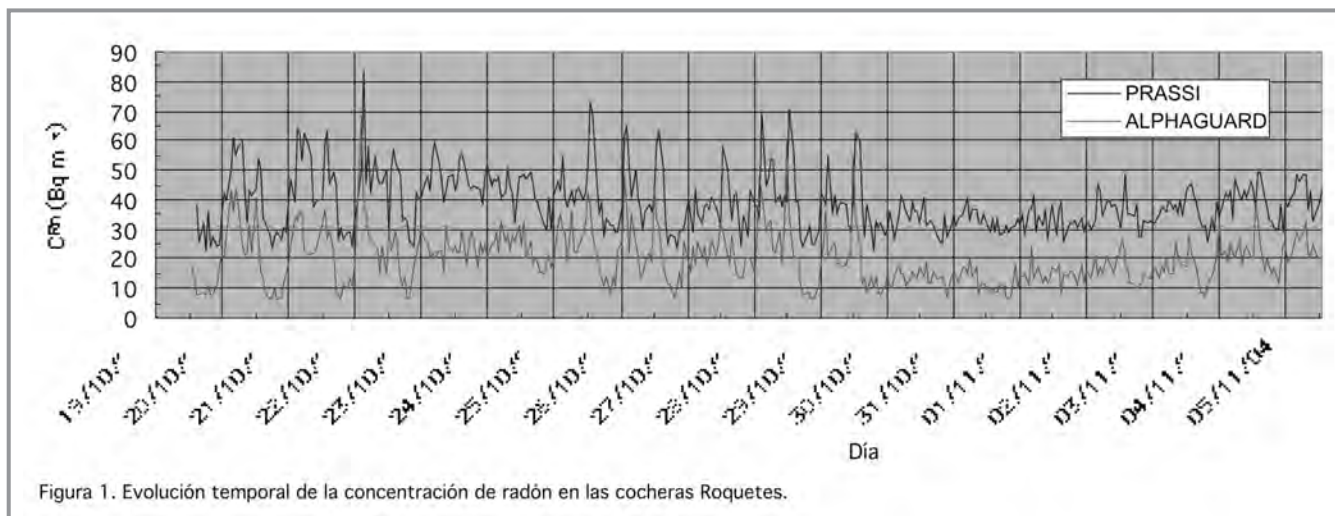
estaciones y tipo de suelo, según si éstas están en formaciones sedimentarias o en formaciones graníticas. Se ha calculado el valor medio de la concentración de radón por estación y por tipo de suelo. Se observa que las estaciones situadas en formaciones graníticas tienen valores ligeramente más elevados que las situadas en formaciones sedimentarias. Pero haría falta aumentar el número de medidas para confirmar esta posible influencia del suelo. También se indica el nivel subterráneo de cada punto de medida pero con estos valores tan bajos no se puede deducir si hay una influencia de la profundidad del lugar de trabajo en la concentración de radón.

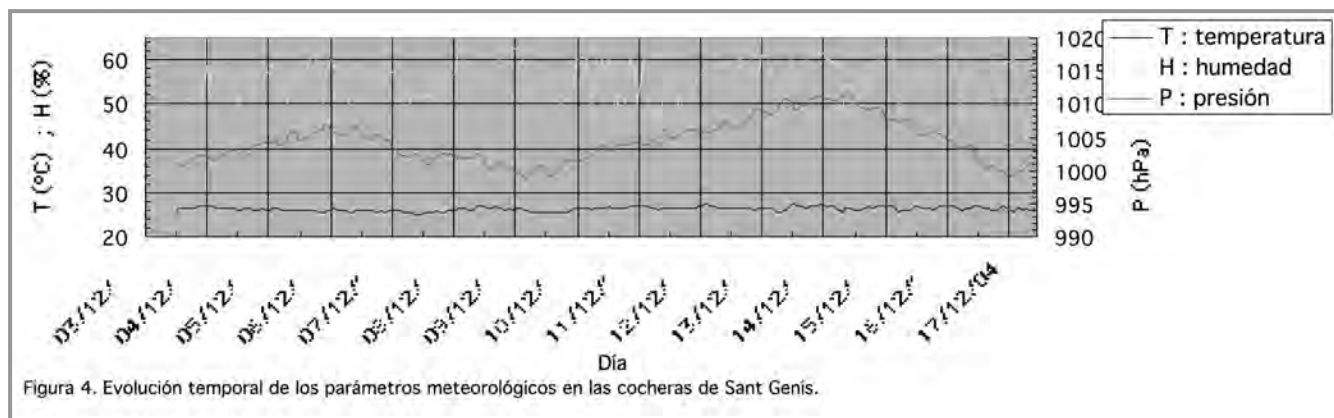
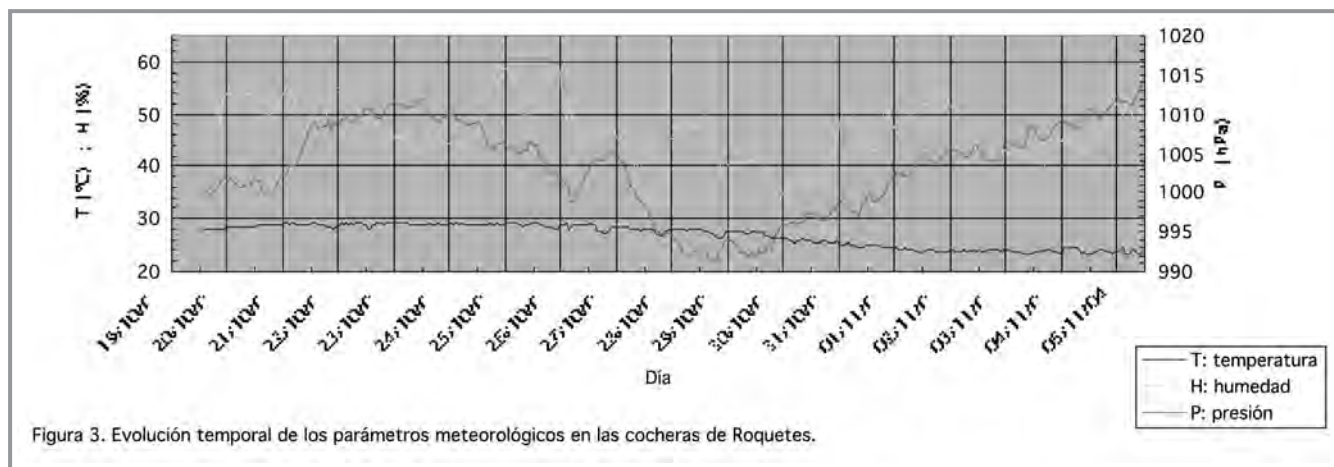
Los resultados de las medidas en continuo de la concentración de radón llevadas a cabo con los monitores *Alphaguard* y *Prassi* en las cocheras de Roquetas y Sant Genís aparecen en las *figuras 1 y 2*, respectivamente. Para el Prassi se presentan los va-

lores de la concentración de radón corregidos por el factor 0.86. Ambos sistemas miden las mismas variaciones de la concentración de radón, pero se observa que dichas variaciones son más pronunciadas en las cocheras de Roquetas que en Sant Genís.

En las *figuras 3 y 4* aparecen los parámetros meteorológicos (temperatura, humedad y presión) del interior de las cocheras medidos por la estación meteorológica incorporada al detector *Alphaguard* durante los dos periodos de monitorización. No se observa ninguna correlación destacada entre la concentración de radón y estos parámetros.

En la *tabla 2* se presentan los rangos de la concentración de radón y los valores medios calculados a partir de las respuestas de los dos sistemas activos, así como los del detector pasivo.





Comparando los valores medios de los sistemas activos se observa un mayor acuerdo entre los resultados obtenidos en las cocheras de Sant Genís que entre los resultados en las cocheras de Roquetes. Dado que en las cocheras de Roquetes los dos monitores estaban a unos 30 cm del suelo, la diferencia que se observa en los valores medios se puede explicar teniendo en cuenta que el Prassi tiene una cierta sensibilidad a las concentraciones de torón. En el caso de Sant Genís, dada la ubicación del Prassi, el torón no puede haber afectado la medida. Ello es debido a su corto período de semidesintegración (56s) que no le permite viajar más de 30 cm.

Con los dos tipos de sistema de medida los períodos de exposición son muy diferentes (dos semanas para los monitores en continuo frente los 6 meses de los detectores pasivos). Además la concentración de radón puede experimentar variaciones estacionales importantes lo que explica la diferencia observada entre los resultados de los detectores activos y pa-

sivos. Por ello los detectores activos son más adecuados para analizar la evolución temporal de la concentración de radón mientras que los pasivos deben utilizarse para la medida de los valores medios.

## CONCLUSIONES

Los niveles de concentración de radón obtenidos en los lugares de trabajo subterráneos del Metro analizados en este estudio preliminar son bajos y esto indica que el sistema de ventilación es adecuado. No se ha observado ninguna correlación entre los niveles de radón y los parámetros meteorológicos.

Desde el punto de vista de protección radiológica estos valores no constituyen ningún riesgo para los trabajadores ni el público en general.

Para confirmar los resultados obtenidos y analizar la influencia del tipo de suelo sería necesario realizar un estudio más detallado con medidas en más

Cocheras	Alphaguard			Prassi			Makrofol	
	Rango $C_{Rn}$ ( $Bq\ m^{-3}$ )	$C_{Rn}$ media ( $Bq\ m^{-3}$ )	$\pm$	Rango $C_{Rn}$ ( $Bq\ m^{-3}$ )	$C_{Rn}$ media ( $Bq\ m^{-3}$ )	$\pm$	$C_{Rn}$ media ( $Bq\ m^{-3}$ )	$\pm$
Roquetes	juni-68	20	9	23 - 84	39	10	12	3
Sant Genís	14 - 50	30	7	mayo-45	22	7	20	4

Tabla 2. Valores medios y rangos de la concentración de radón en las dos cocheras

puntos de la red del Metro. La posible influencia de la composición del subsuelo en los niveles de radón está siendo estudiada en otros lugares de trabajo subterráneos de Barcelona.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por el Consejo de Seguridad Nuclear y se ha llevado a cabo con el permiso de Transports Metropolitans de Barcelona.

#### REFERENCIAS

1.- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Vol. I: Sources, United Nations Publications, New York, 2000.

2.- Pascual, A., El radón y sus efectos sobre la salud. Notas Técnicas de Prevención 533, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.

[http://www.mtas.es/insht/ntp/ntp\\_533.htm](http://www.mtas.es/insht/ntp/ntp_533.htm)

3.- Real Decreto 783/2001 Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes. BOE, 178, 27284-27303, 2001.

4.- Amgarou, K., Font, Ll., Baixeras, C. A novel approach for long-term determination of indo-

or  $^{222}Rn$  progeny equilibrium factor using nuclear track detector. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A, 506, 186-198, 2003.

5.- Amgarou, K. Long-term measurements of indoor radon and its progeny in the presence of thoron using nuclear track detector: a novel approach. PhD dissertation, Universitat Autònoma de Barcelona, 2002.

6.- Baixeras, C., Bach, J., Amgarou, K., Moreno, V. and Font, Ll. Radon levels in the volcanic region of La Garrotxa, Spain. Radiation Measurements, (Aceptado) 2004.

7.- Vargas, A., Ortega, X., Martín, J. L. Resultados de la Intercomparación de sistemas de medida en continuo de la concentración de radón. Documento UPC-CSN. Febrero 2005.

8.- Currie, Ll.A. Detection and quantification limits: origins and historical overview. Analytica Chimica Acta, 391, 127-134, 1999.

9.- International Commission on Radiological Protection (ICRP). Protection against radon-222 at home and at work. Annals of the ICRP 65, Pergamon, Oxford, 1994.

## EVALUACION DE GUANTES DE PROTECCION PARA TECNICAS INTERVENCIONISTAS Y QUIRURGICAS

E. ANTOLÍN, M.J. ROT, J. ORDÓÑEZ, L. ARRANZ, J.M. SASTRE, N. FERRER, J.C. DE ANDRÉS, L. SAINZ DE LOS TERREROS, V. MONGE.

### INTRODUCCIÓN

Las dosis acumuladas en manos por prácticas en radiología y cardiología intervencionista pueden alcanzar valores elevados, incluso superar los límites reglamentarios para los profesionales expuestos tras años de trabajo, si no se utilizan medios adecuados de protección radiológica. Una de las medidas es la utilización de guantes que proporcionen una atenuación de la radiación, manteniendo la suficiente sensibilidad táctil exigida por el médico intervencionista.

En el mercado existen una gran variedad de guantes de protección con diferentes características que les confieren ventajas o inconvenientes según su utilización. En este trabajo se han evaluado, en 8 modelos de guantes, su capacidad de atenuación a diferentes tensiones, el mantenimiento de la sensibilidad táctil, su resistencia a la rotura y la posible formación de poros después de sucesivas esterilizaciones. La capacidad de esterilización, sin perder sus características, es un importante factor de cara al coste efectivo del producto ya que el elevado precio de los guantes puede condicionar su adquisición por la administración hospitalaria.

### MATERIAL Y METODO

La atenuación de los guantes se ha medido con un electrómetro Barracuda (RTI Electronics) con cámara multipropósito digital de 12 x 5 cm<sup>2</sup> con un área sensible de detección de 3 x 21 mm<sup>2</sup>, utilizándose un equipo radiológico Siemens. Se han comparado los valores de tasa medidos en haz directo cuando la cámara se exponía sin guante, con los obtenidos con la cámara dentro del guante, a las tensiones nominales

de 60, 70, 80 y 90 kVp. Para garantizar la reproducibilidad del posicionamiento de la cámara a lo largo de toda la prueba se utilizó una plantilla. Los valores medidos se normalizaron a las tensiones nominales. Se estimó que las incertidumbres de las medidas de atenuación obtenidas procedían de la variabilidad en el rendimiento del equipo al efectuarlas de forma no simultánea.

La sensibilidad táctil de cada guante fue evaluada por radiólogos intervencionistas en una escala de 5 valores (excelente, muy bueno, bueno, aceptable, inaceptable), después de cada esterilización. La resistencia a la tracción fue evaluada por el Instituto de Biomecánica de Valencia mediante ensayos con probetas obtenidas de acuerdo con la norma UNE-EN 455, para determinar la fuerza en el punto de rotura a una velocidad de estirado de 500 mm/min. Las pruebas de estanqueidad se han realizado con un equipo de ensayo electrónico y con una disolución acuosa, como electrolito, de cloruro de sodio (10 g/l) a 23±5°C de acuerdo con la Norma UNE-EN 600:1996. La esterilización se realizó en autoclave de vapor con prevacío, por ser el más habitual y rutinario en este hospital, mediante el equipo Matachana S-1000 en ciclo estándar de 134°C y pulsos de 5-7 minutos con una duración total de 55 minutos.

Las pruebas de atenuación de la radiación, calidad táctil y formación de poros se realizaron con cada modelo de guante, sin esterilizar y después de cuatro y ocho esterilizaciones. Las pruebas de resistencia a la tracción se realizaron en los guantes sin esterilizar y después de la cuarta esterilización.

Las características de los diferentes modelos de guantes estudiados están descritas en la Tabla 1.



Tabla 1. Características de los guantes analizados

Guante	Marca	Modelo	Composición	
			Base	Protección
1	Cardiva/Proguard	RR1	Látex	Óxido de plomo
2	Cardiva/Proguard	RR2	Látex	Óxido de plomo
3	Cardiva/Proguard	ASG	Sin látex	No plomo
4	Unitex/Hartmann	Peha-Shield	Látex	Óxido de Bismuto
5	ANKO/Branlord		Látex	Óxido de plomo
6	ASES/Agsa	XP1	Goma natural siliconada. Sin látex	Plomo
7	ASES/Agsa	XP2	Goma natural siliconada. Sin látex	Plomo
8	ASES/Agsa	XP3	Goma natural siliconada. Sin látex	Plomo

## RESULTADOS

Los valores obtenidos de atenuación en haz directo, y sensibilidad táctil están expuestos en las tablas 2 (sin esterilizar), 3 (después de 4 esterilizaciones) y 4 (después de 8 esterilizaciones).

Guante	Sin esterilizar				Sensibilidad Táctil
	Atenuación en haz directo (%) (•)				
	60 KvP	70 KvP	80 KvP	90 KvP	
1	5±12 (45)	47±07	42± 07 (35)	40±07	****
2	46±11 (55)	42±07	37±06 (43)	46±08	****
3	47±11 (47)	42±06	37± 06 (40)	37±06	**
4	63±15 (58)	58±09	52± 08 (48)	50±08	**
5	36±09 (np)	35±05	30±05 (np)	30±05	***
6	43±10 (36)	43±07	38±06 (31)	36±06	**
7	59±14 (61)	57±09	54±08 (54)	50±08	*
8	81±19 (72)	75±12	69±11 (65)	64±10	*

(•) Los números entre paréntesis son los valores de atenuación indicados por las casas comerciales

Los valores de atenuación obtenidos en guantes sin esterilizar son del mismo orden a los declarados por las casas comerciales. (Tabla 2).

Las pruebas de estanqueidad fueron superadas por todos los guantes no habiéndose encontrado una degradación en las diferentes fases de la esterilización.

Guante	Cuarta esterilización				Sensibilidad Táctil
	Atenuación en haz directo (%)				
	60 KvP	70 KvP	80 KvP	90 KvP	
1	29±07	27±04	18±03	16±03	****
2	35±08	31±05	26±04	23±04	****
3	28±07	25±04	18±03	17±03	**
4	63±15	51±08	44±07	41±07	**
5	23±06	21±03	17±03	16±03	***
6	34±08	31±05	27±04	24±04	**
7	64±15	59±09	56±09	52±08	*
8	80±19	74±11	68±11	64±10	*

Guante	Octava esterilización				Sensibilidad Táctil
	Atenuación en haz directo (%)				
	60 KvP	70 KvP	80 KvP	90 KvP	
1	37±09	32±05	28±04	26±04	Deteriorado
2	43±10	37±06	32±05	30±05	Deteriorado
3	33±08	29±05	23±04	13±02	**
4	65±15	58±09	52±08	49±08	**
5	36±09	30±05	26±04	25±04	***
6	41±10	37±06	32±05	30±05	**
7	62±15	55±08	50±08	47±08	*
8	78±18	71±11	65±10	67±11	*

Los resultados de las pruebas de resistencia a la tracción están expresados en Newtons (N) en la Tabla 5.

Resistencia a la Tracción		
Guante	Sin Esterilizar	Cuarta esterilización
1	7,55	14,98
2	6,21	11,49
3	3,87	10,51
4	9,97	11,36
5	15,33	16,34
6	15,99	10,71
7	18,13	17,53
8	20,4	20,27

**CONCLUSIONES**

La capacidad de atenuación disminuye ante sucesivas esterilizaciones en algunos guantes, no encontrándose una relación significativa con respecto a su composición. Los guantes con una mayor atenuación y resistencia a la esterilización son el 4 (óxido de bismuto), el 7 y 8 (plomo).

Los guantes más aceptados por los médicos intervencionistas, por su mayor sensibilidad táctil, han sido los guantes 1, 2 y 5. No obstante, sus cualidades no se mantienen constantes ante la esterilización.

Las sucesivas esterilizaciones pueden modificar la elasticidad de los guantes, siendo los números 4, 5, 7 y 8 los que presentan una resistencia a la tracción más constante, especialmente los dos últimos (los más gruesos y menos elásticos). Ello explica la constancia en los valores obtenidos en la sensibilidad táctil.

Un compromiso aceptable para la utilización en técnicas intervencionistas y quirúrgicas, en relación a la atenuación, la sensibilidad táctil y la constancia ante la esterilización (ver *figura 1*), lo pueden ofrecer

los guantes 2 (óxido de plomo) y 4 (óxido de bismuto), siendo el primero el de mayor sensibilidad táctil y el segundo, el que más atenuación produce.

Sin embargo, para la utilización en técnicas de medicina nuclear, donde no es necesaria una elevada sensibilidad táctil, el guante más destacado sería el 8 por ser el que más atenúa la radiación.

**REFERENCIAS**

Morán, P., Vaño, E., Ortiz, P., Velasco, A. Attenuation measurements on leaded gloves used in diagnostic radiology. *Mapfre Medicina* 2: 169-172. 1991

Vañó, E., Fernández, J.M., Delgado, V., González, L. Evaluation of Tungsten and Lead Surgical Gloves for Radiation Protection. *Health Physics* 68:6: 855-858. 1995.

Vehmas, T. Finger doses during interventional radiology: The value of flexible protective gloves. *Fortschr Rotgenstr* 154: 555-559. 1991.

**AGRADECIMIENTOS**

Deseamos agradecer la colaboración en este trabajo a los médicos Juan Sánchez y Javier Blázquez (Servicio de Radiodiagnóstico hospital RyC), María Jesús Velázquez (Supervisora Servicio Medicina Preventiva H RyC), Maribel Romero (Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica H RyC) y a los físicos María Teresa García (Oficina Técnica, H RyC), Fidel Martínez (Unidad de Biomateriales, H RyC), Carlos Atienza, José Miguel Corrales, Marcos Alepuz, Manuel Villanueva y Amelia Gómez (Instituto de Biomecánica de Valencia).

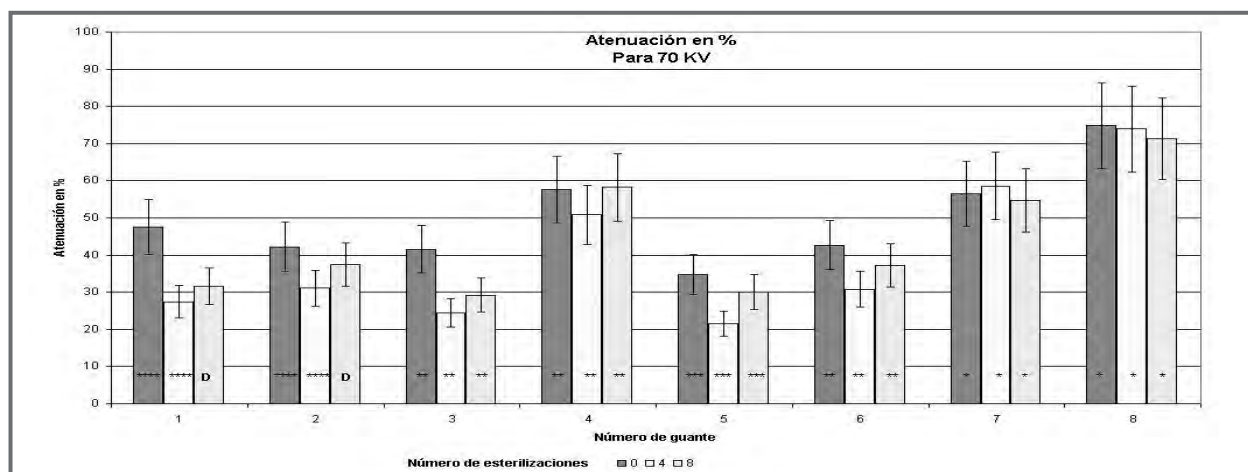


Figura 1.

# EFICACIA DEL POLIACRILATO SÓDICO EN LA DESCONTAMINACIÓN PRODUCIDA POR VERTIDOS ACCIDENTALES DE LÍQUIDOS RADIATIVOS

R, ARENAS. F, CARRERA. S, VELÁZQUEZ . J, SÁNCHEZ. A, JIMÉNEZ

## INTRODUCCIÓN

Un incidente habitual en las instalaciones radiactivas que manipulan fuentes no encapsuladas (medicina nuclear y laboratorios) es el vertido indeseado de pequeños volúmenes de líquidos radiactivos.

En general, los vertidos accidentales que se producen durante la preparación de radiofármacos en Medicina Nuclear, sobre superficies lisas no absorbentes, son de volúmenes iguales o inferiores a 10 ml. Vertidos más voluminosos, y también conflictivos desde el punto de vista de la Protección Radiológica, tales como vómitos u orinas, o bien no están en fase líquida, en el primer caso, o bien caen sobre una prenda que actúa de absorbente, como en el segundo.

Por otra parte, el incremento de volumen de vertido deberá venir acompañado del incremento de la superficie de descontaminante empleada, independientemente de su poder de absorción, por lo que es de mayor interés el poder de absorción por unidad de superficie sobre una lámina de agua, y su capacidad para arrastrar la contaminación desprendible.

En general, la mayoría de los manuales de protección radiológica<sup>1, 2, 3, 4, 5, 6</sup>, si bien se detienen en cómo retirar la contaminación difícilmente desprendible de la superficie contaminada, no hacen hincapié en el paso previo de la colección del volumen de vertido, que si se optimiza, resolverá en gran parte o en su totalidad el problema posterior. En cualquier caso, suelen recomendar toallas de papel absorbente de celulosa convencional o esponjas.

El poliacrilato sódico es un material usado tradicionalmente como superabsorbente. La empresa Craig Medical Products Limited (Riegate, Surrey, Reino

Unido), comercializa el AbsorbeZe<sup>®</sup>, cuyo principal componente es el poliacrilato sódico. Se caracteriza por convertirse en gel al contacto con un líquido polar, y encapsularlo.

En este trabajo valoramos la eficacia del absorbente referido para la colección de vertidos contaminantes de radiofármacos en solución salina utilizados en Medicina Nuclear, en comparación con otros medios convencionales como el papel secante y el tejido de gamuza de 1 mm de espesor.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Consideramos el supuesto de rotura o volcado de recipientes que contienen las soluciones de interés, que son de un volumen inferior, en general, a 10 ml. Este volumen es fácil de absorber por un medio convencional, por lo que nos vamos a fijar en otras dos características:

- Rendimiento en actividad, o capacidad para retirar la actividad del substrato sobre el que cae el vertido, una vez que el volumen de líquido ya ha sido retirado, medido para cada absorbente *i* como:

$$R_1 = (1 - A_r/A_0) \times 100$$

Donde  $A_0$  es la actividad del vertido y  $A_r$  es la actividad residual en el recipiente después de aplicar cada medio.

- Capacidad de retención, medida como la transferencia de actividad a una tercera superficie (papel secante) por contacto del descontaminante con ella, tras la descontaminación, durante un tiempo establecido y con la presión de su propio peso. La evaluamos como  $R_2$ :

$$R_2 = (1 - A'_r/A_0) \times 100$$

Donde  $A'_r$  es la actividad residual en el papel secante una vez retirado el descontaminante.

Se cuenta con 90 cubetas plásticas con fondo de dimensiones 10x10 cm<sup>2</sup>. Se dispusieron en ellas disoluciones acuosas de 10 ml de diferentes actividades de <sup>99m</sup>TcO<sub>4</sub>Na, mediante la toma de muestras alícuotas de 185MBq, 444MBq, 925MBq, 1850MBq y 3700MBq. También se prepararon diferentes volúmenes (2, 4, 6, 8 y 10ml) de los siguientes preparados, marcados con la misma actividad (925MBq): Tc-99m metilén difosfato (<sup>99m</sup>Tc-MDP), Tc-99m macroagregado de albúmina (<sup>99m</sup>Tc-MAA), Tc-99m tetrofosmina TTF (<sup>99m</sup>Tc-MYOV), <sup>131</sup>I y <sup>67</sup>Ga. De esta manera podíamos comprobar el comportamiento de los medios absorbentes con los radiofármacos tecneciados y no tecneciados más empleados en Medicina Nuclear.

Se midió la contaminación superficial de la base de los recipientes después de aplicar cada uno de los medios de descontaminación, mediante un detector de contaminación superficial calibrado FAG Contamat FHT 111M equipado con una sonda Geiger de Xenon con ventana de entrada de 10 10 cm<sup>2</sup> y espesor másico 4,5 mg/cm<sup>2</sup> y un 93% de coeficiente de transmisión. La constante de tiempo tiene un valor máximo de 5s. El rango de medida es de 2,5 a 19999 cps. La influencia de la radiación ambiental en las medidas del detector viene reflejada por el valor del fondo para una tasa de dosis ambiental de 0,1 μSv/h a una altitud de 286 m sobre el mar, que es de 7,5 cps.

Se midió también la contaminación superficial que se producía después de poner en contacto instantáneo el medio de retención con una superficie de papel secante, con el fin de evaluar la capacidad de retención de la contaminación por cada medio. Se corrigieron las medidas por la eficiencia de detección, utilizando fuentes superficiales certificadas de C-14 ( $E_{max} = 156$  keV) para las medidas con Tc-99m (140 keV) y Ga-67 (93 keV), y de Pm-147 ( $E_{max} = 224$  keV), para las medidas con I-131 (364 keV).

En cada medida experimental se realiza una medida previa del fondo durante 100 s, sobre la cubeta vacía, que se substraerá de la medida experimental.

Asumiendo que las emisiones radiactivas y el fondo siguen una distribución de Poisson, la expresión,

para más de 30 emisiones detectadas, del número de cuentas por minuto será

$$v = c - f \pm k_{\alpha} \cdot \sqrt{c/T_c + f/T_f}$$

Con  $k_{\alpha} = 2$  para NC = 95%, y estando v, c y f expresados en cpm, y  $T_c$  y  $T_f$  expresado en min.

Para un NC del 95%, y muestras activas (distintas de fondo), se necesita acumular 40000 cuentas para tener un error relativo en la medida inferior al 1%.

$$\text{Error relativo} = \frac{c}{C} = k_{\alpha} / \sqrt{C}$$

Radionucleido	E gamma y RX promedio (keV)	Eficiencia mínima (cps/Bq)	dps (Bq) para acumular 40000 sucesos	A <sub>min</sub> (μCi) de la muestra
Tc-99m	130,6	0,03	1333333	36
I-131	361,2	0,13	307692	8
Ga-67 (Se-75)	166,7	0,059	677966	18

Tabla I. Cálculo de la actividad mínima de la muestra. Se ha tomado para el cálculo el dato de eficiencia del Se-75 en lugar del Ga-67 al no estar tabulado el dato de este último. Se elige el Se-75 por tener una energía y abundancia (96.7 keV y 34%), parecidas a las del Ga-67 (93.3 keV y 35.7%).

### RESULTADOS

Con A designamos a la actividad en la disolución. CS significa el valor de la contaminación superficial medido una vez aplicado el medio descontaminante, y CS3 designa la medida de la contaminación en la tercera superficie (papel secante) después de que se depositó sobre ella el medio descontaminante.

Tc-99m						
A (MBq)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
3700	1.1	0.6	992.7	431.3	30.0	5.8
1850	0.8	0.5	110.4	54.3	13.5	2.4
925	0.6	0.1	13.3	2.0	6.4	0.7
444	0.3	0.1	8.5	1.8	2.9	0.4
185	0.1	0.1	2.5	0.9	1.2	0.2

Tabla II. Medidas correspondientes al <sup>99m</sup>TcO<sub>4</sub>Na, en una muestra de 10 ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

<sup>99m</sup> Tc-MDP						
V (ml)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
10	0.8	0.0	>1000	30.2	10.8	0.6
8	1.1	0.0	>1000	32.2	9.5	0.7
6	1.2	0.0	>1000	24.2	4.9	0.5
4	1.1	0.0	>1000	32.2	1.7	0.3
2	0.3	0.0	>1000	34.1	1.0	0.3

Tabla III. Medidas correspondientes a actividades de 925 MBq de <sup>99m</sup>Tc-MDP, en muestras de volumen V, en ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

<sup>99m</sup> Tc-MAA						
V (ml)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
10	1.9	0.0	>1000	24.4	1.0	0.3
8	2.0	0.0	>1000	12.3	1.7	0.7
6	3.2	0.0	>1000	10.6	2.1	0.4
4	3.0	0.0	>1000	2.3	3.4	0.7
2	7.2	0.1	>1000	2.7	4.6	0.2

Tabla IV. Medidas correspondientes a actividades de 370 MBq de <sup>99m</sup>Tc-MAA, en muestras de volumen V, en ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

<sup>99m</sup> Tc-MYOV						
V (ml)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
10	10.7	0.2	>1000	34.3	12.6	0.6
8	6.4	0.1	>1000	25.7	12.9	0.7
6	4.6	0.1	>1000	22.4	7.6	0.8
4	4.7	0.3	>1000	18.1	13.4	0.3
2	4.0	0.2	>1000	10.4	8.6	0.5

Tabla V. Medidas correspondientes a actividades de 925 MBq de <sup>99m</sup>Tc-MYOV, en muestras de volumen V, en ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

I-131						
V (ml)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
10	F	F	3.7	0.1	0.0	F
8	F	F	2.8	0.0	0.0	0.0
6	F	F	2.4	0.1	0.1	F
4	0.0	F	2.4	0.1	0.0	0.0
2	0.0	F	0.9	0.1	0.0	0.0

Tabla VI. Medidas correspondientes a actividades de 37 MBq de I-131, en muestras de volumen V, en ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

Ga-67						
V (ml)	Absorbeze®		Papel		Gamuza	
	CS	CS3	CS	CS3	CS	CS3
10	0.0	F	29.2	1.2	0.5	0.0
8	F	F	23.4	1.2	0.1	F
6	0.0	F	29.8	1.3	0.4	0.0
4	0.0	F	5.47	1.8	0.3	F
2	F	F	10.1	1.6	0.3	F

Tabla VII. Medidas correspondientes a actividades de 37 MBq de Ga-67, en muestras de volumen V, en ml. Las medidas en kBq/cm<sup>2</sup>.

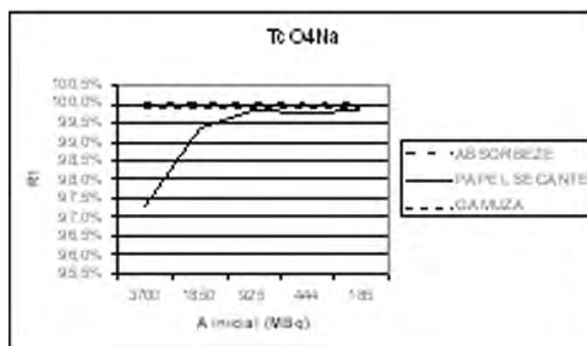


Figura I. Representación de R1, correspondiente a diferentes actividades de <sup>99m</sup>TcO4Na, en muestras de 10 ml.

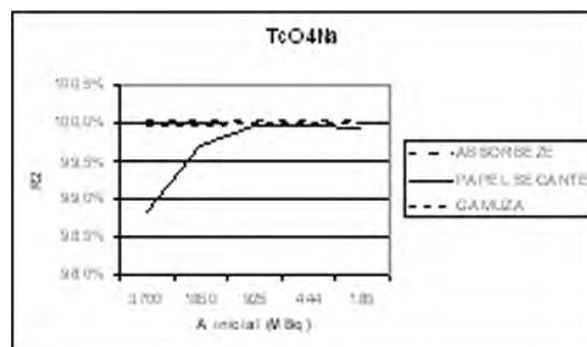


Figura II. Representación de R2, correspondiente al <sup>99m</sup>TcO4Na..

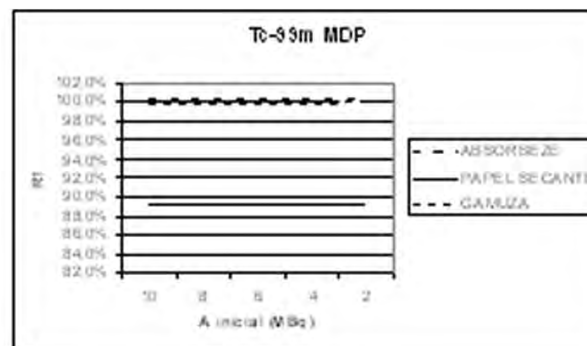


Figura III. Representación de R1, correspondiente al <sup>99m</sup>Tc-MDP, en muestras de diferentes volúmenes.

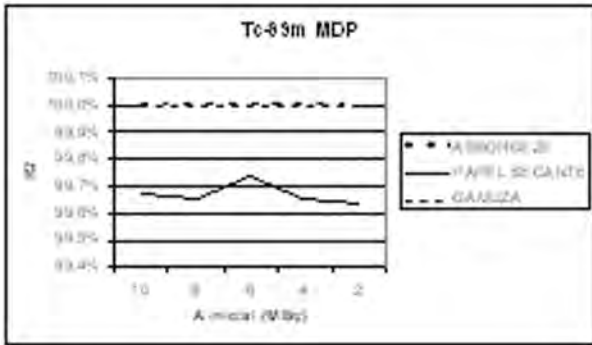


Figura IV. Representación de R2, correspondiente al  $^{99m}\text{Tc}$ -MDP

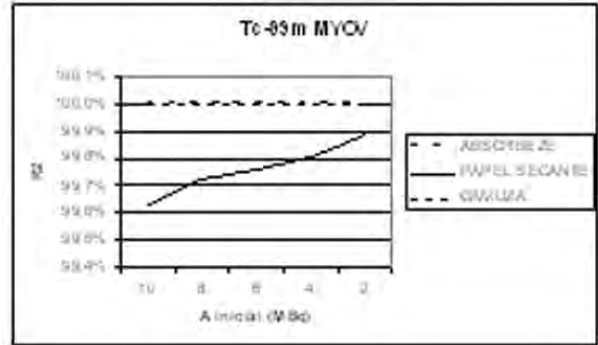


Figura VIII. Representación de R2, correspondiente al  $^{99m}\text{Tc}$ -MYOV.

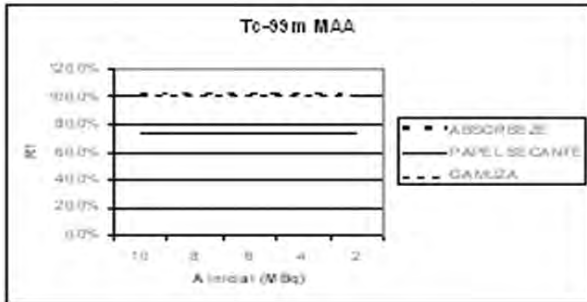


Figura V. Representación de R1, correspondiente al  $^{99m}\text{Tc}$ -MAA, en muestras de diferentes volúmenes.

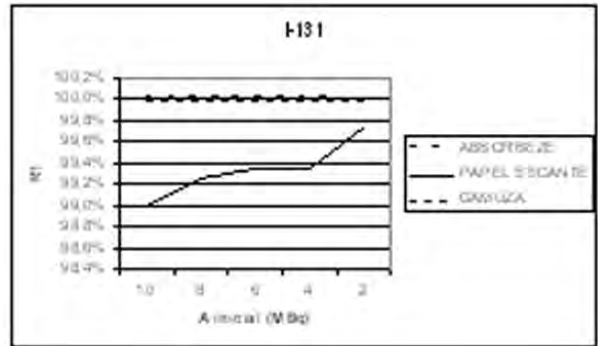


Figura IX. Representación de R1, correspondiente al I-131, en muestras de diferentes volúmenes

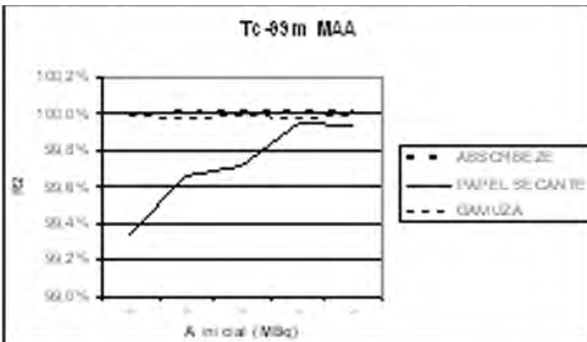


Figura VI. Representación de R2, correspondiente al  $^{99m}\text{Tc}$ -MAA

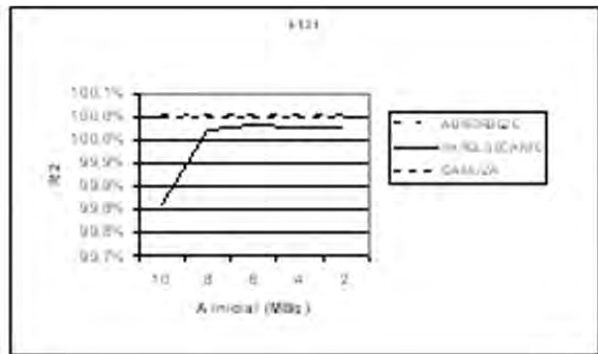


Figura X. Representación de R2, correspondiente al I-131.

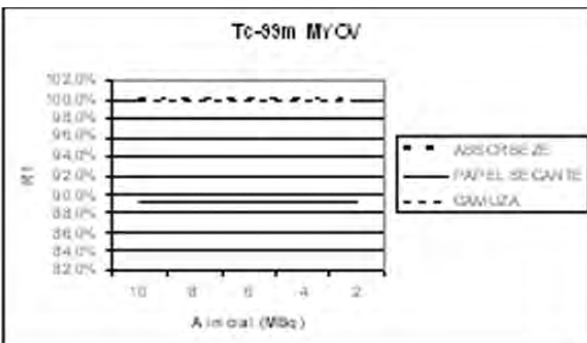


Figura VII. Representación de R1, correspondiente al  $^{99m}\text{Tc}$ -MYOV, en muestras de diferentes volúmenes.

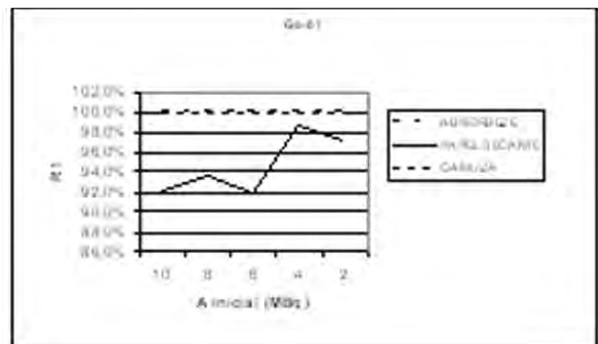


Figura XI. Representación de R1, correspondientes al Ga-67, en muestras de diferentes volúmenes

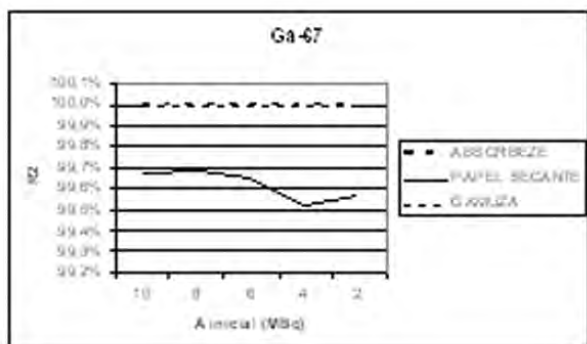


Figura XII. Representación de R2, correspondiente al Ga-67.

### CONCLUSIONES

En todos los casos se obtuvieron resultados similares entre el absorbente de poliacrilato sódico y la gamuza doméstica. El papel secante sin embargo mostró un peor rendimiento, tanto en la primera aplicación, como en la retención de la contaminación tras contacto con una tercera superficie. Dicha diferencia era más acusada a volúmenes y actividades mayores. La mayor diferencia de rendimiento entre el papel secante y los otros medios fue de casi un 25% para  $^{99m}\text{Tc}$ -MAA, para la primera absorción, y de un 1% para la prueba de retención. Esta diferencia parece ser debida a que el papel secante no es capaz de retener las partículas de macroagregados de albúmina que forman complejo con el  $^{99m}\text{Tc}$  mientras que los otros dos contaminantes empleados sí lo son.

No es necesario disponer de absorbentes específicos para la descontaminación en vertidos de volú-

menes del orden de los viales que se manipulan en Medicina Nuclear, pues el tejido de gamuza convencional presenta características suficientes, aunque éste es mejor que el papel secante habitualmente utilizado.

### REFERENCIAS

1. Carrasco, J. L. Anexo MN4. Manual de Protección Radiológica del Hospital Virgen de la Victoria. Málaga, 2003.
2. Environmental health and safety, health physics. Safetynet #37. UC Davis Radiation Safety Manual. Davis (CA), 1994.
3. Office of Research Safety. 18.6 Decontamination. Radiation Safety Handbook. Northwestern University, Illinois, 1999.
4. Herrador, M. Plan de Emergencia en Medicina Nuclear. Manual de Protección Radiológica. Hospitales Universitarios Virgen del Rocío. Sevilla, 1999.
5. Ortiz, P., Sánchez F., B., Bezares, M., López, P. Parte IV: Medicina Nuclear. Protección Radiológica. Colección Sanidad Ambiental. Secretaría General Técnica. Ministerio de Sanidad y Consumo, 1988.
6. Comisión de Redacción SEFM-SEPR. 10. Emergencias. Manual General de Protección Radiológica. 2002.

# PREDICIÓN DE LOS RESULTADOS DE LOS BIOENSAYOS EN TRABAJADORES EXPUESTOS A INCORPORACIONES ALEATORIAS

GUILLERMO SÁNCHEZ

## INTRODUCCIÓN

Al personal expuesto ocupacionalmente a la inhalación de aerosoles radiactivos suele estar sometido a un programa de bioensayos (retención pulmonar, excreciones, etc.). Los métodos habituales de cálculo de las retenciones/excreciones teóricamente predichas normalmente consideran dos situaciones [RG 8.9, 1993; ICRP 78, 1997]: Incorporaciones puntuales e incorporaciones crónicas (continuas constantes). Sin embargo, en la realidad las incorporaciones son aleatorias. Hemos desarrollado un procedimiento estadístico que permite estimar las incertidumbres estadísticas asociadas a las incorporaciones. A partir de ello hemos desarrollado un método matemático que permite resolver los modelos de la ICRP para casos de incorporaciones aleatorias. Este método, permite estimar las cantidades que se esperan detectar en los bioensayos, y en función de ello es posible decidir cuales son los más apropiados y cuando deberían realizarse. Estos métodos se han incorporado al programa Biokmod [Sánchez 2005] que puede ejecutarse directamente en la web en el enlace: <http://www3.enusa.es/webMathematica/Public/biokmod.html>

### **Estimación de las incorporaciones diarias**

En la zona cerámica de la Fabrica de Juzbado el óxido de uranio enriquecido puede presentarse en forma de aerosoles. El método aplicado para estimar las incorporaciones a las que está potencialmente expuesto el personal que trabaja en esta zona es el siguiente:

En distintos puntos,  $i$ , existen tomamuestras estáticos que contienen un filtro donde cada jornada laborable  $j$  se deposita una actividad  $A_i(j)$ , que es medida al final de cada turno. El flujo aspirado por el tomamuestras es similar a la respiración de un tra-

bajador estándar, por tanto la actividad recogida en el filtro es similar a la que incorporaría un trabajador que permanezca junto a él. El trabajador registra el tiempo de permanencia junto a cada punto de muestreo  $\Delta t_{ij}$ . La actividad incorporada cada día por el trabajador se calcula utilizando la ecuación siguiente:

$$I_j = \sum_{i=1}^n w_{ij} A_i(j) \quad (1)$$

donde  $w_{ij} = \Delta t_{ij}/t_u$ , siendo  $t_u$  la duración de un turno (habitualmente  $t_u = 8$  h), por tanto  $w_{ij}$  representa la fracción de la jornada laborable que el trabajador permanece junto a cada punto de muestreo. Agrupando los datos de trabajadores que realizan su actividad en la misma área hemos encontrado (Sánchez G, López-Fidalgo, 2003), que la cantidad  $I$  incorporada diariamente por un trabajador del área estará comprendida en el siguiente intervalo de confianza:

$$I \approx \left( \sum_i w_i \mu_{A,i} \right) \pm z_{(1+\gamma)/2} \sqrt{\sum_i w_i^2 \sigma_{A,i}^2} \quad (2)$$

siendo  $\mu_{A,i}$  la media y desviación estándar,  $\sigma_{A,i}$  de la actividad retenida por turno en punto  $i$  y  $w_i$  la media del tiempo de permanencia en dicho punto;  $\gamma$  es el nivel de probabilidad deseado, normalmente  $\gamma = 0.95$  en cuyo caso  $z = 1.96$ .

### **Incorporaciones y excreciones esperadas**

y lo medido en los bioensayos se requiere disponer de un modelo biocinético apropiado al tipo de radioisótopo que se desea controlar. La ICRP utiliza modelos compartimentales con coeficientes de transferencia constantes  $k_{ij}$ , que representa la tasa de transferencia desde el compartimento  $i$  al compartimento  $j$ . En el caso de incorporación puntual en  $t = 0$  un sistema compartimental de  $n$  compartimentos pueden representarse matemáticamente



por el sistema de ecuaciones diferenciales dado por la ecuación

$$\dot{\mathbf{q}}(t) = \mathbf{A}\mathbf{q}(t) \quad (3)$$

donde  $\mathbf{A} = \mathbf{K} - \lambda \mathbf{I}$ , siendo  $\mathbf{K}$  la matriz  $n \times n$  compartimental construida utilizando los coeficientes de transferencia entre compartimentos,  $\lambda$  es la constante de desintegración radiactiva. El vector  $\mathbf{q}(t) = [q_1(t), \dots, q_i(t), \dots, q_n(t)]$  representa el contenido del isótopo en cada compartimento  $i$  en  $t$ .

La solución a la ec.(3) está dada por la ec. (4), siendo  $\mathbf{q}_0 = [q_1(0), \dots, q_i(0), \dots, q_n(0)]$  el contenido en cada compartimento  $i$  en  $t = 0$ ,

$$\dot{\mathbf{q}}(t) = \mathbf{A}\mathbf{q}(t) \quad (4)$$

Aplicando esta solución al caso de incorporación única unidad, "1", en  $t = 0$  se obtiene una función  $r_m(t)$  que representa la fracción de la cantidad inhalada que es retenida o excretada. Esta función, conocida como función de retención o excreción, tiene la siguiente forma:

$$r_m(t) = \sum_{v=1}^l c_v e^{-d_v t} \quad (5)$$

donde  $m = \{lung: \text{retención pulmonar, tb: retención corporal, uri: excreción urinaria, fec: excreción fecal, otro: retención en un compartimento u órgano concreto a especificar}\}$  y los términos  $c_v$  y  $d_v$  son valores que se obtienen en cada caso concreto (isótopo, AMAD, tipo de metabolismo, etc).

A título de ejemplo mostramos la función aplicables a la retención pulmonar para el caso de inhalación de aerosoles por trabajadores profesionalmente expuestos de  $\text{UO}_2$ , cuya metabolización es tipo S, de AMAD =  $5 \mu\text{m}$  [Sánchez G, López-Fidalgo 2003]. Estas funciones aplican a cualquiera de los isótopos que contiene el uranio natural y enriquecido que son  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{236}\text{U}$  y  $^{234}\text{U}$  (pueden existir otros en cantidades insignificantes), es así pues sus constantes de desintegración son muy pequeñas y pueden despreciarse.

$$r_{lung}(t) = 0.01009 e^{-10.0t} + 0.007959 e^{-2t} + 0.01031 e^{-0.0301t} + 0.01614 e^{-0.0201t} + 0.03191 e^{-0.0011t} + 0.004430 e^{-0.00022t} + 0.001087 e^{-0.0001t} \quad (6)$$

Las expresiones de  $r(t)$  para la mayoría de los isótopos pueden ser obtenidas ejecutando directamente la versión web del programa BLOKMOD, disponible en:

<http://www3.enusa.es/webMathematica/Public/biokmod.html> (patrocinado por ENUSA Industrias Avanzadas. S.A).

$r(t)$  pueden utilizarse para estimar la cantidad,  $A(t)$ , esperada de un determinado bioensayo tras una incorporación única  $I$  conocida. Para ello, se aplica la ecuación

$$A(t) = I r(t) \quad (7)$$

Otro caso importante es el de las incorporaciones crónicas (se suele llamar así a las continuas constantes). Consideremos que una persona se estima ha incorporado durante un periodo continuado  $T$  una cantidad  $I$ , suponemos que esta incorporación ha sido aproximadamente constante. Por tanto, podemos asumir una incorporación diaria  $I/T$ . En este caso la cantidad retenida o excretada el día  $T$ , supuesto que la incorporación empieza en  $t = 0$ , se obtiene por la integración de la ecuación anterior

$$A(T) = \frac{I}{T} \int_0^T r(t) dt \quad (8)$$

Hasta ahora nos hemos referido a las incorporaciones puntuales y las constantes, que son las habitualmente utilizadas en los programas de bioensayos. Sin embargo, las incorporaciones rutinarias en trabajadores ocupacionalmente expuestos y por público que vive en el entorno de una instalación nuclear suelen ser irregulares. Para calcular la retención o excreción en estos casos procedemos como sigue:

Consideremos un trabajador que inhala cada día laborable  $j$  una cantidad  $I_j$  (Aunque la incorporación  $I_j$  ocurre durante unas pocas horas cada día, desde un punto de vista práctico podemos asumir que es puntual, por la misma razón nos referiremos solo a valores enteros de  $j$ ) Después de un periodo de tiempo  $t$  el trabajador habrá estado expuesto a un conjunto de incorporaciones diarias que representamos por

$\{I_1, \dots, I_t\}$ . Entonces la retención y la excreción están dadas por una suma de funciones [López-Fidalgo J. Sánchez G., 2005], donde por conveniencia hemos llamado  $s_j(t) = r(t-j+1)$ ,

$$y(t) = I_1 r(t) + I_2 r(t-1) + L + I_t r(1) = \sum_{j=1}^t I_j r(t-j+1) = \sum_{j=1}^t I_j s_j(t) \quad (9)$$

Dado que se trata de un sumatorio de muchos valores aleatorios cada uno de los cuales tiene individualmente un valor pequeño por el teorema central del límite se deduce que:

$$y(t) = \mu_t \sum_{j=1}^t r(j) \pm z \sigma_t \sqrt{\sum_{j=1}^t r^2(j)} \quad (10)$$

Podemos usar esta ecuación para obtener  $y(t)$  con sus correspondientes incertidumbres. Los cálculos anteriores están automatizados en el sitio web citado.

$$I = \frac{m}{\int_0^T r(t) dt} \quad (11)$$

Para incorporaciones crónicas en el supuesto que desconozcamos la cantidad incorporada y dispongamos de la medida  $m$  del bioensayo, a falta de más información, se obtiene de la ec. (8) que la cantidad total  $I$  incorporada en un periodo  $T$ , supuesto que no existen incorporaciones previas, es

**APLICACIÓN**

El ejemplo que se describe a continuación pueden realizarse de forma automatizada en web de ENUSA, en concreto en el enlace: [HYPERLINK http://www3.enusa.es/webMatematica/Public/biokmod.html](http://www3.enusa.es/webMatematica/Public/biokmod.html) (La fig. 2 muestra una de las pantallas de entrada al programa y la salida correspondiente). Para una mejor comprensión aquí se realiza paso a paso.

Consideremos trabajadores expuestos a la inhalación de aerosoles de  $UO_2$  (clase S) con enriquecimiento 4.4 %, en peso, de  $^{235}U$ ,  $AMAD = 5 \mu m$ , y constante de desintegración radiactiva aproxima-

damente cero (como ocurre con los isótopos  $^{234}U$ ,  $^{235}U$  y  $^{238}U$  presentes en el uranio enriquecido). Para uranio de estas características la actividad específica es 108 kBq/g U con 3.25% Bq de  $^{235}U$  y el factor de conversión a dosis (FCD) por inhalación es  $6.66 \cdot 10^{-3}$  mSv/Bq. Supongamos que un trabajador ha estado los últimos 2000 días, con la excepción de sábados y domingos, a incorporaciones diarias que pueden ser representadas por una distribución con media  $\mu_1 = 3.3$  Bq U y desviación estándar  $\sigma = 5.1$  Bq U. Deseamos conocer si la retención pulmonar podrá ser detectada con un contador de radiactividad pulmonar (CRP) que tiene una actividad mínima detectable (AMD) de 3 Bq  $^{235}U$  que equivalen, para uranio enrq al 4.4%, a 92 BqU. En los cálculos se asume que los sábados y domingos la incorporación es nula, es decir  $I_j = 0$  para  $j = 7k$  y  $j = 7k-1$ ,  $k = 1, 2, \dots$ . Aplicamos la ec (6) y (10) con  $z = 1.654$  pues consideramos un límite unilateral con  $\alpha = 0.95$ .

$$y(t) = \mu_1 r(j) + z \sigma \sqrt{\sum_j r^2(j)} = 85.1 + 1.645 \times 5.1 \sqrt{0.607} = 91.6 \text{ BqU}$$

que es prácticamente el límite de detección del CRP. Para este trabajador la retención pulmonar y sus incertidumbres asociadas se muestran en la la Fig. 1. Puede observarse que la AMD se alcanzará alrededor de 2000 días después del inicio de las incorporaciones. Este tiempo equivale a aproximadamente a 5.5 años y a  $2000_{5/7} = 1429$  días laborables, que con una incorporación media de 3.3 Bq/día laborable son 4716 Bq en total y 857 Bq/año. Esto equivale a 5.7 mSv/año. En el caso de la Fábrica de Juzbado el límite operacional anual para dosis por incorporaciones internas está fijado en 10 mSv/año, la gran mayoría del personal recibe dosis muy alejadas de esta cifra, por tanto es poco previsible que, salvo incorporaciones accidentales, el personal reciba incorporaciones detectables por el CRP. Así lo corrobora la experiencia de 20 años de campañas de medidas en el CRP de los trabadores de la Fábrica de Juzbado. En este tiempo a ningún trabajador se le ha observado medidas por encima de la AMD.

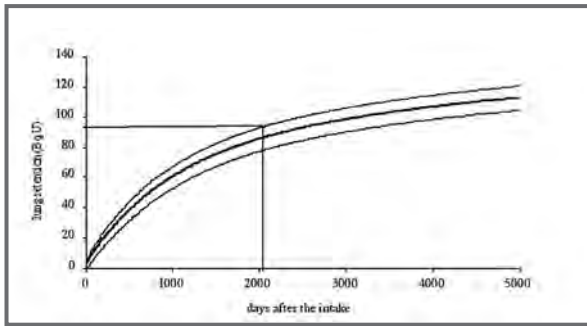


Figura 1. Retención pulmonar predicha para incorporaciones diarias aleatorias de con  $\mu_1 = 3.3 \text{ Bq}$  y  $\vartheta_1 = 5.1 \text{ Bq}$  con  $\_ = 0.95$ . En el grafico se incluyen unas rectas que representan el momento a partir del cual se excedería la AMD del CRP.

## REFERENCIAS

Sánchez G, López-Fidalgo J, Mathematical techniques for solving analytically large compartmental systems, Health Phys. 85:184-193 (2003).

López-Fidalgo J. Sánchez G. Statistical Criteria To Establish Bioassay Programs, in in Health Phys. (En prensa).

Regulatory Guide 8.9. Acceptable Concepts, Models, Equations, and Assumptions for a Bioassay Program, Revision 1 (1993).

International Commission on Radiological Protection, *Individual monitoring for internal exposure of workers*. ICRP Publication 78. Oxford: Pergamon Press (1997).

Sánchez G., *Biokmod: A Mathematica toolbox for modeling Biokinetic Systems*. Mathematica and Research Vol.10 No.2 (2005)

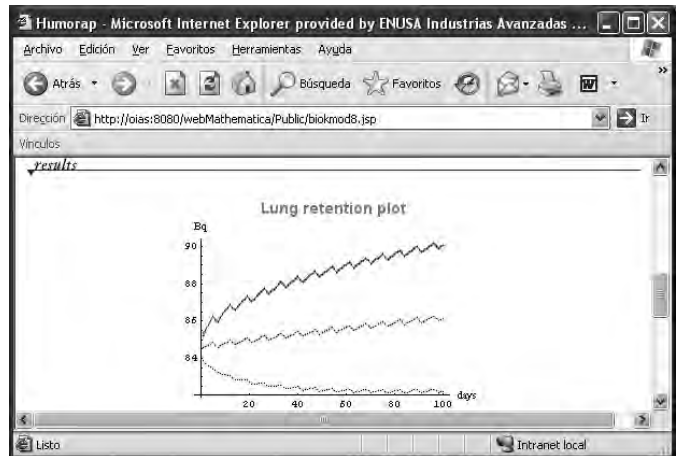
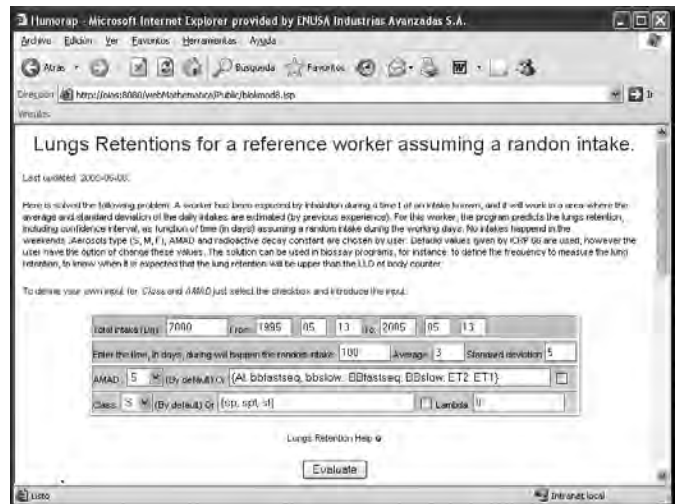


Figura 2. Ejemplo de entrada y salida obtenida con BLOKMOD.

# P-A2

- Formación en Protección Radiológica
- Normativa y Legislación

*Presidente:* **Milagros Couchoud,**  
Secretaria General. CIEMAT

*Relator:* **Rafael Ruiz Cruces,**  
Vicepresidente de la SEPR.

Miércoles 21 de septiembre de 2005  
15:30 h  
Salón de Grados



# ENETRAP: ESTABLECIMIENTO DE UNA RED EUROPEA DE EDUCACIÓN Y FORMACIÓN EN PROTECCIÓN RADIOLÓGICA

M. RODRÍGUEZ SUÁREZ, M<sup>a</sup> DE LA ALMUDENA BAILADOR FERRERAS,  
CARLOS GONZÁLEZ GIRALD, M. MARCO

## 1. INTRODUCCIÓN:

La Protección Radiológica (PR) de los trabajadores, público y medio ambiente es un parte esencial de las distintas aplicaciones de las radiaciones ionizantes. Es obligado, por tanto, mantener un alto nivel de competencia en este campo. Sin embargo, actualmente, hay una tendencia a la disminución del número de expertos en PR. Para combatir esta disminución y asegurar la continuación de un alto nivel de conocimiento, el proyecto ENETRAP (European Network for Education and Training in Radiological Protection" – 6FP no 516529), encuadrado en el sexto programa Marco, pretende implantar una infraestructura sostenible en educación y formación en PR, a través de la creación de una red europea.

## 2. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO:

Los principales objetivos del proyecto son:

- i) Integrar las actividades de formación y educación en la infraestructura de PR de los países europeos con objeto de combatir la disminución del número de estudiantes y de instituciones de enseñanza.
- ii) Desarrollar e implantar las propuestas de armonización para la educación y formación en PR en Europa.
- iii) Mejorar los recursos y capacidades nacionales para la educación y formación.
- iv) Proporcionar la competencia necesaria para el uso continuado y seguro de la radiación ionizante en industria, medicina e investigación.

Estos objetivos se alcanzarán a través del establecimiento de una red europea de formación y educación en PR (ENETRAP) que:

- 1- asesore en las necesidades y habilidades de formación,
- 2- identifique los usuarios potenciales y su futuro con objeto de asegurar la viabilidad de la red,
- 3- funde un consorcio de universidades con el propósito de crear un Master Europeo en PR,
- 4- revise los contenidos científicos de las actividades actuales de formación y educación,
- 5- explore la eficacia de la formación en el trabajo e identifique opciones para programas adicionales,
- 6- proponga recomendaciones para el reconocimiento de los cursos y competencias de los expertos en PR, y
- 7- establezca recomendaciones para revisar el actual curso Europeo de PR (ERPC) con objeto de incluir un sistema de puntuación por créditos y herramientas modernas de educación tales como la educación a distancia.

El proyecto se lleva a cabo por 11 instituciones (8 centros de investigación y 3 universidades) de 6 países diferentes y está coordinado por el centro de investigaciones nucleares, SCK.CEN, de Bélgica. El CIEMAT es la institución española participante en el proyecto.

Para alcanzar sus objetivos, ENETRAP se establece en una serie de acciones, coordinadas por un comité formado por un grupo de expertos, uno por cada institución participante. Este comité está liderado por el director del proyecto, perteneciente al centro SCK.CEN de Bélgica. Las acciones diseñadas se han dividido en 7 paquetes de trabajo, cada uno de los

cuales está dirigido por una de las instituciones participantes.

El equipo del CIEMAT es el encargado de liderar y coordinar el paquete de trabajo denominado "nuevos conceptos y herramientas para el Curso Europeo de PR". El trabajo consiste en investigar y analizar todas las herramientas electrónicas existentes, concluyendo con la más adecuada para gestionar la formación electrónica a distancia del actual Curso Europeo de PR. Este estudio está, asimismo, dirigido a crear una referencia europea donde se incluyan todas las actividades de formación a distancia y electrónica existentes en materia de PR.

En este trabajo se muestra en detalle la participación española en el proyecto. ENETRAP y sus avances podrán seguirse a través de la página web: <http://www.sckcen.be/enetrapp>



Figura 1: página web: <http://www.sckcen.be/enetrapp>

### 3. DESARROLLO

La participación española consiste en analizar los nuevos conceptos y herramientas para el Curso Europeo de PR. Su objetivo es promover un plan estratégico para la implantación de herramientas electrónicas para la educación y formación en PR, basadas en la viabilidad y validación de futuros cursos ODL (Open and distance learning) en materia de PR. El estudio concluirá con la herramienta más adecuada para gestionar la formación electrónica a distancia del actual Curso Europeo de PR.

Este trabajo de investigación y análisis tiene una duración de 14 meses.

Actualmente, las acciones previstas para alcanzar el objetivo son:

- Identificar y revisar la documentación existente sobre el estado del arte y las tendencias futuras de las tecnologías de educación electrónica.
- Explorar las plataformas existentes y metodologías pedagógicas relacionadas con la formación basada en ODL.
- Enfocar la investigación de las herramientas electrónicas de educación y formación en materia de PR de universidades, empresas e instituciones europeas, así como de organizaciones internacionales involucradas en la PR.

Una fase posterior implicará las siguientes acciones:

- Evaluar las capacidades de las tecnologías y metodologías actuales, resaltando las ventajas y desventajas de las herramientas existentes.
- Proponer una matriz indicando la herramienta más adecuada para la implementación y validación del Curso Europeo de PR; y
- Preparar las bases para ejecutar un módulo piloto electrónico del curso.

Las herramientas de trabajo para llevar a cabo dichas acciones son:

- Documentación relacionada con las herramientas de formación electrónica (páginas webs, revistas y libros)
- Informes de investigaciones y análisis sobre educación y formación (open and distance) (1)
- Información de las casas comerciales
- Cuestionario sobre la formación ODL en PR existente y su viabilidad e idoneidad.
- Resultados de los paquetes de trabajo relativos a las capacidades y necesidades europeas de formación en PR, así como de los requisitos para el reconocimiento de competencias y diplomas, con objeto de proponer la herramienta más adecuada.
- Objetivos y programa del curso Europeo de PR y las recomendaciones europeas existentes sobre la cualificación de expertos en PR (2,3).

El grupo de trabajo español que se encarga de poner en práctica las acciones definidas está compuesto por expertos del área de Tecnologías de la Información y de las Comunicaciones y especialistas en formación en PR, todos ellos del CIEMAT.

El grupo de trabajo se puso en marcha en abril de 2005 y actualmente está investigando y analizando el estado del arte de la educación y formación electrónica y a distancia.

Los aspectos a considerar en esta fase están relacionados con la implantación de una plataforma e-learning. Esto lleva asociado la resolución de una serie de aspectos que van a incidir directamente en las características propias de la institución a la que va dirigida. Dichos aspectos se pueden resumir en los siguientes (4):

- **Diseño institucional.**- Hace referencia a los condicionantes corporativos del organismo
- **Diseño pedagógico.**- Se refiere a la especificación de la metodología a emplear
- **Diseño tecnológico.**- Se refiere a la infraestructura tecnológica de que dispone la organización: hardware y software
- **Diseño del interfaz.**- Referente al aspecto externo de la plataforma, amigabilidad,
- **Evaluación.**- Referente a los criterios seguidos para llevar a cabo la valoración de los alumnos
- **Gerencia.**- Se refiere al mantenimiento y distribución de la plataforma
- **Soporte.**- Referido a todo lo relacionado con el



Figura 2: Aspectos a tener en cuenta en la implantación de una plataforma de e-learning.

apoyo interactivo que ha de proporcionarse al alumno

- **Ética de uso.**- Diversidad social y cultural

De esta forma, con el fin de analizar si una determinada institución reúne todos los aspectos necesarios para la implantación de un e-learning, el grupo español, ha elaborado un cuestionario que facilite la tarea de recopilación de información sobre el estado del arte en España de la formación ODL.

Figura 3: Borrador del cuestionario elaborado por el grupo de trabajo español sobre la formación ODL actual en PR

#### 4. RESULTADOS ESPERABLES

El resultado de la participación española en el proyecto ENETRAP será una propuesta sobre los recursos pedagógicos más adecuados (soporte electrónico, metodología y técnicas de evaluación) que garanticen la calidad, viabilidad y validación de la educación y formación electrónica, teniendo en cuenta el contenido, requisitos de formación y el reconocimiento y acreditación de los expertos europeos cualificados en PR.

Los resultados incluyen los siguientes materiales:

- Informe sobre las herramientas disponibles para la formación y educación en materia de PR.
- Conexión a las actividades y contenidos sobre formación y educación a distancia (ODL) relacionados con la PR.
- Un módulo a distancia de carácter piloto del Curso Europeo de PR.

El 1 de junio de 2006, serán entregados los resultados de la participación española, concluyendo con la herramienta electrónica más adecuada para gestionar la formación electrónica a distancia del actual Curso Europeo de PR.

## 5. CONCLUSIONES

- La evolución de las tecnologías y las comunicaciones, ha favorecido la creación de ambientes o entornos académicos virtuales donde un alumno puede llevar a cabo su proceso de aprendizaje de forma interactiva del mismo modo que lo haría haciendo uso de los métodos de enseñanza presenciales (e-learning).
- Existe una necesidad de implantar una infraestructura europea en educación y formación en PR con objeto de mantener el nivel de conocimiento y número de expertos.
- El proyecto ENETRAP, llevado a cabo por 11 instituciones de 6 países europeos y encuadrado en el 6o programa Marco, nace con objeto de cubrir esta necesidad mediante el establecimiento de una red europea de educación y formación en PR.
- El resultado de la participación española en el proyecto, correspondiente al CIEMAT, es la propuesta de los recursos pedagógicos más adecuados para

la educación y formación en materia de PR, así como el diseño de un módulo piloto de educación a distancia del actual curso Europeo de PR que se presentará en junio de 2006.

- El desarrollo de una cultura europea común de seguridad y PR, basada en el reconocimiento mutuo de los cursos y la adquisición de competencias en PR, permitirán promover la movilidad de los trabajadores y estudiantes en Europa y mantener un alto nivel de rendimiento y seguridad en el trabajo.
- El proyecto ENETRAP es un paso más para la consecución de los objetivos del Consejo Europeo de Lisboa (5), que hace hincapié en la intensificación de los esfuerzos en materia de educación y formación en la Unión Europea, para conseguir la integración satisfactoria de las tecnologías digitales y para valorizar todo su potencial.

## 6. REFERENCIAS

- (1) UNESCO, "open and distance learning: trends, policy and strategy considerations", Paris, 2002.
- (2) 96/29/Euratom Directive. BSS protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation. E.C. L-159 vol.39; Comunicación 98/C 133/03.
- (3) Discussion paper of representatives of the European Radiological Protection Societies and the European Commission, "Minimum Requirements for Recognition of Qualified Experts", Luxembourg, 3 March 2000.
- (4) KHAN, B. H. "A framework for e-Learning". e-learning magazine, Diciembre, 2001.
- (5) COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS, 318 final; Comunicación de la Comisión: e-learning. Concebir la educación del futuro, Bruselas, 2000.



# FORMACIÓN BÁSICA EN PROTECCIÓN RADIOLÓGICA PARA PERSONAL HOSPITALARIO

A CATALÁN ACOSTA; L. KARLSSON; F. HERNÁNDEZ; J. HERNÁNDEZ ARMAS

## INTRODUCCIÓN

Tanto las Directivas Europeas (1) (2) como la actual legislación vigente en nuestro país (3), hacen énfasis en el hecho de que la protección radiológica depende en muy alto grado de la formación del personal implicado en actividades con riesgo de exposición a radiación ionizante. En España, está bien regulada la formación que han de recibir los operadores, supervisores y directores de instalaciones radiactivas médicas o en instalaciones de radiodiagnóstico. Sin embargo, existe una cierta laguna en la actual redacción del reglamento de protección sanitaria contra radiaciones ionizantes en lo que se refiere a la formación que ha de recibir el personal hospitalario que no necesite licencia o acreditación para desarrollar su actividad.

Con el objeto de dar una formación adecuada a la responsabilidad de estos trabajadores hemos elaborado una guía de formación básica en protección radiológica y un material audiovisual en formato CD.

## MATERIA Y MÉTODO

La guía de protección radiológica fue elaborada con un formato de preguntas y respuestas, con un total de 47 preguntas. Esta guía fue editada por el Servicio de Publicaciones del Hospital Universitario de Canarias y se realizaron 500 copias del mismo. El material audiovisual fue realizado en formato html y grabado en un CD autoejecutable. Este material incluía la Guía completa en formato PDF, y un programa interactivo de preguntas y respuestas sobre principios básicos de protección radiológica, las radiaciones ionizantes en los hospitales y modos de actuación en las instalaciones para minimizar las posibles exposiciones a radiación. Las preguntas elaboradas para el material audiovisual fueron pregun-

tas muy sencillas como: ¿Qué son las radiaciones?, ¿Cómo se miden?, ¿Cuáles son sus efectos?, ¿Qué aspectos legales se deben conocer? Etc. Este material fue editado por los propios autores del trabajo y se realizaron 25 copias del CD.

El grupo de trabajadores a los que va dirigido la guía son aquellas personas que trabajan en las instalaciones radiactivas y de radiodiagnóstico del hospital pero que no son personal profesionalmente expuesto. Dentro de estos grupos tenemos a los auxiliares, personal de limpieza, mantenimiento, seguridad y administrativos de las instalaciones de medicina nuclear, radioterapia, radiodiagnóstico, quirófanos, UVI, dermatología, etc.

En una primera entrega de material, la guía escrita fue repartida a 126 trabajadores del hospital, el material fue entregado con acuse de recibo para garantizar su recepción. Transcurrido un periodo de tiempo de tres meses, se realizó una encuesta anónima entre estos trabajadores para conocer si habían procedido a la lectura de la guía y el grado de interés o motivación que les hubiera suscitado.

Una vez recogida las encuestas, se entregó a aquellos trabajadores que lo desearon, el material audiovisual en formato de CD, para que dispusieran de él durante un periodo de 1 semana, lo evaluarán y lo devolvieran a al Servicio de Física Médica. Dada la falta de receptividad en el uso de material informático, se realizaron presentaciones de dicho material a grupos de trabajadores en sesiones de una hora durante dos días. A estas presentaciones acudieron un total de 50 trabajadores.

Para comprobar si los trabajadores habían alcanzado los objetivos educativos que se pretendían con la elaboración de la guía, se elaboró una encuesta de 20 preguntas sencillas de protección radiológica

básica a las que había que contestar si o no. El listado de las preguntas es el siguiente:

1. Las radiaciones sirven para realizar pruebas para diagnosticar enfermedades.
2. Las radiaciones sirven para tratar enfermedades.
3. Las radiaciones siempre hacen daño a las personas.
4. Los trabajadores de las áreas del hospital donde se usan radiaciones tiene que tener una formación especial en materia de protección radiológica.
5. Los límites de dosis que están fijados para los trabajadores que utilizan radiaciones en el hospital son los mismos que para el público en general.
6. La dosis de radiación se mide en kwatios.
7. La mayor cantidad de radiación que recibe de promedio una persona en su vida es de radiación natural.
8. Las radiaciones pueden producir cataratas en los ojos de las personas.
9. Antes de empezar a trabajar con radiaciones, hay que tomar medicación especial para evitar los daños.
10. En los tubos de rayos X hay sustancias radiactivas.
11. El acelerador lineal de electrones se usa para hacer diagnóstico de cáncer.
12. En Medicina Nuclear se usan sustancias materiales que cuando entran en contacto con el equipamiento del servicio se hacen radiactivas.
13. Los dosímetros que llevan los trabajadores de las Instalaciones Radiológicas protegen contra la radiación.
14. Las mujeres embarazadas tienen mayor riesgo de desarrollar cáncer por radiación.
15. Los equipos de rayos X portátiles no tienen ningún peligro cuando están funcionando.

16. La única forma de protegerse de la radiación es el uso de prendas plomadas.

17. La radiación que emite el equipo de Resonancia Magnética es más fuerte que la de los rayos X.

18. Los trabajadores de las áreas del hospital donde se usan radiaciones ionizantes han de pasar unos controles médicos especiales.

19. Los niños son más sensibles que los adultos a los efectos de las radiaciones.

20. Los pacientes de Medicina Nuclear emiten radiación.

### RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los resultados sobre la encuesta a los 128 a los que fue entregada la guía de protección radiológica fueron los siguientes:

El 17% de los trabajadores había leído completa la guía.

El 60% había realizado algunas lecturas o habían observado las imágenes fotos y observaciones de la misma.

El 23% no había leído nada de la guía.

Los resultados de esta encuesta y la falta de receptividad del material informático, parecen indicar la dificultad para que de forma voluntaria, sin asistir a unos seminarios o cursos de formación, los trabajadores puedan adquirir una formación básica en materia de protección radiológica.

Aquellos trabajadores que asistieron a las presentaciones del material audiovisual realizaron la encuesta de 20 preguntas una vez finalizadas las sesiones. Los resultados de esta encuesta son los siguientes:

El 70% contestaron correctamente todas las preguntas

El 80% contestaron correctamente el 90% de las preguntas

El 90% contestaron correctamente el 80% de las preguntas

El 100% contestaron correctamente el 75% de las preguntas.

Estos resultados parecen indicar que el conjunto Guía escrita y Material audiovisual desarrollados por el Servicio de Física Médica permiten la adquisición de unos conocimientos mínimos en materia de protección radiológica para personal de las instalaciones que no necesita licencia. Si bien, se hace necesario la realización de seminarios que estimulen al trabajador a seguir los contenidos del material didáctico.

## REFERENCIAS

- (1) Directiva 96/29 EURATOM relativa a las nuevas normas básicas de protección radiológica. Diario Oficial de Comunidades Europeas (1996).
- (2) Directiva 97/43 EURATOM relativa a la protección de la salud frente a los riesgos derivados de las radiaciones ionizantes en exposiciones médicas. Diario Oficial de Comunidades Europeas (1997).
- (3) Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre Protección Sanitaria contra radiaciones ionizantes (BOE 26/7/01)



# LA RETIRADA DE UNA FUENTE DE CO-60 EN LA ENSEÑANZA DE ALGUNOS ASPECTOS DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA

JUAN J. PEÑA, JOSÉ L. CALVO, MA ANGELES ROSSELL Y DANIEL ROBERTO.

## INTRODUCCIÓN

La retirada de una pastilla de Co-60 de la Unidad de Oncología Radioterápica del Hospital Infanta Cristina de Badajoz se ha utilizado para elaborar un conjunto de materiales didácticos y para redactar un nuevo procedimiento de trabajo del Servicio de Protección Radiológica del Complejo Hospitalario Universitario de Badajoz (SPR-CHUB).

El procedimiento de trabajo tuvo como finalidad el supervisar que este tipo de bulto estuviera debidamente etiquetado y señalizado, que se realizaran los controles necesarios de los niveles de radiación y contaminación antes del transporte del mismo, que la carta de porte, con los datos exigidos en el Acuerdo Europeo sobre el Transporte Internacional de Mercancías Peligrosas por Carretera (ADR) y las instrucciones escritas para el conductor fueron entregadas a éste antes de iniciarse el transporte<sup>1</sup> y que por parte de la empresa encargada del transporte estuviera presente durante el proceso un Consejero de Seguridad, tal como exige el Real Decreto 1566/1999<sup>2</sup>.

Posteriormente a la retirada de esta fuente se aprobó un nuevo Acuerdo Europeo sobre el Transporte de Mercancías Peligrosas por Carretera<sup>3</sup> y el Consejo de Seguridad Nuclear<sup>4</sup> editó la guía de seguridad 6.2.

En todo el proceso se tuvieron presentes las recomendaciones en protección radiológica recogidas en la legislación<sup>5,6</sup>.

Respecto a los materiales didácticos elaborados, éstos tienen por objetivo resaltar los aspectos formativos en protección radiológica. asociados a la retirada de esta fuente, fundamentalmente los concep-

tos de actividad, dosis, esquema de desintegración, constante específica gamma, índice de transporte, señalización de bultos, medida del riesgo radiológico y criterios generales de protección radiológica.

## CONSIDERACIONES DIDÁCTICAS

El cambio de fuente se ha utilizado para organizar un seminario con el personal no facultativo del Servicio de Oncología Radioterápica y recordarles que para reducir riesgos se deben controlar tiempos, distancias, blindajes y número de personas expuestas, así como aprovechar la retirada de esta fuente radiactiva para revisar y actualizar los conocimientos en protección radiológica.

Para esta revisión formativa<sup>7,8</sup> se parte del esquema de desintegración del Co-60 (*Figura 1*) y se comentan los aspectos más importantes de dicho esquema: constitución de los núcleos atómicos del cobalto-60 y níquel-60, periodo de semidesintegración, emisión de radiación gamma mediante fotones de 1,173 MeV y 1,332 MeV, emisión de partículas beta-menos con energía máxima de 0,314 MeV para la mayoría de las emitidas y energía más probables de 0,096 MeV, etc.

Al ser el Co-60 un emisor beta-gamma se subraya que el máximo rango de las partículas beta emitidas es de 0,1 cm en agua, de 74 cm en aire y de 0,04 cm en aluminio, por lo que un mínimo envoltorio de la pastilla frena las partículas beta emitidas. Solo se utilizan para el tratamiento de los pacientes los fotones de 1,173 MeV y 1,332 MeV de elevado poder de penetración. No obstante, se justifica así una posible contaminación del cabezal de la fuente de cobalto y la conveniencia de realizar periódicamente controles de hermeticidad de la misma.

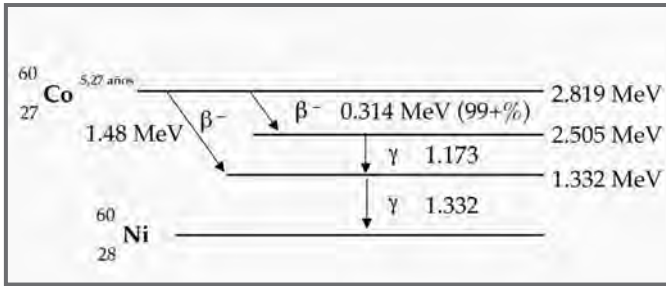


Figura 1. Esquema de desintegración del Co-60

Posteriormente, se revisa el concepto de constante específica gamma, igual a 3,70 mSv · cm<sup>2</sup> / h · MBq para el Co-60 y se plantea a los alumnos como ejercicio determinar la tasa de dosis de la fuente en diferentes fechas y a diferentes distancias.

Se recuerda para ello la ley de la desintegración radiactiva, el uso de los MBq, GBq y TBq y la relación entre Ci y TBq para que puedan manejar la actividad de la fuente en estas dos unidades.

La Figura 2 representa la primera parte del mapa de conceptos utilizado.

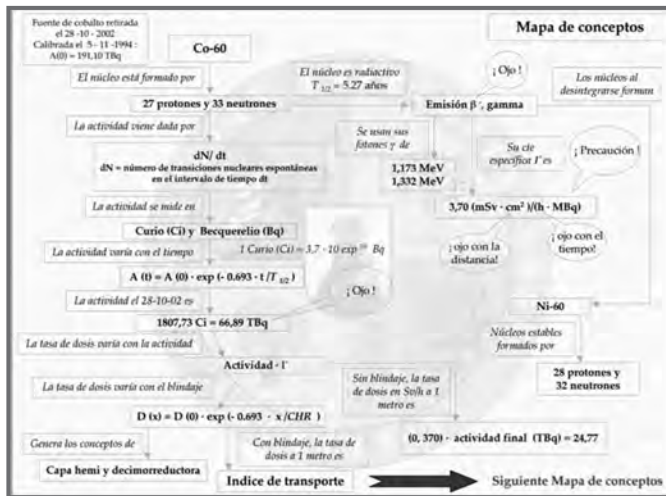


Figura 2. Parte primera del mapa de conceptos

En relación al blindaje, se recuerda la ley de atenuación, el significado del coeficiente lineal de atenuación y de las capas hemirreductora y decimorreductora, y se explica el índice de transporte. Se plantea a los alumnos determinar para distintos blindajes la tasa de dosis a diferentes distancias de la fuente y en función de estos valores indicar la señalización del tipo de bulto de acuerdo con las recomendaciones del OIEA.<sup>9</sup>

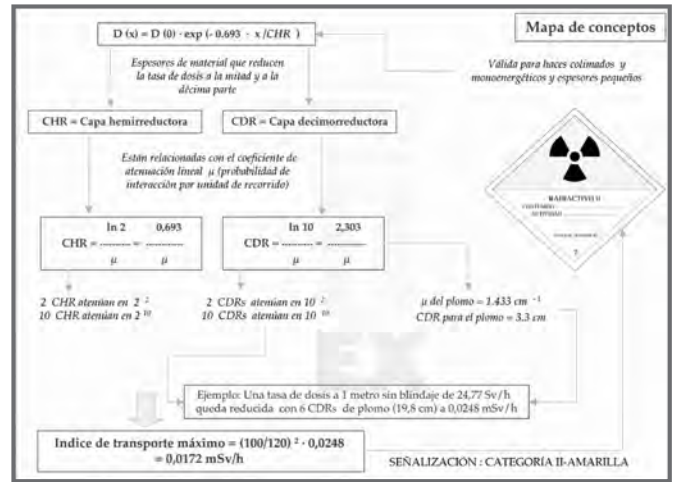


Figura 3. Parte segunda del mapa de conceptos

## PROCEDIMIENTO DE TRABAJO

El transporte de materiales radiactivos se debe ajustar a los requisitos contenidos en el Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes y específicamente se debe conseguir la optimización, de manera que las dosis individuales, el número de personas expuestas a la radiación y la probabilidad de que se produzcan exposiciones accidentales, se mantengan en el nivel más bajo que sea razonablemente posible y que no se superen los límites de dosis individuales para los trabajadores expuestos y el público.

En este sentido, se elaboró un procedimiento de trabajo para supervisar el correcto desenclavaje del cabezal, su traslado por un camino de seguridad previamente estudiado, su introducción en el contenedor correspondiente y su ubicación correcta en el camión de transporte. Se tomaron fotografías de todo el proceso para su uso posterior como posible material didáctico.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. RD 2115/1998, de 2 de octubre, sobre transporte de mercancías peligrosas por carretera. (BOE núm. 248 de 16 de octubre de 1998).

2. Real Decreto 1566/1999, de 8 de octubre, sobre los Consejeros de seguridad para el transporte de mercancías peligrosas por carretera, por ferrocarril o por vía navegable.

3. Acuerdo europeo sobre transporte internacional de mercancías peligrosas por carretera (ADR). (BOE de 22 de marzo de 2002, suplemento del nº 70).

4. Guía de Seguridad 6.2. Programa de protección radiológica aplicable al transporte de materiales radiactivos. Madrid, 18 de diciembre de 2002

5. Real Decreto 1836/1999, de 3 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento sobre instalaciones nucleares y radiactivas (BOE de 31 de diciembre de 1999).

6. Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que

se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes (BOE de 26 de julio de 2001).

7. D. Delacroix(Editor). Radiation Protection Dosimetry: Radionuclide and Radiation Protection. Data Handbook. Nuclear Technology Publishing. 1998

8. H. E. Johns and J. R. Cunningham. "The Physics of Radiology". 4ª Ed. Charles Thomas (1983).

9. Reglamento para el transporte seguro de materiales radiactivos, edición del OIEA de 1996 revisada. N° TS-R-1 (ST-1, revisada).

# FORMACIÓN BÁSICA EN PROTECCIÓN RADIOLÓGICA PARA INGENIEROS INDUSTRIALES EN LA UPM

E. GALLEGO DÍAZ, A. ALONSO SANTOS Y A. LORENTE FILLOL

## INTRODUCCIÓN. MARCO ACADÉMICO

La formación en Protección Radiológica a nivel básico ha formado parte de la formación de los Ingenieros Industriales de la especialidad "Técnicas Energéticas" desde hace tres décadas. La entrada en vigor de un nuevo Plan de Estudios en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de la Universidad Politécnica de Madrid (Plan 2000), ha supuesto la implantación de una estructura de cursos por semestres, en la que las especialidades comienzan en el sexto semestre, después de cinco semestres de materias básicas comunes. Para los alumnos de la citada especialidad, la "Protección Radiológica" es una asignatura optativa del séptimo semestre, con 4,5 créditos de docencia (3 horas semanales). Los alumnos abordan su estudio tras haber recibido dos cursos de introducción a la Física Nuclear y la Tecnología Nuclear, respectivamente. Los conceptos básicos de radiactividad, fuentes naturales y artificiales de radiación, interacción de la radiación con la materia y efectos biológicos producidos por la radiación se han introducido en ellos previamente. Las fuentes de radiación en el reactor nuclear y la Seguridad Nuclear son abordadas con profundidad en asignaturas específicas en los semestres del último curso. Las aplicaciones de la radiación distintas a la producción de energía se estudian aparte en el último semestre.

## OBJETIVOS DEL CURSO

El objetivo principal del curso es proporcionar una formación básica sobre protección radiológica para "ingenieros nucleares", dado que la asignatura está ubicada en la especialidad "Técnicas Energéticas", dentro de la cual la energía nuclear ocupa una parte sustancial del temario.

Un primer objetivo del curso es reforzar y ampliar los conocimientos adquiridos en el curso anterior, en particular los relativos a dosimetría y efectos bio-

lógicos y sobre la salud causados por las radiaciones ionizantes.

Después, el objetivo principal del curso es ofrecer una capacitación básica que permita al ingeniero empezar a trabajar en los siguientes campos:

- Cálculo de dosis y diseño de blindajes.
- Principios físicos y tecnología de los instrumentos para detección, medida y dosimetría de la radiación.
- Protección radiológica operacional en instalaciones radiactivas y nucleares.
- Evaluación del impacto radiológico ambiental producido por las descargas de efluentes, así como programas de vigilancia radiológica medioambiental.
- Principios y normas básicas para la protección frente a radiaciones no ionizantes.

De acuerdo con estos objetivos, el curso está organizado en seis módulos, cuyo contenido se describe seguidamente.

## CONTENIDO DEL CURSO

### **Bloque 1: Introducción y conceptos básicos (8 h).**

**1. Introducción a la Protección Radiológica.** Contexto de la Protección Radiológica dentro de la Ingeniería. Aplicaciones de las radiaciones y de los radisótopos en la industria, la agricultura y la medicina. Fuentes naturales y artificiales de radiaciones y radiactividad.

**2. Sumario de la interacción de las radiaciones con la materia.** Radiación alfa: ionización específica;

poder de frenado; alcance máximo. Radiación beta: medida de la intensidad de radiación; coeficiente de atenuación; alcance; radiación secundaria. Radiación electromagnética: efectos fotoeléctrico, Compton y de formación de pares; secciones eficaces; coeficientes de atenuación lineal y másico. Neutrones: principales reacciones.

**3. Magnitudes y unidades.** Magnitudes radiológicas de uso general (ICRU): Magnitudes radiométricas; coeficientes de interacción; magnitudes dosimétricas. Magnitudes específicas de la protección radiológica: equivalente de dosis; factor de calidad; dosis efectiva. Magnitudes operacionales para dosimetría externa.

**4. Efectos biológicos producidos por las radiaciones.** Absorción de la radiación por los organismos vivos: alteraciones moleculares y subcelulares; alteraciones celulares; alteraciones tisulares y en el organismo. Modelos para la estimación de daños a la salud: Relaciones dosis-daño. Efectos somáticos inmediatos. Efectos somáticos diferidos. Efectos genéticos. Factores de riesgo.

**Bloque 2: Dosimetría y blindaje de las radiaciones ionizantes (12 h).**

**5. Dosimetría y blindaje para partículas cargadas.** Formulación fundamental para el cálculo de la dosis producida por partículas cargadas. Partículas alfa y protones. Consideraciones especiales acerca de la dosimetría de electrones.

**6. Dosimetría y blindaje para radiación electromagnética: X y gamma.** Formulación fundamental para la estimación de la dosis producida por la radiación electromagnética. El cálculo de la densidad de flujo de fotones: fuentes colimadas y fuentes puntuales. El factor de acumulación. El operador puntual y las transformaciones geométricas. Casos particulares de interés: Fuente puntual; fuente lineal; fuentes superficiales; fuentes volumétricas. Interposición de blindaje.

**7. Dosimetría y blindaje para neutrones.** Reacciones nucleares de los neutrones en el tejido biológico. Dosis equivalentes producidas por las diversas reacciones: Reacciones de dispersión. Captura radiante: la reacción  $H(n,\gamma)^2H$ . Captura con emisión de partículas cargadas: la reacción  $^{14}N(n,p)^{14}C$ . Las funciones de respuesta. El deterioro de los materiales y su calentamiento con la irradiación.

**8. Bases para el diseño de blindajes.** Materiales de blindaje para partículas cargadas, fotones, neutrones y radiaciones mixtas. Métodos de cálculo numérico: el método de Monte Carlo. Principales códigos. Ejemplos.

**9. Dosimetría interna.** Carga orgánica y períodos de eliminación biológico y efectivo. Dosis a órganos internos producidas por partículas cargadas. Energía efectiva. Dosis a órganos internos producidas por la incorporación de emisores gamma. Los modelos metabólicos y dosimétricos recomendados por la C.I.P.R. Las personas de referencia. Los límites de incorporación anual (LIA) y las concentraciones derivadas en aire.

**Bloque 3: Detección y medida de las radiaciones ionizantes (4 h).**

**10. Instrumentos basados en la ionización gaseosa: consideraciones generales.** Cámaras de ionización. Contadores proporcionales. Detectores Geiger-Müller. Aplicaciones especiales.

**11. Detectores de estado sólido y líquido.** Detectores de centelleo. Detectores de semiconductor. Aplicaciones especiales.

**12. Detección y dosimetría de neutrones.** Sistemas de detección activos y pasivos.

**13. Dispositivos para dosimetría y protección radiológica:** sistemas basados en la termoluminiscencia (TLD); dosímetros de semiconductores; otros sistemas.

**Bloque 4: Reglamentación en Protección Radiológica (5h).**

**14. El sistema de Protección Radiológica: prácticas e intervenciones.** Principios básicos. El sistema de protección en las prácticas con radiaciones: tipos de exposición; límites de dosis; exposiciones potenciales y limitación del riesgo; la optimización de la radioprotección en las prácticas: principio ALARA. El sistema de protección en caso de intervención: situaciones preexistentes, intervención en caso de accidente.

**15. Protección radiológica operacional y reglamentación en España.** Reglamento sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas. Régimen de



autorizaciones y licencias. Reglamento de Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes. Clasificación de los trabajadores y de las zonas de trabajo. Otros reglamentos, normas y guías. Instituciones nacionales e internacionales relacionadas con la PR.

**16. Circunstancias especiales en PR:** Protección del paciente. Exposición incrementada a la radiación natural, materiales con radiactividad natural. Contaminación por prácticas pasadas.

#### **Bloque 5: Impacto radiológico medioambiental (8h).**

**17. Dispersión atmosférica de efluentes radiactivos.** Introducción. Vías de exposición. Fundamentos de la difusión atmosférica. El modelo de difusión gaussiano: deducción del modelo y simplificaciones; validez del modelo. La estabilidad atmosférica. Los parámetros de dispersión. Correcciones al modelo gaussiano: duración de la emisión; fuentes volumétricas; elevación de plumas calientes; capa de mezcla; obstáculos orográficos. Empobrecimiento de la nube radiactiva: desintegración radiactiva; precipitación seca de los aerosoles; lavado por lluvia o nieve; contaminación del terreno.

**18. Dispersión de radionucleidos en aguas superficiales.** Ecuación de difusión-transporte: Casos particulares. Modelos de compartimientos.

**19. La contaminación de las cadenas tróficas.** Procesos principales y modelos compartimentales sencillos.

**20. La vigilancia radiológica del medio ambiente.** Estudio analítico radiológico. Vías o caminos de exposición. Grupos críticos de población. Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA): Objetivos; métodos; muestras; análisis y determinaciones. Estimación de la dosis individual y colectiva.

**21. La protección radiológica del medio ambiente.** Sensibilidad radiológica de las especies. Metodologías para evaluar la protección de la biota.

#### **Bloque 6: Protección frente a radiaciones no ionizantes (3h).**

**22. Protección contra radiaciones no ionizantes.** Láser: principio de funcionamiento; efectos biológicos; normas de protección. Radiofrecuencia (RF),

telefonía móvil y microondas: calentamiento, poder de penetración, efectos biológicos; normas de protección. Campos electromagnéticos de baja y muy baja frecuencia. Otras radiaciones electromagnéticas: ultravioleta e infrarrojo. Ultrasonidos: efectos biológicos; normativa y recomendaciones de seguridad.

#### **Actividades prácticas.**

Lamentablemente, el tiempo disponible para las prácticas es muy limitado, contando con solamente dos sesiones. Una de ellas se dedica al conocimiento de los instrumentos de radioprotección, con la aplicación de distintos tipos de detectores a cada finalidad práctica. La segunda, se refiere a la dosimetría de la radiación mediante sistemas de termoluminiscencia. Los aspectos operacionales prácticos se tratan de complementar con algunas visitas a instalaciones de interés, como por ejemplo las de radiodiagnóstico, medicina nuclear y radioterapia de algún gran hospital, o a alguna central nuclear.

Para los alumnos más motivados, o los que se planteen realizar su Proyecto Fin de Carrera en el área, se pueden organizar periodos de prácticas de cierta duración en instalaciones nucleares o radiactivas, mediante los correspondientes acuerdos.

#### **CONCLUSIONES**

El curso sobre "Protección Radiológica" ofrecido en el Departamento de Ingeniería Nuclear de la Universidad Politécnica de Madrid cubre, desde una perspectiva eminentemente práctica, los principios fundamentales, los aspectos tecnológicos y las normas aplicables, con el objetivo de que los estudiantes de ingeniería nuclear puedan adquirir un buen nivel educativo para poder empezar a trabajar en campos más especializados, tanto dentro como fuera del sector nuclear, allá donde los radisótopos y las fuentes de radiación se empleen. Si bien el curso cubre fundamentalmente la protección frente a las radiaciones ionizantes, las crecientes aplicaciones de las radiaciones no ionizantes también son contempladas.

#### **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Si bien los alumnos reciben material de referencia completo (apuntes) para poder seguir la asignatura, se recomienda la consulta a los textos clásicos citados más abajo, junto con búsquedas de información en Internet.



1. Alonso, A., "Protección radiactiva para ingenieros". (Tomos I y III). Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Madrid (1978).
2. Cember, H., "Introduction to Health Physics" (2a edición, revisada y ampliada). Pergamon Press, Oxford (1988).
3. Coll, P., "Fundamentos de dosimetría teórica y Protección Radiológica" (2 volúmenes). Universitat Politècnica de Catalunya (1990).
4. Comisión Internacional de Protección Radiológica. "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60". Annals of the ICRP 21, No.1-3, Pergamon Press, Oxford (1991). (Traducida por la S.E.P.R.).
5. Knoll, G.F., "Radiation Detection and Measurement". 3<sup>rd</sup> edition. John Wiley & Sons, New York (2000).
6. Morgan, K.Z. y Turner, J.E. (editors), "Principles of Radiation Protection". John Wiley & Sons, New York (1967).
7. Ortega, X. y Jorba J., (editores). Radiaciones Ionizantes. Utilización y riesgos I. Edicions UPC, Barcelona 2<sup>a</sup> Edición (1996).
8. Shapiro, J., "Radiation Protection. A Guide for Scientists and Physicians". 2<sup>nd</sup> edition. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts (1981).

# INTEGRACIÓN DE UN SERVICIO DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA HOSPITALARIO EN UN SISTEMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE LA CALIDAD

F. CARRERA, C. SANMARTÍN, R. BARROSO, S. VELÁZQUEZ, J. SÁNCHEZ

## INTRODUCCIÓN

La Organización Internacional de Normalización (ISO) es una federación mundial de organismos nacionales de normalización (organismos miembros de ISO). Los comités técnicos de ISO llevan a cabo el trabajo de elaboración de las Normas Internacionales.

La Norma Internacional ISO 9004<sup>1</sup> proporciona recomendaciones para llevar a cabo la mejora. Se basa en los mismos principios de gestión de la calidad que la norma ISO 9001<sup>2</sup>. Proporciona recomendaciones sobre la aplicación de la gestión de la calidad y describe qué procesos del sistema de gestión de la calidad deberían abarcarse. Ayuda a una organización a establecer y mejorar su sistema de gestión de la calidad. Está enfocada hacia la mejora de los procesos de una organización para incrementar sus prestaciones.

El diseño y la implantación de un sistema de gestión de la calidad de una organización está influenciado por diferentes necesidades, objetivos particulares, los productos que proporciona y los procesos que emplea. No es una finalidad de la Norma lograr la uniformidad

El papel de una organización es:

- Identificar y satisfacer las necesidades y expectativas de sus clientes y otras partes interesadas (por ejemplo, empleados, suministradores, propietarios, sociedad) para lograr ventaja competitiva y para hacerlo de una manera eficaz y eficiente;
- Obtener, mantener, y mejorar las prestaciones globales de la organización y sus capacidades.

La Norma fomenta la adopción de una orientación a procesos para la gestión de la calidad.

Cualquier actividad que recibe entradas y las convierte en salidas puede considerarse un proceso. Para que las organizaciones funciones, tienen que definir y gestionar numerosos procesos interrelacionados. Generalmente la salida de un proceso constituirá la entrada de otro. La identificación sistemática y la gestión de los diferentes procesos empleados dentro de una organización, y particularmente las interacciones entre tales procesos, podrían ser referenciadas, en el ámbito de la gestión, como "orientación a procesos".

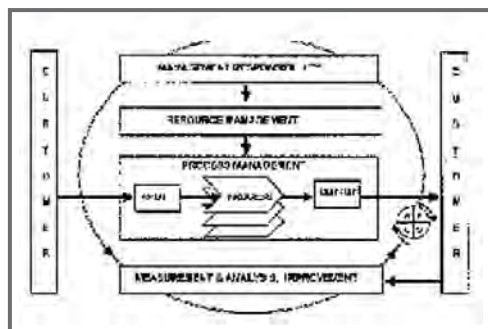


Fig. 1. Orientación a procesos.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La Dirección del Hospital Juan Ramón es consciente de que su organización depende de sus usuarios y por ello tiene que estar orientada hacia la satisfacción del cliente, entendiendo sus necesidades presentes y futuras y adaptándose a ellas e incluso anteponiéndose a las expectativas de los mismos. Pero no solo es importante dirigirse hacia el cliente externo sino también hay que satisfacer al cliente interno, ya que

si éste exige servicios sin fallos, en el tiempo esperado, se mejora el desempeño en todas las áreas del hospital. Este resultado se alcanza con más eficiencia si las actividades y los recursos relacionados se plantean como procesos.

La Dirección del Hospital decide implantar un Sistema de Gestión de la Calidad ISO 9001:2000 en distintos servicios del hospital, siendo uno de ellos el Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica.

Para conseguir un resultado satisfactorio en la implantación del sistema es necesario el cumplimiento de unos requisitos, entre los que se destacan:

- Apoyo de la alta dirección
- Compromiso a largo plazo: Resulta difícil obtener resultados satisfactorios y comprobables a corto plazo. Es necesario destacar que aparecerán problemas y dificultades que habrá que solucionar y esto lleva tiempo.
- Metodología disciplinada y unificada.
- Identificación de responsables del proyecto.
- Desarrollar Sistemas de evaluación y retroalimentación.

Para la consecución de este proyecto el hospital contó con la colaboración de la Dirección Consultoría Novasoft (Rincón de la Victoria, Málaga), empresa dedicada a las actividades de asesoría y consultoría en distintos sectores. Para la implantación los sistemas de calidad la consultora tiene definida una metodología propia. Con esta metodología se consiguen definir Sistemas de calidad muy útiles y ágiles.

Dirección Consultoría Novasoft ha definido una metodología donde se lleva a cabo una identificación, análisis, modelado, y medición de los procesos:

**Catálogo de procesos**

En esta fase se identificaron todos los procesos que se desarrollan en el Servicio. No sólo se identifican los procesos claves, como por ejemplo, Dosimetría Física o Control de Calidad, sino también los de apoyo al servicio (formación, vigilancia).

**Matriz de Procesos**

Una vez identificados los procesos y subprocesos, se realiza la matriz de procesos.

Con esta herramienta lo que definimos en cada son las condiciones necesarias para la puesta en escena del mismo, es decir, se describe cuales son las entradas del proceso, los proveedores de las entradas, los recursos necesarios, quien es el responsable del proceso así como el resultado final de la ejecución del mismo y su beneficiario.

Una vez definida la matriz de los distintos procesos del servicio queda perfectamente reflejado, como éstos se interrelacionan y, por tanto, influyen y confluyen unos con otros.

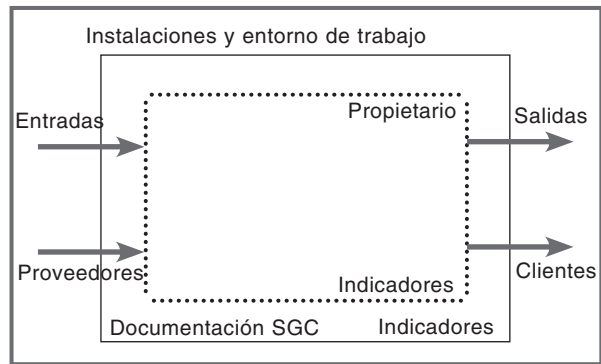


Fig. 2. Representación de los parámetros a definir en cada proceso

**Fichas de procesos**

Las fichas de procesos son la tercera fase y una de las más completas, pues requiere la elaboración de los Diagramas de Flujo.

Cada ficha consta de dos partes:

- El anverso: contiene los datos de la columna de la matriz de procesos correspondiente.
- El reverso contiene el diagrama de flujo.

En los diagramas de flujo se plasman las actividades que conforman el proceso.

Para realizar esta fase es fundamental el apoyo del propietario del proceso, ya que es el que conoce su consecución.

Para ayudar a conseguir un diagrama de flujo coherente con la realidad de la organización, el consultor les plantea una serie de cuestiones para la obtención de un resultado coherente y acorde a la realidad, como por ejemplo:

- ¿Qué es lo primero que ocurre?
- ¿De dónde viene el (información, datos, Servicio, Material)?
- ¿Quién toma las decisiones (si se necesita)?
- ¿Qué pasa si la decisión es "Sí"? ¿Qué pasa si la decisión es "No"?
- ¿Adónde va el (Producto, información, Servicio) de esta operación?
- ¿Qué revisiones/ verificaciones se realizan en el producto / servicio en cada parte del proceso?
- ¿Qué pasa si la revisión/ verificación no cumple con los requisitos?

Por último para cerrar el análisis de los procesos se definen los indicadores de medida. Cubre un apartado fundamental dentro de la mejora de cualquier empresa, que es medir diferentes capacidades de los procesos (cualitativa y cuantitativamente). El seguimiento y el análisis de los resultados obtenidos durante la medición, permitirá a los directivos, propietarios de los procesos la toma de decisiones para mejorar y avanzar hacia la mejora continua.

### **Fase de documentación**

Se documentará el Sistema de Calidad basado en los siguientes documentos:

- Manual de Calidad
- Instrucciones

La Empresa Consultora, en colaboración con el responsable del proyecto, asesora en la adecuación de la documentación, a los requisitos definidos en la Norma ISO 9001:2000

### **Fase de implantación**

Como resultado de las actividades mencionadas en el apartado anterior, se dispondrá de los documentos que definen las actividades contempladas en el sistema de calidad.

### **Fase de verificación**

En esta fase se realizará una auditoria de verificación de la implantación del sistema de la calidad, que se realizará por personal de la empresa consultora.

## **RESULTADOS**

El Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica

del Hospital Juan Ramón Jiménez se encuentra en la fase de implantación del Sistema de gestión, y los resultados que se pretenden conseguir son:

- Ofrecer una visión sistemática de los procesos: Normalmente en una organización cuando se pretende mejorar algo se hace de forma intuitiva, sin analizar realmente cuales son las actividades que consumen más recursos, con esta metodología tendremos una visión global de las actividades del servicio y su análisis sistemático de éstas detectando aquellas a mejorar.
- Mejorar las relaciones y la comunicación.
- Establecer claras responsabilidades y obligaciones para manejo de las actividades clave.
- Reducir costes y ciclos de tiempo mediante el uso efectivo de los recursos.
- Al tener el servicio optimizado pueden aprovecharse y obtener mejor uso de los recursos, trabajo, financiación, etc. Todo esto, además, permite aprovechar las oportunidades cuando se presentan sin involucrar costes adicionales.
- Mejorar la calidad total en todas las actividades del Servicio. Dado que la calidad la define el cliente y nuestro eje son ellos, esta mejora buscada ayuda a la calidad pretendida, coincidiendo mucho los objetivos de ambos.
- Permitir evaluar el "valor añadido" de todas y cada una de las actividades del servicio resultán-

CATALOGO DE PROCESOS	
CP DE RADIOFÍSICA Y PROTECCIÓN RADIOLÓGICA	
<b>RADIOFÍSICA</b>	
<b>A CONTROL DE CALIDAD</b>	
A.1 Pruebas	
A.1.1 Aceptación	
A.1.2 Estado	
A.1.3 Constancia	
A.1.4 Trayectorias	
A.2 Control de los indicadores de funcionamiento	
A.3 Calibración y verificación de la instrumentación de medida	
<b>B DOSIMETRÍA</b>	
B.1 Técnica (RX, RT, MN)	
B.2 Técnica (RX, RT, MN)	
<b>PROTECCIÓN RADIOLÓGICA</b>	
<b>C LEGALIZACIÓN DE INSTALACIONES</b>	
C.1 Declaración funcionamiento de una instalación de rayos X con fines diagnósticos	
C.2 Informes anuales de funcionamiento de las instalaciones	
C.3 Declaración de clausura de una instalación	
C.4 Solicitud autorización e modificación de funcionamiento de una instalación radiactiva	
<b>D ACREDITACIÓN DEL PERSONAL Y FORMACIÓN</b>	
D.1 Acreditación y licenciamiento de personal	
D.2 Formación	
<b>E VIGILANCIA DE LOS LUGARES DE TRABAJO<sup>1</sup></b>	
<b>F VIGILANCIA DEL PERSONAL</b>	

Fig. 3. Extracto del Catálogo de Procesos del Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica del Área Hospitalaria Juan Ramón Jiménez

donos más sencillo eliminar las actividades sin “valor añadido” y buscar la forma de aumentar éste en todas las acciones que ya lo generan.

- Evaluar riesgos, consecuencias e impactos de las actividades de los consumidores, suministradores y otras partes interesadas.

G. VIGILANCIA AL PÚBLICO						
G.1 GESTIÓN DE RESIDUOS RADIATIVOS SÓLIDOS	G.2 VERIFICACIÓN DE BUNDLES	G.3 ALTA DE PACIENTES TRATADOS DE HIPERTIROIDISMO	H.1 MATERIAL DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA	H.2 EQUIPOS PRODUCTORES Y DETECTORES DE RADIACIÓN IONIZANTE	H.3 INSTRUMENTACIÓN DE MEDIDA	H.4 FUENTES RADIATIVAS ENCAPSULADAS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Materiales plásticos contaminados con radioisótopos</li> <li>• Fuentes radiactivas agotadas</li> <li>• Comunicación del productor</li> <li>• Detección por parte del servicio</li> <li>• Admisión de la empresa que recoge el material, en no ser ENRESA.</li> <li>• Contrato de trabajo entre ENRESA y el productor.</li> <li>• Instalaciones / equipos</li> <li>• Datos cliente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Plan de verificación de bundles</li> <li>• Comunicación de incidencia</li> <li>• Otección por parte del servicio</li> <li>• Instalaciones / equipos</li> <li>• Datos cliente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Paciente ambulatorio en tratamiento con hipertiroidismo</li> <li>• Comunicación por parte del SF de Medicina Nuclear</li> <li>• Folleto informativo para el paciente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nueva instalación</li> <li>• Nueva incorporación de un trabajador</li> <li>• Nuevos dispositivos</li> <li>• Nuevo procedimiento</li> <li>• Reparación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nueva instalación</li> <li>• Nuevo procedimiento</li> <li>• Reparación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nueva instalación</li> <li>• Nuevo procedimiento</li> <li>• Reparación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Necesidad de adquisición</li> <li>• Comprobación de la instalación</li> <li>• Legislación aplicable</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Paciente</li> <li>• Médico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• IAG</li> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Servicio de Radiología y PR</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hospital</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jefe de Protección Radiológica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Técnico del SF de Radiología y PR</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Técnico del SF de Radiología y PR</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jefe de Protección Radiológica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jefe de Protección Radiológica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jefe de Protección Radiológica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jefe de Protección Radiológica</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Residuos asimilados a urbanos</li> <li>• Residuos tóxicos o peligrosos estables</li> <li>• Datos asociados para su recogida por ENRESA.</li> <li>• Datos asociados para su recogida por el proveedor</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Instalación verificada</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Paciente autorizado para abandonar el Hospital</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Material adquirido o recibido</li> <li>• Apunte de inventario</li> <li>• Necesidad cubierta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Equipo productor o detector instalado</li> <li>• Apunte de inventario</li> <li>• Instalación legalizada</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Material adquirido o recibido</li> <li>• Apunte de inventario</li> <li>• Necesidad cubierta</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fuente adquirida</li> <li>• Apunte de inventario</li> <li>• Subjetos de autorización de modificación de la instalación</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Paciente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro sanitario</li> </ul>

Fig. 4. Extracto de una matriz de procesos del Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica del Área Hospitalaria Juan Ramón Jiménez

**FICHA DE PROCESO**  
 PROYECTO: ACREDITACIÓN DEL PERSONAL Y FORMACIÓN  
 SUBPROYECTO: ACREDITACIÓN Y LICENCIAMIENTO DEL PERSONAL

**MACROPROCESO:** ACREDITACIÓN DEL PERSONAL Y FORMACIÓN  
**PROYECTO:** ACREDITACIÓN Y LICENCIAMIENTO DEL PERSONAL

**ACTIVIDADES:**

- Identificación de necesidades
- Definición de roles
- Definición de responsabilidades
- Definición de competencias
- Definición de requisitos
- Definición de criterios de evaluación
- Definición de indicadores de calidad
- Definición de procedimientos
- Definición de formatos
- Definición de recursos
- Definición de responsabilidades
- Definición de criterios de evaluación
- Definición de indicadores de calidad
- Definición de procedimientos
- Definición de formatos
- Definición de recursos

**RECURSOS:**

- Personal
- Materiales
- Equipos
- Espacios
- Herramientas
- Software
- Hardware
- Infraestructura
- Servicios
- Otros

**RESPONSABLES:**

- Jefe de Proyecto
- Jefe de Área
- Jefe de Equipo
- Jefe de Subárea
- Jefe de Unidad
- Jefe de Sección
- Jefe de Grupo
- Jefe de Turno
- Jefe de Servicio
- Jefe de Centro
- Jefe de Área
- Jefe de Equipo
- Jefe de Subárea
- Jefe de Unidad
- Jefe de Sección
- Jefe de Grupo
- Jefe de Turno
- Jefe de Servicio
- Jefe de Centro

**INDICADORES:**

- Calidad
- Cantidad
- Coste
- Tiempo
- Satisfacción
- Seguridad
- Salud
- Medio Ambiente
- Igualdad
- Innovación
- Responsabilidad
- Transparencia
- Ética
- Sostenibilidad
- Accesibilidad
- Inclusión
- Participación
- Colaboración
- Compromiso
- Liderazgo
- Gestión del Cambio
- Gestión de Riesgos
- Gestión de Crisis
- Gestión de Recursos
- Gestión de Información
- Gestión de Relaciones
- Gestión de Procesos
- Gestión de Proyectos
- Gestión de Operaciones
- Gestión de Mantenimiento
- Gestión de Seguridad
- Gestión de Salud
- Gestión de Medio Ambiente
- Gestión de Igualdad
- Gestión de Innovación
- Gestión de Responsabilidad
- Gestión de Transparencia
- Gestión de Ética
- Gestión de Sostenibilidad
- Gestión de Accesibilidad
- Gestión de Inclusión
- Gestión de Participación
- Gestión de Colaboración
- Gestión de Compromiso
- Gestión de Liderazgo
- Gestión de Gestión del Cambio
- Gestión de Gestión de Riesgos
- Gestión de Gestión de Crisis
- Gestión de Gestión de Recursos
- Gestión de Gestión de Información
- Gestión de Gestión de Relaciones
- Gestión de Gestión de Procesos
- Gestión de Gestión de Proyectos
- Gestión de Gestión de Operaciones
- Gestión de Gestión de Mantenimiento
- Gestión de Gestión de Seguridad
- Gestión de Gestión de Salud
- Gestión de Gestión de Medio Ambiente
- Gestión de Gestión de Igualdad
- Gestión de Gestión de Innovación
- Gestión de Gestión de Responsabilidad
- Gestión de Gestión de Transparencia
- Gestión de Gestión de Ética
- Gestión de Gestión de Sostenibilidad
- Gestión de Gestión de Accesibilidad
- Gestión de Gestión de Inclusión
- Gestión de Gestión de Participación
- Gestión de Gestión de Colaboración
- Gestión de Gestión de Compromiso
- Gestión de Gestión de Liderazgo

Fig. 5. Ficha del proceso “Acreditación del personal y Formación”, subproceso “Acreditación y licenciamiento del personal” del Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica del Área Hospitalaria Juan Ramón Jiménez

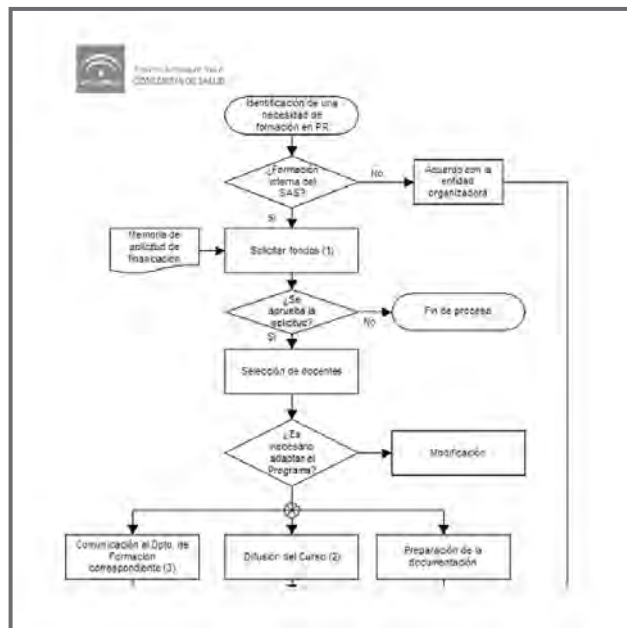


Fig. 6. Extracto del diagrama de flujo del proceso “Acreditación del personal y Formación” del Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica del Área Hospitalaria Juan Ramón Jiménez

## CONCLUSIONES

Una organización estructurada en procesos, mejora las posibilidades y la capacidad de adaptación. Minimiza la influencia sobre el resto de procesos y el resultado final. Permite una más rápida resolución, y se obtiene mejor información con la que elaborar un plan estratégico. Para conseguirlo es necesario el compromiso de la dirección y la participación de todo el personal.

Un Servicio de Radiofísica y Protección radiológica hospitalario puede perfectamente organizarse mediante un sistema orientado a procesos.

El éxito del Sistema de Gestión de Calidad es el primer paso para avanzar hacia la calidad organizacional y de excelencia

## REFERENCIAS

1.- Internacional Standard Organisation. Quality management systems. Guidelines for performance improvements. ISO/ TC 176. ISO 9004:2000. ISO Central Secretariat, Geneva (Switzerland, 1999).

2.- Internacional Standard Organisation. Quality management systems. Requirements. ISO/ TC 176. ISO 9001:2000. ISO Central Secretariat, Geneva (Switzerland, 1999).



# ACTUALIZACIÓN DE LOS PLANES DE EMERGENCIA DE LAS IIRR HOSPITALARIAS EN FUNCIÓN DE LA INCORPORACIÓN DE NUEVAS TÉCNICAS DE DIAGNÓSTICO Y TERAPIA CON RADIACIONES IONIZANTES.

M. J. ROT; E. ANTOLÍN; J. ORDOÑEZ; N. FERRER; A. B. CAPUZ;  
R. COLMENARES; R. MORÍS; J. M. SASTRE; L. ARRANZ.

## INTRODUCCION

Para solicitar la autorización preceptiva de puesta en marcha o de modificación de una instalación radiactiva hospitalaria, se debe elaborar un plan de emergencias que contenga la definición de los posibles accidentes previsibles, una línea inequívoca de autoridad y responsabilidad de cada una de las personas que trabajen en la instalación, una forma de actuación clara en cada uno de los accidentes predecibles a lo largo de la emergencia, un plan para valorar las consecuencias del accidente y la forma de registro y notificación a la autoridad competente. Para este último punto se ha de considerar la instrucción técnica complementaria a la autorización por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) de las IIRR en relación a los requisitos de notificación (circular 12/01) sobre actuación en las emergencias.

Sin embargo, los planes de emergencia, para que sean operativos, deben tener una actualización permanente para adaptarse a los cambios producidos en las IIRR por:

- Incorporación de nuevas tecnologías.
- Aplicación de nuevos procedimientos.
- Implicación de nuevas medidas reglamentarias
- Experiencias en situaciones reales de emergencias.

## MATERIAL Y MÉTODO

Se han revisado los planes de emergencia de las instalaciones de los Servicios de Medicina Nuclear (MN) y de Oncología Radioterápica (RT) del Hospital Ramón y Cajal desde que comenzaron a funcionar a partir del año 1977.

La instalación radiactiva de MN obtuvo el permiso de construcción en el año 1976 y el de puesta en marcha en el año 1977. Ha tenido diferentes modificaciones de ampliación en 1985, 1994 y en 2005. Los planes de emergencia no han sufrido variaciones significativas hasta la última modificación en la que se ha ampliado a siete supuestos accidentes e incidentes previsibles.

A lo largo de estos años de trabajo en el Servicio de MN los incidentes más destacados, que han ocurrido han estado relacionados con los pacientes de terapia metabólica:

- El fallecimiento de una paciente con una dosis de rastreo previa al tratamiento
- La salida no autorizada del Hospital de un paciente con una dosis terapéutica de I-131
- La realización de una endoscopia urgente a una paciente con una dosis terapéutica de I-131.

La Instalación Radiactiva de RT obtuvo el permiso de construcción en el año 1977 y el de puesta en marcha en el año 1983. Ha tenido modificaciones de ampliación en 1994, 2000 y en 2001. Se han realizado simulacros de emergencia en la unidad de telecobaltoterapia, cuando se ha cambiado la fuente y en las unidades alta tasa de dosis (HDR) y tasa de dosis pulsada (PDR) con periodicidad anual. En estos años de trabajo en el Servicio de Oncología Radioterápica únicamente se activó el plan de emergencia establecido, el 2 de agosto de 2004, al no retornar la fuente a su posición de seguridad en la unidad de Telecobaltoterapia.



## RESULTADOS

A la vista de nuestra experiencia, se exponen los resultados sobre la forma de actuación en las IIRR de los Servicios de MN y RT en los accidentes e incidentes previsibles que tienen mayor probabilidad de que ocurran o que puedan suponer un aumento del riesgo radiológico para los trabajadores expuestos, los pacientes o el público en general. Dichas actuaciones se han incluido en los Planes de Emergencia en vigor.

### **1. Actuaciones ante el derrame de líquidos**

En el caso de derrame, se procederá a:

- Confinar de inmediato el derrame.
- Descontaminar y controlar la eficacia de ésta.
- Notificar la emergencia al personal que pueda resultar afectado.
- Control de contaminación del personal afectado.

### **2. Actuaciones ante desalojo, transporte o fallecimiento de pacientes en tratamiento metabólico con radionucleidos**

Todo paciente en tratamiento con radionucleidos (Iodo-131, etc.), debe tener indicado en su cama la cantidad administrada para permitir determinar la actividad residual en el momento de desalojo, transporte o fallecimiento. En este último caso, según la actividad residual, el médico que extiende el certificado de defunción fijará una etiqueta al cuerpo para indicar la existencia de radiactividad, la naturaleza del radionucleido y su actividad en ese momento. La etiqueta debe ser visible y fácilmente reconocible y comprensible.

En el caso de manipulación de cadáveres portadores de radionucleidos, como regla general, se puede afirmar que no existe peligro apreciable si no se procede a abrir el cuerpo. En caso contrario, las manos y la cara del anatomopatólogo pueden sufrir una fuerte irradiación según la duración de la exposición y la tasa de dosis.

La importancia del riesgo por radiactividad incorporada en un cadáver en el momento de su inhumación dependerá de varios factores, como el clima, la distancia al cementerio, el medio de transporte utilizado, la posibilidad de utilizar refrigeradores a baja temperatura, la reglamentación municipal, etc.

La metodología a aplicar se puede clasificar en tres categorías, según el nivel de actividad residual en el momento de su inhumación.

- Actividad residual inferior a 2 mCi (74 MBq).
- Actividad residual comprendida entre 2 (74 MBq) y 30 mCi (1.11 GBq).
- Actividad residual de más de 30 mCi (1,110 GBq).

La incineración del cadáver sólo se podrá realizar cuando la actividad residual sea inferior a 10,8 mCi (400 MBq) de I-131. Si fuera más elevada, se deberá obtener una autorización por parte de la autoridad competente (CSN).

### **3. Actuaciones ante intervención quirúrgica de urgencia de pacientes en tratamiento con radionucleidos.**

En el caso de que un enfermo contenga más de 5 mCi (185 MBq) de material radiactivo o que la tasa de exposición o de dosis absorbida, sea tal, que supere los límites del público en general (0,5  $\mu$ Gy/h). Se definirán las posiciones en que debe situarse o bien las personas que actúen en la intervención o los pacientes situados en las proximidades en el caso de tener que ser trasladado a una UVI.

En este último supuesto, se tendrán en cuenta unas precauciones específicas para el personal de la UVI que tiene que atender al enfermo, así como en el caso de intervención quirúrgica.

### **4. Actuación en la unidad de telecobaltoterapia, ante el fallo del retroceso de la fuente**

Al comenzar la jornada laboral ha de quedar claro quien es el primer operador que entraría en la sala en caso de emergencia.

Los indicadores de que la fuente no retorna a su posición tras finalizar el tratamiento son:

- Luces rojas de puerta, consola y unidad de tratamiento.
- Vástago mecánico que sobresale en la cabeza de la unidad.
- Señal luminosa del Monitor de radiación ambiental de la sala de tratamiento.
- Señal acústica de la consola.

En este caso se procederá de la siguiente forma:

1. Se aprieta el botón de emergencia de la consola: "EMERGENCY STOP". En caso de que la fuente retorne a su posición de seguridad, en cualquiera de las fases, se saca al paciente y se pasa al punto 9.
2. Se gira la llave de "RESET".
3. Se abre la puerta.
4. Se gira el brazo hasta que el agujero por el que asoma el vástago de ocultación manual de la fuente sea accesible con la barra de emergencia.
5. Se entra con la barra en la mano y se introduce con fuerza por el agujero.
6. Se presionan los botones de emergencia del mando de control, mesa y brazo.
7. Si es posible se mueve la mesa para alejar al paciente del haz directo. Se le baja de la mesa y se desaloja la sala cerrando la puerta. Se prohíbe la entrada.
8. Se gira el brazo a 90º desde el puesto de control para dirigir el haz hacia la pared más alejada del resto del servicio.

Todos los movimientos previos han de realizarse tratando de no exponerse al haz directo y tardando lo menos posible.

9. Se avisa al supervisor, sin abandonar el puesto de control del incidente, y se registra en el diario de operaciones:
  - Fecha y hora del incidente o accidente.
  - Descripción.
  - Personas presentes durante la emergencia.
10. El supervisor avisará a los radiofísicos .

### **5. Actuación ante el fallo del retroceso de la fuente de los equipos automáticos HDR y PDR.**

Antes de comenzar el tratamiento, han de quedar colocadas las mamparas plomadas en un lugar que protejan al personal por si tuvieran que actuar en caso de emergencia y el contenedor blindado transportable de la fuente cerca de la máquina para que esté accesible si hubiera que guardar allí la fuente.

Indicadores de que la fuente no retorna a su posición tras finalizar el tratamiento:

- Luz naranja en consola no se apaga.
- Luz roja o amarilla sobre puerta no se apaga.
- Monitor de radiación ambiental en pared indica radiación en la sala.

Actuación a seguir:

1. Se aprieta al botón "Interrupt" de la consola.
2. Se aprieta el botón "STOP" de la caja principal situada en la pared de la consola.

Si en alguno de los pasos siguientes retorna la fuente a la posición de seguridad, se pasa directamente al punto 12.

Se mira en la consola en qué canal ha quedado atascada la fuente.

3. Se entra en la habitación con un monitor de radiación y se aprieta la seta de emergencia situada en la pared derecha de la sala.
4. Se aprieta el botón "STOP" de la unidad de tratamiento.
5. Se hace girar la manivela dorada en el sentido indicado por las flechas (a derechas) hasta que se bloquee.
6. El médico extrae del paciente el aplicador que contiene la fuente, sin desconectar el tubo de transferencia y lo guarda en el contenedor de emergencia. Si no llega bien se bajará la cabeza de la unidad.
7. Se comprueba que el paciente no emite radiación y que sí lo hace el contenedor. (Si no es así se sacará el resto de la aplicación y se introducirá en el contenedor.) Se colgará el cartel de material radiactivo
8. Se desconectan el resto de tubos de transferencia.
9. Se saca al paciente de la sala inmediatamente.
10. Se cierra la puerta y se señaliza la prohibición de entrar.
11. Se comunica al supervisor el incidente y se registra en el diario de operaciones:
  - Fecha y hora del incidente o accidente.
  - Descripción.
  - Personas presentes durante la emergencia.
12. El Supervisor avisará a los radiofísicos.

La Sección de Radiofísica Clínica estimará la dosis al paciente y el Servicio de Radiofísica y Protección Radiológica las del resto de personas implicadas y locales afectados y dará las instrucciones oportunas dejando constancia de ello en el diario de operación comunicando el particular al Director Gerente quién, en su caso, deberá notificarlo al Consejo de Seguridad Nuclear, según el grado de afectación de la seguridad radiológica.

En los planes de emergencias de las unidades de HDR y PDR se han tenido en cuenta la estimación de la dosis recibida por la persona que entra a retraer manualmente la fuente y, si lo anterior falla, la dosis del médico que tendrá que retirar el aplicador. En la Tabla 1, se reflejan las estimaciones de dosis obtenidas en los simulacros.

mente compensable en la siguiente sesión del tratamiento. Las dosis recibidas por los operadores, tanto estimadas como medidas con dosímetros personales y monitores de radiación en la reconstrucción del incidente fueron inferiores a 0.1 mSv por la rapidez en la actuación de los operadores.

Tabla 1

Actuación	Tiempo (s)	Dosis en el cuerpo (mSv)		Dosis en las manos (mSv)	
		HDR	PDR	HDR	PDR
Retracción manual	30	0,3	0,03	0,3	0,03
Retirar un cilindro ginecológico	30	1,2	0,12	30,8	3,08
Retirar una aguja de mama	30	1,2	0,12	30,8	3,08
Retirar un Fletcher	90	3,6	0,36	92,4	9,24

Se supone:

*Distancia.* A 1 m de la fuente, sin las pantallas de plomo, para intentar retraer la fuente y, a 0,5 m el cuerpo y 0,1 m las manos al retirar el aplicador.

*Actividad.* La máxima posible recién instalada la fuente en el equipo.

*Tasa de Kerma en aire a un metro según certificado:* 3,7 cGy/h. (Tasa de Kerma en aire medido a 1 m aproximadamente =3,4 cGy/h.)

*Geometría.* Fuente puntual.

## CONCLUSIONES

Revisando las actuaciones seguidas en los incidentes de MN, de acuerdo con las modificaciones efectuadas en el plan de emergencia, se constata que los resultados han sido satisfactorios. No se han superado los límites de dosis para el público en general y, con respecto a los trabajadores expuestos, los incidentes no han supuesto un incremento de las dosis habituales en sus puestos de trabajo. Respecto a materiales y equipos empleados se comprobó que una vez descontaminados se podían seguir utilizando.

La modificación más apreciable con respecto al plan de emergencia establecido en la unidad de telecobaltoterapia ha sido motivada por la experiencia adquirida en el incidente por un fallo de retroproceso de la fuente. Se ha considerado que, aún en el caso de que el paciente pueda moverse por sí solo es más prudente ayudarlo a bajar de la mesa de tratamiento porque ésta es estrecha y muy alta y podría lesionarse si lo intentara él solo, además de radiarse zonas del cuerpo distintas del volumen blanco. Asimismo se ha considerado que si el tratamiento del paciente se está dando con el brazo en una posición que permite fácilmente la introducción de la barra de emergencia para el retroceso manual de la fuente, es preferible dejar al paciente en su posición ya que la dosis que pudiera recibir el volumen blanco es fácil-

## REFERENCIAS

Instrucción técnica complementaria a la autorización por el Consejo de Seguridad de las IIRR en relación a los requisitos de notificación (circular 12/1) sobre actuación en las emergencias.

Real Decreto 1836/ 1999, de 3 de diciembre Reglamento sobre instalaciones nucleares y radiactivas.

Real Decreto 783/2001, de 6 de julio. Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes.

Design and implementación of radiotherapy programme clinical, medical physics, radiation protection and safety aspects. IAEA- TEC-DOC-1257. Septiembre de 1998. International Atomic Energy Agency.

Guidance notes for the protection of persons against ionising radiations arising from medical use. National Radiological Protection Board, Health and Safety Executive, Department of Health and Social Services, Northern Ireland Scottish Home and Health Department Welsh Office. 1988.

## PARTICIPACIÓN ESPAÑOLA EN ISO TC/85 ENERGIA NUCLEAR

M. HERRANZ, R. BARQUERO, A. MORALES, L.M. ROBREDO

### INTRODUCCION

La Organización Internacional para la Normalización (International Organization for Standardization, ISO), está formada por tres tipos distintos de miembros.

De entre ellos, los miembros de pleno derecho son los organismos nacionales de normalización, tan solo uno por país y, en su caso, el más representativos de entre ellos. Ser miembros de pleno derecho faculta para participar y ejercer el derecho a voto en cualquier comité técnico y organizativo.

Es en el marco de los Comités Técnicos (TC) donde se realiza el trabajo de desarrollo de normas. Existen 229 TC, no todos ellos operativos, cada TC presenta una estructura, en la cual además de un secretariado, un secretario y un chairman, participan miembros de pleno derecho, bien como participantes plenos, bien como observadores.

Estos TC se estructuran en Subcomités Técnicos (SC) atendiendo a las diferentes áreas de normalización que se abarcan en el TC, la estructura de los SC es similar a la del TC.

Dentro de los SC funcionan los Grupos de Trabajo (WG) que realizan las funciones de desarrollo de las normas que les son encomendadas. Los WG están formados por profesionales en las materias a normalizar que los organismos de normalización de cada país acreditan para el desarrollo de una norma o grupo de normas determinado.

El TC 75 es el que se encarga de la normalización en el campo de la Energía Nuclear. En él existen activos los siguientes SC y WG:

TC 85/WG 1: "Terminology, definitions, units and symbols"

TC 85/WG 3: "Dosimetry for radiation processing"

TC85/SC2: "Radiation protection". Con 12 grupos de trabajo activos.

WG 2: Reference radiations

WG 4: Apparatus for gamma radiography and irradiators

WG 5: Materials and devices for protection against alpha, X, gamma, beta and neutron radiations, and equipment for remote manipulation of radioactive materials

WG 11: Sealed sources

WG 13: Performance requirements for internal dose evaluation of bioassay results

WG 14 : Air control and monitoring

WG 17: Radioactivity measurements

WG 18: Biological dosimetry

WG 19: Dosimeters for external personal dosimetry [HYPERLINK "http://www.iso.org/iso/en/stdsdevelopment/tc/tclist/TechnicalCommitteeContactPage.TechnicalCommitteeContact?COMMID=5239&ACRONYM="](http://www.iso.org/iso/en/stdsdevelopment/tc/tclist/TechnicalCommitteeContactPage.TechnicalCommitteeContact?COMMID=5239&ACRONYM=)

WG 20: Illicit trafficking in radioactive material

WG 21: Dosimetry for exposures to cosmic radiation in civilian aircraft

WG 22: Radiation protection in medical protocols

TC 85/SC 5: "Nuclear fuel technology". Con 7 grupos de trabajo activos.

WG 1: Measurement methods for chemical and physical characterization of UF<sub>6</sub>, UO<sub>2</sub> and UO<sub>2</sub>/Gd<sub>2</sub>O<sub>3</sub>

WG 3: Measurement methods for determination and characterization of input and end products of reprocessing plants

WG 4: Standardization for transport containers for UF<sub>6</sub>

WG 5: Standardization of measurement methods for the characterization of solid and solidified waste forms, and for the corrosion of their primary containers

WG 8: Standardization of calculations, procedures and practices related to criticality safety

WG 9: Trunnions for spent fuel element shipping casks

WG 12: Measurement methods for chemical and physical characterization of MOX pellets

TC 85/SC 6: "Reactor technology".

España, a través de su organismo de normalización AENOR, cuenta en estos momentos con participantes en cuatro de los veintidos grupos de trabajo existentes, tres de ellos pertenecientes al SC2: "Protección radiológica" y uno perteneciente al SC5: "Tecnología de reactores". La vía para participar es solicitar (y obtener) la acreditación de AENOR para reaizar este cometido a través de su TC 73, Energía Nuclear.

Un resumen del trabajo que se está realizando en los grupos en los cuales España participa, se presenta a continuación.

## **SC2 (PROTECCIÓN RADIOLÓGICA)**

**WG 13: "Requerimientos para la realización de evaluaciones dosimétricas a partir de medidas en dosimetría interna"**, cuenta con expertos de los siguientes países: Alemania, Argentina, Austria, Canadá, España, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Italia, Japón, Reino Unido y Suecia.

La dosis resultante de una contaminación interna debida a la incorporación de un radionucleido no puede medirse de forma directa, por lo que su evaluación se basa en medidas sistemáticas de la actividad depositada en el cuerpo o de la actividad excretada por el organismo. La interpretación de estos resultados se realiza siguiendo modelos que describen el comportamiento del radionucleido al ser incorporado por un ser humano. Los principales modelos utilizados son los desarrollados por la ICRP;

El desarrollo de estándares internacionales con fines de normalización en Dosimetría Interna, es de gran importancia con vistas a la armonización de los Servicios de Dosimetría Personal, principalmente en la Comunidad Europea y se centrarían en las siguientes áreas:

a) Los ensayos y técnicas de medida.

En esta área se ha desarrollado la norma ISO 12790-1: Radiation Protection - Performance criteria for radiobioassay - Part 1: General principles, que

proporciona definiciones estadísticas y ecuaciones para el cálculo de la exactitud, precisión y reproducibilidad de medidas directas e indirectas así como de la Actividad Mínima Detectable. En la actualidad se ha presentado como New Work Item (NWI) a la secretaría de ISO, su ampliación para recoger los fundamentos estadísticos y las bases técnicas en que se apoyan los criterios indicados en ella, para la realización de medidas "in vivo" e "in vitro".

b) La evaluación dosimétrica.

En este campo se espera la publicación en el año 2006 de la norma: Radiation Protection- Monitoring of workers occupationally exposed to a risk of internal contamination with radioactive material. Su contenido se centra en el establecimiento de los criterios necesarios para llevar a cabo programas de vigilancia en trabajadores expuestos, los métodos y técnicas más adecuados según el radionucleido, los requerimientos necesarios para establecer estos programas y la frecuencia de medida recomendada, así como el aseguramiento de la calidad.

Además, se va a iniciar una nueva norma que refleje las posibilidades de estandarización en este campo en cuanto a evaluación en el caso de programas rutinarios de vigilancia de trabajadores expuestos, proponiendo procedimientos normalizados de interpretación de los resultados de medida. Este desarrollo responde a la necesidad de paliar las divergencia encontradas en este terreno entre los diferentes Servicios de Dosimetría Personal.

**WG 17: "Medidas de radiactividad"**, cuenta con expertos de los siguientes países: Alemania, Argentina, Suiza, Canadá, España, Estados Unidos, Francia, Italia y Reino Unido.

Cada vez con mayor frecuencia, la certificación del contenido radiactivo en materiales con objetivos diversos, como puede ser control de contaminación, desclasificación, cálculo de dosis, tráfico y transporte de mercancías, etc., debe ser realizada por laboratorios acreditados, lo que supone la conveniencia de disponer de normas que permitan facilitar los procesos de acreditación, armonizar los métodos de medida y presentación de resultados y la comparación de resultados.

Con estos objetivos este grupo de trabajo ha desarrollado y está desarrollando los siguientes documentos:

ISO 11929 (8 partes): *Determination of the detection limit and decision threshold for ionising radiation measurements*. Toda la norma se encuentra publicada, sin embargo en estos momentos se está en fase de revisión de las tres primeras partes con objeto de armonizarlas con las 5 últimas. Existe una propuesta firme de documento de trabajo (1).

ISO 18589 (6 partes): *Measurement of radioactivity in the environment – Soil*. Las seis partes que incluye y su estado de desarrollo, es el siguiente:

Part 1 : General guide and definitions - Publicada

Part 2 : Sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples – fase de comentarios

Part 3 : Measurements of gamma emitting radio-nuclides – fase de comentarios

Part 4 : Measurement of plutonium by alpha spectrometry - borrador

Part 5: Measurement of strontium 90 - borrador

Part 6 : Measurements of gross alpha and gross beta activities - borrador

ISO 7503 (3 partes): *Evaluation of surface contamination*. Se trata de una norma ya publicada que se encuentra en estos momentos en fase de revisión, la idea general es condensarla en una sola parte que debe ser consistente con las normas ISO 8679 e ISO 9271, así como con las recomendaciones de la IAEA sobre transporte de material radioactivo.

Por otra parte, se ha planteado la realización de futuros trabajos en los siguientes aspectos

- Radiactividad ambiental: suelos: medida de otros emisores alfa como el Am, Np, y Cm así como otros naturales como el U.
- Radiactividad ambiental: atmósfera: muestreo y medida de radón, yodo y tritio.
- Radiactividad ambiental: bioindicadores: muestreo y medida de <sup>14</sup>C.
- Métodos de medida para desclasificación de materiales de acuerdo con las recomendaciones de la IAEA.

**WG 22: “Protección radiológica en exposiciones médicas”**, aunque pretende cambiar su nombre por “dosimetría de radiaciones ionizantes y protocolos en aplicaciones médicas” cuenta con expertos de los siguientes países.

Este grupo es muy nuevo y trata de agrupar las normas relativas a la exposición médica de los pacientes.

Tiene 2 subgrupos de trabajo activos con un proyecto de norma cada uno:

**SG1** “Dosimetría y Protocolos en Protección Radiológica Clínica”

Proyecto de norma:

“Paediatric computed tomography examinations”, “Modelo de evaluación dosimétrica: CT en Pediatría”. Qué se encuentra en fase de realización de borrador.

**SG2** “Dosimetría Clínica en Radioterapia”

Proyecto de norma:

“Clinical Dosimetry- Beta radiation sources for brachytherapy”, “Dosimetría Clínica de fuentes beta para Braquiterapia”. Qué se encuentra en fase de borrador.

Por otra parte, se ha planteado la realización del trabajo: *“Procedimientos recomendados para la dosimetría de RX entre 20 y 150 keV en Radiodiagnóstico”*

En la última reunión plenaria del SC2, se planteó desde la representación española la necesidad de avanzar en la normalización en el campo de la Protección Radiológica de instalaciones médicas, referentes tanto a protección de pacientes como de profesionales sanitarios, y, se propusieron los siguientes trabajos a abordar por diferentes WG:

WG 22 (*Radiation protection in medical protocols*)

- Procedimientos y técnicas de medida de dosis de Rayos X en Radiodiagnóstico. Con 7 partes.
- Pruebas de Aceptación y Referencia en aceleradores lineales multiláminas y en sistemas de imagen portal.
- Control de calidad en sistemas de planificación de terapia con radiaciones.

WG 5 (*Materials and devices for protection against alpha, X, gamma, beta and neutron radiations, and equipment for remote manipulation of radioactive materials*)

- Término fuente neutrónico para blindajes de ciclotrones y Linacs

WG17 17 (*Radioactivity measurements*)

- Medida de la contaminación superficial en Medicina Nuclear. Aplicación a Tc-99m, I-123, I-131, Ga-67, In-111, Tl-201, etc.

WG19 (*Dosemeters for external personal dosimetry*)

- Dosimetría beta en manos y dedos en la preparación de fármacos. Con 2 partes.

Encontrándose estas propuestas a la espera de su tramitación a través de AENOR y de su aceptación por ISO.

## SC5 (NUCLEAR FUEL TECHNOLOGY)

**WG 5: “Normalización de los métodos de medida para la caracterización de los residuos sólidos o solidificados y para la corrosión de sus contenedores primarios”**, cuenta con expertos de los siguientes países: Japón, Estados Unidos, Alemania, España, Francia, Suiza, Bélgica, Canadá, Holanda, Reino Unido, Argentina y Suecia.

Y, en estos momentos se encuentran trabajando en la norma: ISO/DIS 21238 “Standard guide for the scaling factor method to determine the radioactivity of low and intermediate level radioactive waste packages generated at nuclear power plants.”

Es una Norma que describe los aspectos básicos de la metodología de Factores de Escala, en lo referente a:

- Muestras.
- Expresiones matemáticas válidas para el Factor de Escala.
- Aplicabilidad de la metodología para determinados isótopos.
- Selección de isótopos llave.
- Integración del Factor de Escala en función de las corrientes de residuo y del tipo de planta.
- Incertidumbre del Factor de Escala.

La metodología de Factores de Escala se ha creado para estimar el contenido radiactivo de isótopos de difícil medida, en bultos radiactivos de baja y media actividad (RBMA), a partir de la actividad de isótopos

llave de fácil detección por espectrometría.

De esta forma se evita tener que aplicar de manera sistemática técnicas destructivas (radioquímica) a la totalidad de residuos acondicionados.

La Norma indicada será el punto de partida para el desarrollo de una determinada metodología de Factores de Escala, indicando los aspectos básicos a tener en cuenta, sin especificar en detalle las técnicas ni herramientas de cálculo a aplicar, tales como:

- Existencia de correlación.
- Integración de corrientes de residuos.
- Identificación de valores anómalos.
- Número de datos necesarios.
- Cuantificación de la incertidumbre.

En definitiva, será una norma de aplicación en principio a CC NN de agua ligera, que puede posteriormente aplicarse a otro tipo de centrales.

Actualmente se encuentra en la fase de elaboración del borrador (Committee Draft), y saldrá seguramente a finales de este año como Draft.

## CONCLUSIONES

La normalización internacional en el área de la Energía Nuclear es un campo de trabajo muy activo, en el que participan un considerable grupo de países en el marco de diferentes comités técnicos.

España tiene una participación importante y activa pero reducida en cuanto al número de participantes y de grupos de trabajo a los que se asiste.

La participación en estos grupos se encuentra abierta a los profesionales del sector a través del comité equivalente (Energía Nuclear) de AENOR.

# NUEVA NORMATIVA INTERNACIONAL SOBRE CONTROL DE FUENTES RADIATIVAS. DIRECTIVA 122/2003/EURATOM Y CÓDIGO DE CONDUCTA DEL OIEA

C. ÁLVAREZ, M. RODRÍGUEZ

## 1. DIRECTIVA 122/2003/EURATOM

### *Introducción*

La Directiva 122/2003/EURATOM del Consejo de 22 de diciembre de 2003 sobre el control de las fuentes radiactivas encapsuladas de alta actividad y de las fuentes huérfanas, fue publicada en el Diario Oficial de la UE el 31 de diciembre de 2003.

El objeto de esta Directiva es dar cumplimiento al artículo 30 del Tratado de EURATOM, complementando la Directiva 96/29/EURATOM y armonizar el control de las fuentes radiactivas encapsuladas de alta actividad (HASS) en todos los Estados Miembros.

La prevención de accidentes y daños radiológicos exige que la localización de cada una de las HASS sea conocida, registrada y verificada desde su fabricación o importación a la UE hasta su envío a una instalación reconocida a largo plazo o su eliminación o exportación fuera de la UE. Los cambios en la situación de las fuentes tendrán que ser registrados y notificados. .

Esta Directiva esta también dirigida a la localización de fuentes huérfanas. Estas fuentes pueden producir daño al no conocer su existencia y no poder tomar medidas para evitar accidentes. Además, la existencia de fuentes huérfanas resultantes de actividades pasadas requiere que se tomen iniciativas específicas para su recuperación.

En resumen, es necesario prever la identificación, el marcado y el registro de todas las HASS, así como la formación e información de todos los que desempeñan actividades en las que intervengan estas fuentes.

Cada Estado Miembro debe transponer la Directiva a su legislación nacional en dos años.

### *Definiciones*

“FUENTE DE ALTA ACTIVIDAD” es la fuente encapsulada que contiene un radionucleido cuya actividad en el momento de la fabricación o, si se desconoce este, de la primera comercialización es igual o superior a la especificada en el Anexo I de la Directiva. Este Anexo contiene 17 radionucleidos. Para aquellos que no estén contenidos en la tabla, el nivel de actividad a considerar es la centésima parte del correspondiente valor A1 del Reglamento para el transporte seguro de materiales radiactivos del OIEA

Por otro lado, “FUENTE HUERFANA” es una fuente encapsulada cuyo nivel de actividad en el momento de ser descubierta es superior al valor de exención establecido en el apartado 2 a) del artículo 3 de la Directiva 96/29/EURATOM y que no esté sometida a control regulador, sea por que nunca lo ha estado, sea por que ha sido abandonada, perdida, extraviada, robada o transferida a un nuevo poseedor sin la debida notificación a la autoridad competente, o sin que se haya informado al receptor.

### *Autorización*

Los poseedores de las HASS deberán disponer de una autorización previa a toda práctica en la que intervenga una fuente. Antes de conceder cualquier autorización, las autoridades se aseguraran que se han tomado las medidas oportunas para la gestión segura de las fuentes incluidas las aplicables cuando las fuentes queden en desuso. Así mismo, se asegurarán que se haya establecido una garantía financiera



para la gestión segura de las fuentes cuando se conviertan en fuentes en desuso, incluso en caso de insolvencia o de cese de actividad del poseedor.

Las autorizaciones cubrirán las responsabilidades, las competencias mínimas del personal, incluidas la información y la formación, los requisitos sobre los procedimientos de emergencia y canales de comunicación, los métodos de trabajo que deben aplicarse, el mantenimiento y la gestión adecuada de las fuentes en desuso incluyendo la transferencia a un proveedor, a otro poseedor autorizado o a una instalación reconocida para su almacenamiento temporal o definitivo.

### ***Transferencias y Registros***

Cada poseedor llevará un registro de todas las fuentes bajo su responsabilidad, de su localización y de sus transferencias. Los registros incluirán la información que figura en el Anexo II de la Directiva. Dicha hoja normalizada será remitida en formato electrónico por la Comisión a la autoridad competente.

Así mismo, cada poseedor está obligado a que se efectúen regularmente ensayos adecuados de fugas con el fin de verificar y mantener la integridad de cada fuente. Establecerán procedimientos para impedir el acceso a las fuentes del personal no autorizado con objeto de prevenir la pérdida o robo de estas, así como evitar que las fuentes resulten dañadas en caso de incendio.

Las fuentes en desuso serán devueltas al suministrador, a otro poseedor autorizado o a una instalación reconocida, debiéndose llevar registros de cualquier transferencia

### ***Identificación y Marcado***

El fabricante identificará cada fuente con un número único que deberá ir grabado en la fuente y en su contenedor. En el contenedor constará además información sobre la naturaleza de la fuente e irá señalizado con el signo apropiado.

El fabricante facilitará una fotografía del tipo de diseño de cada fuente y de su contenedor típico. Cada fuente irá acompañada de la información sobre su naturaleza e identificación incluyendo las fotografías de la fuente y de su contenedor típico, del embalaje para el transporte y del equipo o equi-

pamiento en los casos en que la fuente vaya alojada en su interior.

### ***Formación e Información***

Cada poseedor, se asegurará de que la formación e información que han de recibir los trabajadores expuestos en el ámbito de la protección radiológica de acuerdo con el artículo 22 de la Directiva 96/29/EURATOM, incluye los requisitos específicos sobre la gestión segura de las fuentes.

Por otro lado, las autoridades se aseguraran que los directivos y los trabajadores de las instalaciones en las que es más probable que aparezcan o se procesen fuentes huérfanas (por ej. grandes almacenes de chatarra y grandes plantas de reciclado de chatarra), así como los directivos y los trabajadores de los lugares de tránsito importantes (por ej. las aduanas), estén informados sobre la posibilidad de encontrarse con una fuente, puedan detectarlas mediante una inspección visual, tengan nociones básicas sobre las radiaciones ionizantes y sus efectos y conozcan las medidas que haya que adoptarse en cada caso.

### ***Fuentes Huérfanas***

En relación con la fuente huérfanas, las autoridades requerirán:

- Que se tomen las medidas necesarias para recuperar fuentes huérfanas y hacer frente a emergencias radiológicas debidas a estas fuentes.
- La disponibilidad de asesoramiento y asistencia técnica especializada para las personas que normalmente no realizan actividades sujetas a los requerimientos de protección radiológica pero pueden encontrar una fuente huérfana.
- Que se promuevan el establecimiento de sistemas para detectar las fuentes huérfanas en lugares como los grandes almacenes e instalaciones de reciclado de chatarra en los que es posible que aparezcan fuentes huérfanas, así como en lugares de tránsito importantes, como aduanas.
- Que se efectúen campañas de recuperación de fuentes huérfanas que procedan de actividades pasadas.

### ***Requerimientos para los Estados Miembros***

Los Estados Miembros intercambiarán información y cooperarán entre ellos, terceros países y

organizaciones internacionales, en lo que se refiere a la pérdida, eliminación, robo y descubrimiento de fuentes huérfanas.

Por otro lado, los Estados Miembros establecerán un sistema de garantía financiera para sufragar los costes de las intervenciones relativas a la recuperación de las fuentes huérfanas; establecerán un sistema de inspección para verificar la conformidad con los requerimientos de la Directiva. Además, deberán determinar las sanciones que se aplicarán a las infracciones de las normas de cada uno de los países que se desarrollen por transposición de esta Directiva. Dichas sanciones han de ser efectivas, proporcionadas y disuasorias.

Cada Estado Miembro designará quien la autoridad competente que efectúe las tareas establecidas en la Directiva, enviando a la Comisión la identificación y dirección de dicha autoridad competente.

Antes del 31/12/2010, cada Estado Miembro enviara a la Comisión un informe sobre la experiencia adquirida en la aplicación de esta Directiva.

En el momento presente se ha elaborado un proyecto de Real Decreto para transposición de la Directiva a la reglamentación nacional que se espera que entre en vigor antes del 31 de diciembre de 2005.

## 2. CÓDIGO DE CONDUCTA DEL OIEA

### Introducción

El Código fue aprobado por la Junta de Gobernadores del OIEA el 08/09/2003. A continuación la Conferencia General de ese organismo instó a todos los Estados a que enviaran una comunicación al Director General apoyando el Código e indicando que se estaba poniendo en práctica. España remitió esa comunicación en Abril de 2004.

Tuvo sus orígenes en la conferencia sobre seguridad de fuentes y materiales radiactivos de Dijón en 1998, tras la cual el OIEA elaboró un plan de acción del cual surgió una primera versión que recibió apoyo internacional en la Conferencia de Buenos Aires de 2000. Hasta la fecha de aprobación se produjeron importantes acontecimientos, fundamentalmente el 115 de 2001, cuyas repercusiones en materia de protección física se incorporaron en la versión final.

### Alcance

Incluye las fuentes encapsuladas de radionucleidos incluidos en una tabla anexa al propio Código.

No obstante, se recomienda su aplicación a todas las fuentes encapsuladas y se reconoce que la gestión del material radiactivo no encapsulado puede tener que realizarse de conformidad con los objetivos del Código en determinadas circunstancias.

Para diferenciar los riesgos asociados a las fuentes el Código asume una clasificación de las mismas en cinco categorías, basada en los niveles de actividad (D) para los cuales una fuente no sometida a control podría dar lugar a una exposición capaz de producir efectos deterministas. Esta clasificación se encuentra recogida en el OIEA/TECDOC-1344, y actualmente se encuentra en fase de aprobación, con ligeras modificaciones, como Guía de Seguridad (DS343).

### Objetivos

El objetivo global del Código es ayudar a las autoridades nacionales a garantizar que las fuentes se utilizan en un marco apropiado de seguridad tecnológica y física, la primera orientada a evitar la ocurrencia de accidentes con fuentes, la segunda orientada a prevenir el acceso no autorizado o el daño a las fuentes así como su pérdida, robo o traslado no autorizado. En ambos casos se incluye la mitigación de las consecuencias radiológicas de accidentes o actos intencionados relacionados con las fuentes.

El objetivo indicado se concreta en la necesidad de aplicar un control eficaz sobre las fuentes desde la etapa de producción inicial de las mismas hasta su disposición final (*de la cuna a la tumba*), señalando las transferencias como las circunstancias en las que ese control presenta una mayor vulnerabilidad.

Como elemento clave para la consecución de esos objetivos se identifica la necesidad de promover la cultura de la seguridad tecnológica y la cultura de la seguridad física.

### Principios Básicos

El Código se basa en las normas internacionales que ya se venían aplicando en relación con la seguridad nuclear, radiológica, de desechos radiactivos y del

transporte, y con el control de las fuentes radiactivas.

Desarrolla una extensa serie de principios relativos a:

- Aspectos generales de protección.
- Legislación y reglamentación.
- Organismo Regulador.
- Importación y exportación de fuentes.

En el caso de España los requisitos establecidos en las Leyes de Energía Nuclear y de Creación del Consejo de Seguridad Nuclear, en los vigentes Reglamentos sobre instalaciones nucleares y radiactivas y sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes y en el Reglamento de EURATOM sobre traslado de sustancias radiactivas entre los estados miembros de la UE, incluyen la práctica totalidad de los principios del Código relativos a seguridad tecnológica.

A continuación se indican exclusivamente los requisitos mas significativos, recogidos en el Código, que precisan de desarrollo adicional en la reglamentación nacional o en la aplicación practica del sistema de control de fuentes.

#### *a) Seguridad Tecnológica*

- Incorporar al sistema de control de fuentes estrategias nacionales y medidas de respuesta rápida para adquirir o recuperar el control de las fuentes huérfanas.
- Establecer un registro nacional de fuentes radiactivas que incluya, como mínimo, las fuentes radiactivas pertenecientes a las categorías 1 y 2.
- Alentar a las entidades que puedan encontrar fuentes huérfanas en sus actividades (tales como encargados de reciclar chatarra y funcionarios de aduanas) a que apliquen programas de vigilancia apropiados para detectar esas fuentes.

En relación con el primer aspecto si bien la normativa española no incluye requisitos específicos, la aplicación practica del sistema de control definido en el RINR, de manera coordinada entre el MITYC o los órganos ejecutivos de la Comunidades Autónomas, el CSN y Enresa, incorpora como estrategia la devolución de las fuentes huérfanas a los titulares de las mismas para su gestión segura y, en caso de imposibilidad de esa opción, la intervención administrativa y posterior transferencia para su gestión como residuos radiactivos. La respuesta rápida se

garantiza a través de la actuación de la Organización de Respuesta a Emergencias del CSN y la posterior coordinación con las entidades citadas.

La aplicación del RINR ha dado como resultado la disponibilidad de un registro nacional de instalaciones radiactivas. En las autorizaciones de esas instalaciones se identifican de manera genérica las fuentes autorizadas. La disponibilidad de un registro nacional de fuentes en el sentido indicado en el Código precisa de actuaciones adicionales.

El protocolo establecido en España para el control radiológico de los materiales metálicos supone un desarrollo avanzado y acorde con el principio indicado en el Código.

#### *b) Seguridad Física*

- Establecer normativa que prescriba y asigne responsabilidades gubernamentales para la seguridad física de las fuentes radiactivas.
- Disponer de un Órgano Regulador con capacidad para establecer reglamentaciones, publicar recomendaciones y realizar actuaciones de control sobre la seguridad física de las fuentes radiactivas;
- Incorporar al sistema de control de fuentes medidas para reducir la probabilidad de actos intencionados, incluido el sabotaje, compatibles con la amenaza definida por el Estado.
- Asegurar que las personas autorizadas a gestionar fuentes radiactivas disponen de instalaciones y servicios apropiados y los usan para seguridad física
- Definir la amenaza interna a nivel de Estado, y evaluar la vulnerabilidad frente a ella de las fuentes utilizadas en el territorio nacional, basándose en la posibilidad de una pérdida de control o un acto intencionado.
- Adoptar las medidas apropiadas para proteger el carácter confidencial de toda información relativa a la protección física de las fuentes.

En materia de seguridad física la práctica totalidad de los principios indicados se encuentran en fase de desarrollo en España.

En cuanto a la competencia del CSN sobre protección física de las fuentes de radiación, la Ley de creación del organismo no se refiere específicamente a esta materia. Por analogía con otras funciones del organismo le corresponderán el asesoramiento

a las autoridades competentes en relación con los criterios para la elaboración de planes de seguridad física de las fuentes y el control, coordinado con las fuerzas y cuerpos de seguridad, de la implantación en las instalaciones de medidas específicas de seguridad física.

La transposición de la Directiva 122/2003/EURATOM a la legislación nacional supondrá un avance importante en la aplicación de los principios del Código en España.

# P-B1

- Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente

*Presidente:* **Excmo. Profesor Dr. Rafael Beltrán Lucena**  
Vicerrector de Innovación, Investigación y Empresa

*Relator:* **Eduardo Gallego Díaz,**  
Profesor Titular del Departamento de Ingeniería Nuclear de la Universidad Politécnica de Madrid.

Miércoles 21 de septiembre de 2005  
16:30 h  
Aula Magna



# ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LA TASA DE DOSIS REGISTRADA POR LAS ESTACIONES DE LA RED DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

N. ALEGRÍA, F. LEGARDA Y M. HERRANZ

## INTRODUCCIÓN

Desde la constitución de la Red de Vigilancia Radiológica de la Comunidad Autónoma del País Vasco, que está formada por tres estaciones ubicadas en las tres capitales de provincia, se ha ido generando un histórico con los valores que se registran, cada 10 minutos en dichas estaciones.

Como en todas las estaciones automáticas que forman parte de la REA del CSN, en las estaciones de la red vasca se miden y registran el valor de la concentración atmosférica de actividad de radionucleidos emisores alfa y beta no integrados en la cadena de desintegración del Radón, de actividad del Radón y de actividad de I.131, además de medir la tasa de dosis de radiación gamma.

Dado que si todo funciona correctamente las medidas se realizan y se registran cada 10 minutos, en un día en condiciones normales se realizan 144 medidas y en un año se tendrán almacenados un máximo de 52560 datos (52704 datos si el año es bisiesto) de cada una de las variables de las que se efectúa el seguimiento. Ello supone un volumen de datos muy elevado, por lo que en este estudio se ha analizado únicamente el comportamiento de la tasa de dosis registrada por las estaciones de la red.

Con los valores de la tasa de dosis recopilados durante los últimos 3 años en cada una de las estaciones de la red se ha llevado a cabo el análisis de su evolución a lo largo del tiempo, estudiando por separado lo ocurrido en cada año (estudiando inicialmente cada semestre por separado) y en cada estación, para así tratar de establecer similitudes y diferencias entre el comportamiento de la tasa de dosis en distintos años en una misma estación y compararlo además con lo que ocurre en las otras.

## MATERIALES Y METODOLOGÍA

La medida de la tasa de dosis de radiación gamma en las tres estaciones radiológicas se realiza con detectores de la marca Berthold modelo LB 6360 de baja actividad, cuyas características son:

- Geiger-Müller,
- diámetro aproximado de la ventana de 53 mm
- una longitud del detector de unos 508 mm
- un fondo intrínseco de 1 cps
- un tiempo muerto de 1  $\mu$ s
- El rango de temperaturas de funcionamiento varía entre  $-30$  oC hasta  $60$  oC
- El rango de humedad relativa de funcionamiento varía entre el 10 % y el 95 %

El punto de partida del análisis del comportamiento de la tasa de dosis se ha basado en la representación en orden cronológico de los valores medidos.

Como se muestra en la *Fig.1*, la primera observación que se ha realizado es que los datos obtenidos se encuentran prácticamente alrededor de un valor promedio, presentando unos valores más elevados en ciertas ocasiones puntuales.

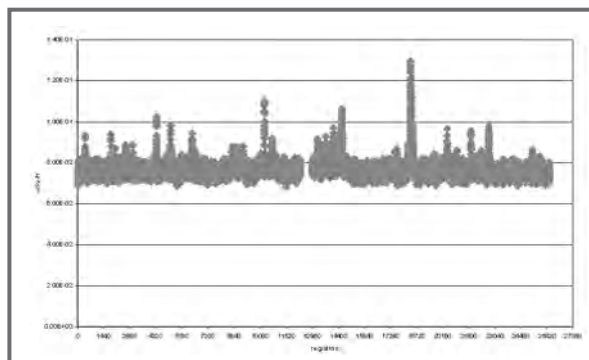


Fig.1: Representación de la Tasa de dosis de la Estación de Bilbao en el primer semestre de 2002 en orden cronológico

Los datos recopilados ordenados cronológicamente constituyen lo que se denomina usualmente Series Temporales<sup>1</sup> y cuya representación proporcionan una visión dinámica de la evolución de la tasa de dosis a lo largo del tiempo. Estas series constan únicamente de dos de las componentes: tendencia y componente errática.

Representando estos mismos valores en histogramas, Fig. 2, en los que se agrupan los valores recogidos en intervalos de  $10^{-3}$   $\mu\text{Sv/h}$ , se obtienen unas representaciones con forma de distribución normal que presentan una prolongación alargada hacia la derecha.

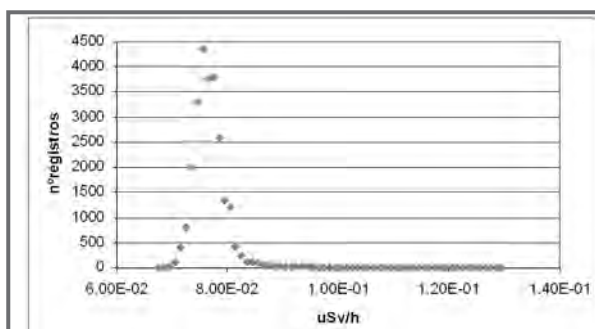


Fig.2: Histograma de la Tasa de dosis de la Estación de Bilbao durante el primer semestre de 2002

A partir del histograma se han calculado ciertos valores estadísticos<sup>2</sup>, como son la media, los cuartiles, la desviación estándar, entre otros.

Tratando de ajustar los valores recopilados a una distribución normal, se determinará la bondad del ajuste mediante el test de  $\chi^2$ .

En este caso las hipótesis de normalidad han sido rechazadas ya que los valores obtenidos mediante el test de  $\chi^2$  son superiores a los esperados.

Continuando con el análisis se ha observado que cuando se producen precipitaciones la tasa de dosis experimenta un cierto incremento y por lo tanto, se ha tratado de analizar si los valores elevados que se habían contemplado en la representación cronológica de la tasa de dosis podían corresponder con periodos de precipitación.

Para ello se ha considerado necesario hacer una diferenciación entre el análisis de la tasa de dosis en Periodo Seco (definido como aquél en el que el valor

de la pluviometría es  $0 \text{ l} \cdot \text{m}^{-2}$  y Periodo Húmedo (aquél en el que hay registro de precipitación). Por tanto, se analizarán por separado la tasa de dosis en Periodo Seco y en Periodo Húmedo.

### **Análisis del Periodo Seco.**

El análisis del comportamiento de la tasa de dosis en periodo seco, lleva a representar los valores en histogramas, Fig. 3, que nuevamente tienen forma de distribución normal.

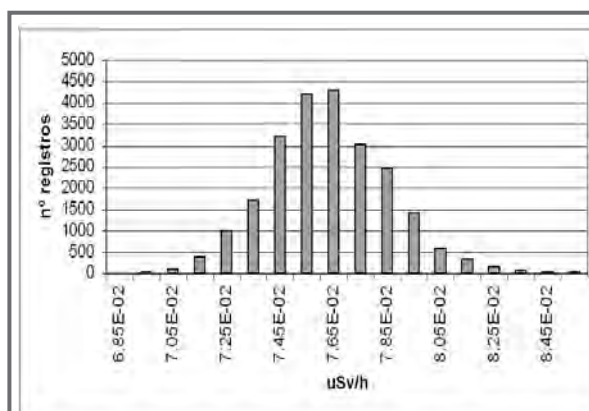


Fig.3: Histograma de la tasa de dosis en periodo seco para el primer semestre de 2002 en la estación de Bilbao.

Nuevamente se tratará de ajustar los valores registrados a una distribución normal, mediante el test de  $\chi^2$  y el test de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors, resultando que para el análisis de la tasa de dosis en periodo seco la hipótesis de normalidad no puede ser rechazada en este caso con un nivel de significación del 5%.

### **Análisis de la tasa de dosis en Periodo Húmedo.**

El punto de partida de esta evolución ha sido nuevamente la representación en orden cronológico de la tasa de dosis y la pluviometría, como se muestra en la Fig. 4, comprobándose que cuando llueve la tasa de dosis experimenta un incremento, aunque la correlación existente entre el incremento que experimentan ambas variables tiene una correlación del  $R^2=0,2$  para todos los casos estudiados.

El aumento de la tasa de dosis al producirse precipitaciones resulta no ser proporcional a la cantidad de precipitación recogida, y por tanto hay que explicar cual es la causa del aumento.

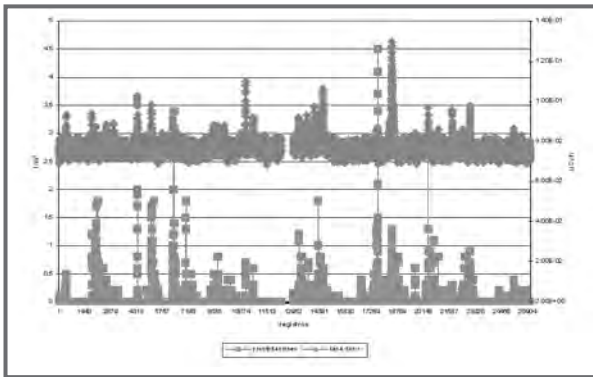


Fig.4: Representación de la Tasa de dosis y Pluviometría de la Estación de Bilbao durante el primer semestre en orden cronológico

Este incremento, explicado en la bibliografía por varios autores como son Ichiji<sup>3</sup>, Fujimoto<sup>4</sup> y Nishikawa<sup>5</sup> entre otros, se debe a que en el proceso de formación de las gotas de agua de lluvia, los descendientes del Radón que hay en el aire, Pb.214 y Bi.214, se adhieren a dichas gotas, y por tanto cuando llueve descienden a la tierra ya sea en forma de gotas de agua, o por arrastre de las partículas de polvo en las que están contenidas.

Debe destacarse también, que estudiando únicamente los intervalos de precipitación superiores a 1,5 horas, se obtiene un ajuste bilogarítmico, similar al estudio realizado por Fijitaka<sup>6</sup>, que justifica el incremento de la tasa de dosis que está relacionado con el tiempo de duración de la precipitación, cuya representación se muestra en la Fig 5.

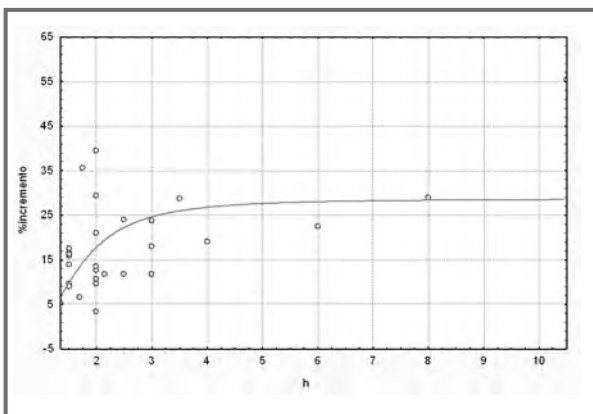


Fig.5: Representación de la Tasa de dosis y el Nivel de Alarma Base en un cierto periodo de tiempo.

La fórmula bilogarítmica correspondiente es:

$$\log y_{max} = A(1 - e^{-B \log t})$$

donde  $y_{max}$  es el tanto por ciento de incremento,  $t$  es el intervalo de tiempo en horas y  $A$  y  $B$  son dos constantes por definir. En este caso el ajuste obtenido es un  $R^2 \approx 0.65$ .

Continuando con el procedimiento establecido para el análisis los datos registrados en periodo húmedo también se han representado sus correspondientes histogramas, comprobando nuevamente que tienen forma de distribución normal y por tanto debe considerarse la hipótesis de normalidad.

Se ha podido aceptar la hipótesis de normalidad en todos los casos excepto en uno de ellos, que no se ajustaba a ningún tipo de distribución conocida.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ya que se ha podido obtener el ajuste a una distribución normal con los valores de la tasa de dosis medidos tanto en periodo seco como en periodo húmedo, se ha podido calcular el Límite Crítico (Lc) de la tasa de dosis empleando la definición de Currie<sup>7</sup>.

Ahora, podría afirmarse que todos los valores que superen dicho límite serán considerados debidos a causas diferentes de la fluctuación estadística del fondo y por tanto ser considerados valores a estudiar.

Se han obtenido los Límites Críticos tanto de los periodos secos, como de los periodos húmedos con los valores recopilados en esos 3 años en las 3 estaciones de la red, considerando una confianza del 99%.

Estos Límites Críticos obtenidos constituyen lo que se va a denominar el Nivel de Alarma Base. Tomando como referencia los Límites Críticos resultantes del año anterior, cuando los valores de la tasa de dosis se están registrando en periodo seco, el límite crítico obtenido para Periodo Seco durante el año anterior es el valor a tener en consideración, mientras que si en un determinado instante comienza a llover, el correspondiente valor de alarma será el límite crítico obtenido para el periodo Húmedo.

En la Fig. 6 se muestra la representación de la tasa de dosis y el correspondiente Nivel de Alarma Base en un intervalo de tiempo, formado por un periodo seco y un periodo húmedo.



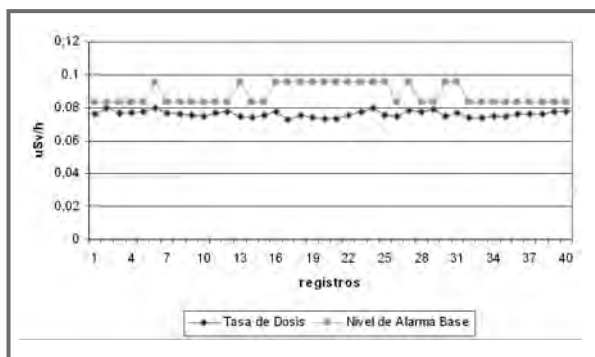


Fig.6: Representación de la Tasa de dosis y el Nivel de Alarma Base en un cierto periodo de tiempo.

## CONCLUSIONES

Tras el análisis efectuado se pueden extraer varias conclusiones:

- Las representaciones de la tasa de dosis en orden cronológico corresponden a series temporales con tendencia horizontal y una componente errática.

- Los histogramas de la tasa de dosis tienen forma de distribución normal pero no se ajustan a una distribución normal.

- Analizando la tasa de dosis en periodo seco (definido éste como el periodo en el que no hay registros pluviométricos) sus valores se ajustan a una distribución normal

- El incremento de la tasa de dosis en periodo húmedo no aumenta de forma proporcional al montante de lluvia caído, ya que la tasa de dosis crece de forma anómala por el descenso de los hijos del Radón.

- En periodos húmedos de duración superior a los 90 minutos, se ha podido establecer un ajuste bilogarítmico entre el incremento de la tasa de dosis y el tiempo que dura la precipitación.

- Las tres estaciones muestran un comportamiento similar en cuanto a distribución normal, siendo Vitoria, el lugar donde más valores atípicos se han

medido durante periodos de precipitaciones. En esta estación normalmente se registran incrementos más acusados que en los otros casos.

- Con respecto a los Límites Críticos obtenidos para el periodo seco en estos 3 años en cada una de las estaciones, hasta la fecha se puede afirmar que se mantiene prácticamente constante. De momento no se puede indicar nada relativo a los Límites Críticos obtenidos en periodos húmedos.

## REFERENCIAS

1.- Young P. , Young T. Environmental Methods of Nonstationary Time-Series Analysis: univariate Methods. Hewitt, C. N. Elsevier Applied Science. London 1992

2.- Peña Sánchez de Rivera, D. Estadística. Modelos y Métodos. 1. Fundamentos. Alianza Editorial. Madrid. 1994.

3.- Ichiji, T. and Hattori, T. editors. "Continuous measurement of Environmental Gamma radiation in Tokyo Using Ge Semiconductor Detector". Publications of IRPA. Hiroshima. IRPA 10. 14 -19 may. 2000

4.- Kenzo Fujimoto, Sadao Shibata and Masaki Torikoshi., editors. "Causes of Exposure Rate increase in the Air and Water Monitoring". Publications of IRPA. Hiroshima. IRPA 10. 14 -19 may. 2000

5.- Nishikawa, T.; Tamagawa, Y. & Miyajima, M. "Analysis of Environmental Gamma-Ray Intensity Increase Due to precipitation using EGS4 Monte Carlo Simulation Code",. Publications of IRPA. Hiroshima. IRPA 10. 14 -19 may. 2000 .

6.- Fijitaka, K., Matsumoto M., Kaiho K. and Abe K. "Effect of Rain Interval on wet deposition of radon daughters". Radiation Protection Dosimetry. No: 45: pags. 333-336. 1992

7.- L. A. Currie. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Analytical Chemistry, 5(3), 35-47, 1937.

# CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE SUELOS CONTAMINADOS CON ESTERILES DE MINERÍA

A. ALVAREZ, N. NAVARRO, C. GASCÓ, E. CORREA

## INTRODUCCIÓN

El CIEMAT está desarrollando desde el año 2000 un plan conocido con el acrónimo PIMIC que significa "Plan Integrado para la Mejora de las Instalaciones del CIEMAT". El alcance de este plan es amplio y una de sus partes incluye la rehabilitación de terrenos con contaminaciones residuales. La mayor parte de estos terrenos contienen estériles de minería del uranio que se produjeron como consecuencia de los procesos desarrollados en la antigua JEN para la obtención de concentrados de uranio.

Estos procesos incluían una etapa inicial cuyo objetivo era la purificación del mineral. Para ello, el uranio era separado del resto de componentes de la matriz mediante métodos físicos y químicos, produciéndose como consecuencia la ruptura del equilibrio radiactivo entre el uranio y sus descendientes. Además de la fracción correspondiente al uranio, en el proceso se generaba un volumen significativo de materiales residuales constituidos por estériles de minería, que contenían aproximadamente el 85% de la actividad existente inicialmente en el mineral debida fundamentalmente a  $^{226}\text{Ra}$ , sus descendientes y  $^{230}\text{Th}$ .

En los últimos años se han realizado en el laboratorio de medidas de Protección Radiológica del CIEMAT (en adelante LMPR) un gran número de análisis con objeto de caracterizar radiológicamente los terrenos con contenido en estériles de minería. Dicha caracterización se ha basado en la medida de  $^{226}\text{Ra}$  mediante espectrometría gamma. Sin embargo una caracterización radiológica completa exige además la determinación de las concentraciones de actividad de  $^{230}\text{Th}$ . Dicha determinación ha sido tradicionalmente realizada mediante espectrometría alfa después de llevar a cabo una separación química del elemento. Sin embargo, el  $^{230}\text{Th}$  presenta una emisión gamma de baja energía (67,67 keV) con una probabilidad de emisión muy baja (0,376%), por lo

que su cuantificación puede realizarse sobre todo en muestras con un contenido de actividad superior al fondo radiactivo natural mediante espectrometría gamma. En este trabajo se comparan y discuten los resultados de concentración de actividad de  $^{230}\text{Th}$  obtenidos en muestras de terrenos del CIEMAT mediante espectrometría alfa y espectrometría gamma.

## EXPERIMENTAL

Las muestras de terreno que habían sido tomadas a distintas profundidades fueron sometidas en el LMPR a un proceso de secado, molienda y adecuación a la geometría de medida de espectrometría gamma seleccionada. El tamaño de muestra elegido fue de 50g, suficiente para realizar la cuantificación de los radionucleidos de interés mediante espectrometría gamma y minimizar a la vez los problemas debidos a la atenuación de la radiación en la propia muestra.

La medida mediante espectrometría gamma se ha realizado con un detector del tipo BEGe de 34% de eficiencia. La adquisición y análisis de los espectros gamma se realiza utilizando el programa Genie-2000. La calibración de los detectores fue realizada utilizando una solución certificada constituida por una mezcla de emisores gamma suministrada por Cerca Framatome ANP (Francia). La corrección por atenuación debida a la diferencia en cuanto a composición y densidad de la muestra a medir y correspondiente a la geometría de calibrado se realizó mediante estimaciones teóricas utilizando el programa LabSOCS (Laboratory Sourceless Object Calibration Software).

La concentración de actividad de  $^{230}\text{Th}$  se ha determinado a partir de sus emisión a 67,67 keV (0,37%). También se ha determinado la concentración de actividad de  $^{234}\text{Th}$  a partir de sus emisiones a 63,3 keV (4.5%) y 92,6 keV (5,57 %).

Una vez realizadas las determinaciones mediante espectrometría gamma, la muestra se sometió a un

proceso de lixiviación ácida con el fin de realizar una extracción de los radionucleidos de interés y un análisis de  $^{230}\text{Th}$  en el líquido lixiviado mediante espectrometría alfa. Dicha determinación exige disponer de un trazador. Aunque la bibliografía recomienda como trazador idóneo el  $^{229}\text{Th}$ , en este caso se ha utilizado el  $^{232}\text{Th}$ , que presenta el inconveniente de tener como impureza el propio  $^{230}\text{Th}$ . Con el fin de realizar las correcciones apropiadas en el cálculo final de la concentración de actividad se analizó previamente el contenido tanto de  $^{230}\text{Th}$  en la disolución de trazador utilizada como el contenido de  $^{232}\text{Th}$  en las muestras analizadas.

La solución ácida obtenida de la lixiviación de la muestra se enrasó en un matraz de 1l, de donde se tomó una alícuota de entre 1-5 ml (dependiendo de la concentración de actividad de la muestra) para realizar la separación química. Para ello se utilizó una resina de intercambio iónico del tipo Bio-Rad AG1X2 en medio nítrico. La elución del torio se realiza en medio clorhídrico y esta fracción se lleva a sequedad y se electrodeposita. A continuación se realizó la medida mediante espectrometría alfa.

El espectrómetro alfa utilizado es el Alpha-analyst de Canberra. Se trata de un equipo con capacidad para alojar diez cámaras de detección, que incluye además ADCs, multicanal y sistema de control de vacío independiente para cada una de ellas. El control del sistema de medida, así como la adquisición y análisis de los espectros, se realiza a través del programa Genie 2000.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos de la medida de  $^{234}\text{Th}$  y  $^{230}\text{Th}$  en algunas de las muestras de terrenos analizadas. De los datos de la Tabla se deduce que la incertidumbre en la determinación de  $^{230}\text{Th}$  mediante espectrometría gamma es elevada, ya que a la suma de las contribuciones a la incertidumbre total habituales en este tipo de determinaciones, como incertidumbre debida a la determinación del área del pico o la debida a la eficiencia del detector en la zona de interés, hay que añadir una contribución importante que es la incertidumbre debida a la probabilidad de la emisión considerada. Todo ello da como resultado que para un factor de cobertura  $k=2$ , el valor de la incertidumbre combinada sea del orden del 30%

Tabla 1. Concentraciones de actividad de isótopos de Torio en las muestras analizadas.

Ref. Muestra	Radionucleido	Concentración de actividad $\text{Bq g}^{-1} \pm 2\sigma$
F-1474 (0-10cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,4 \pm 0,1$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$3,5 \pm 1,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$1,2 \pm 0,2$
M-665 (0-10 cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,6 \pm 0,1$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$8,8 \pm 3,0$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$4,4 \pm 0,5$
M-660 (0-15 cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,6 \pm 0,1$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$10,0 \pm 3,4$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$5,0 \pm 0,6$
F-1475 (10-20 cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,32 \pm 0,09$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$3,4 \pm 1,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$1,1 \pm 0,1$
M-663 (35-40cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,3 \pm 0,1$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$2,9 \pm 1,0$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$2,2 \pm 0,3$
M-664 (40-45 cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,7 \pm 0,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$13,6 \pm 4,4$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$6,5 \pm 0,8$
T-649 (45-50 cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,5 \pm 0,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$19,1 \pm 6,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$17,0 \pm 2,3$
T-647 (55-60cm)	$^{234}\text{Th}$	$0,5 \pm 0,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\gamma)$	$10,9 \pm 3,2$
	$^{230}\text{Th}(\text{E}\alpha)$	$7,2 \pm 0,9$

La baja probabilidad de la emisión gamma del  $^{230}\text{Th}$  unida a su incertidumbre hace muy difícil la determinación de este radionucleido mediante espectrometría gamma en muestras ambientales. Esta técnica de medida sólo puede ser aplicada en muestras que presentan concentraciones de actividad superiores al fondo radiactivo natural.

En la Tabla 1 se muestran también los resultados de concentración de actividad de  $^{230}\text{Th}$  mediante espectrometría alfa. Si se comparan estos resultados con los obtenidos mediante espectrometría gamma se observa que son sensiblemente inferiores.

Esta diferencia se atribuye a la extracción incompleta del radionucleido en el proceso de lixiviación. El rendimiento de este proceso es claramente inferior al que se obtiene en el caso de radionucleidos antropo-

génicos como transuránicos o productos de fisión <sup>1</sup>. Hay que tener en cuenta que las muestras analizadas proceden de terrenos contaminados con estériles de minería. Dichos estériles son restos de minerales y por tanto se trata de matrices que presentan mayor dificultad de extracción y disolución que otros tipos de muestras como suelos y sedimentos. Se tiene previsto en el futuro tratar cantidades de muestra menores para conseguir una solubilización total de las mismas, de manera que sea posible validar la técnica de medida mediante espectrometría gamma como alternativa a la espectrometría alfa para muestras

con concentraciones de actividad del orden de varios Bequerelios por gramo.

#### REFERENCIAS

- (1) Burnett, C.W., Corbett, D.R., Schultz, M., Horwitz, E.P., Chiarizia, R., Dietz M., Thakkar, A., Fern, M. Preconcentration of actinide elements from soils an large volume water samples using extraction chromatography. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 226, 121-127, 1997.

## ESTACIÓN PILOTO DEL CSN PARA LA MEDIDA ESPECTROMÉTRICA EN CONTINUO DE EMISORES GAMMA EN EL AIRE

J.C. SÁEZ VERGARA, C. PARAGES PÉREZ, C. PÉREZ, E. CORREA GARCÉS,  
J. RAMÓN CAMARMA, C. SANCHO LLERANDI

### INTRODUCCIÓN

El Consejo de Seguridad Nuclear (en adelante CSN) y el CIEMAT colaboran desde 1997 en la optimización de la calidad en la explotación de la Red de Estaciones Automáticas de vigilancia radiológica ambiental (REA). Uno de los resultados de dicha colaboración fue la instalación en 1997 de la estación ERA-Madrid en la Estación de Referencia para la medida de dosis y radiactividad ambiental (ESMERALDA) del CIEMAT, estación donde se registran continuamente diversas variables radiológicas y meteorológicas con instrumentación propia del CIEMAT.

El CSN mostró interés por estudiar la ampliación de las capacidades de la REA mediante la incorporación de una estación automática para la medida espectrométrica en continuo de emisores gamma en el aire (EGA) y en 2003 acordó con el CIEMAT la instalación en ESMERALDA de una estación piloto de la futura Red de Espectrometría Gamma Automática, REGA.

La EGA se basa en un detector de Germanio con un sistema mecánico de criogenización que evita la necesidad de usar nitrógeno líquido. El detector se gobierna mediante una electrónica digital portátil, un ordenador personal y programas informáticos comerciales y desarrollados específicamente para la operación de la estación. El aire es muestreado por una bomba y un sistema de filtro de papel de movimiento continuo. Finalmente, la estación dispone de conexión RDSI que permite la comunicación segura con las redes del CSN y CIEMAT.

En este trabajo se describe la instalación inicial y los primeros resultados obtenidos durante la operación de la estación piloto EGA, los cuales indican la capacidad de medida para discernir eventos notifiables son sólo una hora de contaje.

### *Principios de operación de la estación de espectrometría gamma automática, EGA*

El funcionamiento de la EGA consiste en impulsar una muestra de aire mediante una bomba de flujo constante del orden de  $25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  de caudal sobre un filtro de papel continuo que avanza con una velocidad de  $10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  sobre una pieza cilíndrica que es coaxial con un detector de Germanio enfriado con un criogenizador mecánico y operado mediante electrónica digital conectada a un ordenador personal.

El proceso de medida consiste en adquirir un espectro con un tiempo de contaje de una hora, siendo este analizado con una secuencia determinada y almacenando automáticamente tanto los datos como los resultados obtenidos en las bases de datos diseñadas a tal efecto. En función de los resultados obtenidos se decidirá el modo de operación de la estación en el siguiente periodo (Modos Normal y Alarma).

El flujo de aire proporcionado por la bomba se mide cada segundo por lo que el volumen total de aire muestreado se conoce con precisión en cada periodo de medida, pudiendo expresar los resultados de las medidas en actividad por unidad de volumen para cada radionucleido detectado.

### *Componentes de la EGA*

La estación automática de espectrometría gamma en continuo se basa en el sistema 9100 DG de la firma Berthold y contiene los siguientes componentes:

- Detector de Germanio con un sistema mecánico de criogenización que evita la necesidad de usar nitrógeno líquido.
- Electrónica digital portátil que permite la operación del detector y la adquisición y análisis de las señales provenientes del mismo.

- Sistema de muestreo de aire compuesto por una bomba y un sistema de filtro de papel de movimiento continuo.
- Programas informáticos adaptados y desarrollados específicamente para la operación de la estación.
- Ordenador personal para la operación de la estación y la comunicación de datos.
- Conexión RDSI que permite la comunicación segura con las redes del CSN y CIEMAT.
- Servidor de datos remoto instalado en el CSN que recibe los ficheros generados por el ordenador de operación de la estación.

Todos estos componentes se instalaron en Enero de 2003 en la Estación de Referencia para la medida de dosis y radiactividad ambiental (ESMERALDA), donde ya fue instalada en 1997 la estación radiológica ambiental (ERA) de Madrid. La EGA se ubica en la sala de control de ESMERALDA que está dotada de un sistema de aire acondicionado que mantiene la temperatura entre 21 y 26 °C.

### Geometría de detección

La forma del detector de Germanio se puede aproximar por un cilindro que se dispone horizontalmente de modo que su eje coincide con el eje de giro del mecanismo de papel. La geometría de detección consiste en un cilindro interior (detector) rodeado parcialmente por un cilindro exterior (papel) en un sector angular aproximado de 135° desde el punto de entrada del aire situado en la parte superior del conjunto. Entre ambos componentes se interpone otra corona cilíndrica metálica cuya superficie contiene unas ranuras de 10 mm de anchura practicadas regularmente y cuyo objeto es conducir el papel en torno al detector (Figura 1).



Figura 1: Detalle del blindaje del detector, mostrando la ranura de detección en un sector angular de 135° y la entrada del aire en la parte superior.

El papel se mueve de forma continua a una velocidad de 10 mm·h<sup>-1</sup> de modo que se necesitan aproximadamente 24 horas en efectuar el recorrido del papel que es 'visto' por el detector. Esto significa también que la muestra enfrentada al detector corresponde al aire muestreado sobre el filtro de papel en las últimas 24 horas (Figura 2).

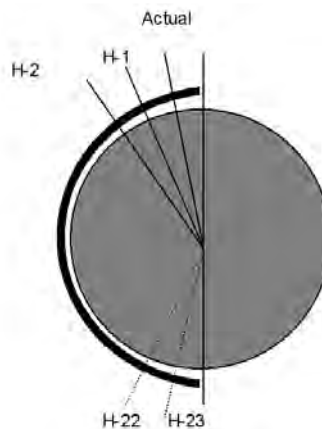


Figura 2: Esquema del avance de papel en torno al detector. Se necesitan unas 24 horas para completar el recorrido alrededor de la apertura del blindaje en torno al detector.

### Control del flujo de aire muestreado y del movimiento de papel

El flujo o caudal nominal de trabajo de la bomba de flujo constante es de 25 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>. En las medidas se monitoriza continuamente el caudal mediante un rotámetro Vortex, que proporciona un tren de pulsos cuya frecuencia es proporcional al caudal de aire. La frecuencia correspondiente al caudal nominal de la bomba es aproximadamente de 1100 Hz. El caudal se mide cada segundo aunque, dado que en ese corto espacio de tiempo el caudal es bastante irregular, se integran éstos valores y sólo se señaliza cuando se produce una bajada de caudal en un periodo de minutos. En la EGA se incluye una tarjeta tipo DAQ, modelo 6601 de National Instrumens, con cuatro contadores independientes de los que se emplean los siguientes:

- Contaje de flujo o caudal : Cuenta los pulsos suministrados por el medidor de caudal.
- Reloj: Genera una señal de tiempo real para determinar el tiempo de medida de pulsos de flujo.
- Pulsador: Simula la señal del medidor de flujo, se emplea solo para mantenimiento, en el caso de que haya un fallo en la medida de flujo.

La tarjeta DAQ permite actuar directamente sobre el mecanismo de avance del papel continuo. Por ejemplo, si ocurriera una alarma o una anomalía en la medida se puede implementar un control para avanzar el papel hasta que sólo se enfrente al detector papel limpio. En éste caso es preciso esperar un tiempo de alrededor de 5 h, hasta que se ha filtrado suficiente volumen de aire (más de 100 m<sup>3</sup>) sobre el papel y la medida que se realiza sea de suficiente calidad.

### **Sistema de medida por espectrometría gamma**

El sistema de medida se basa en un detector de Germanio con una eficiencia de 35% relativa a un detector de NaI:Tl 7.65x7.65 cm. El detector se enfría mediante un criogenizador mecánico que consta de un compresor y un sistema de circulación de Helio, evitando así la servidumbre de emplear Nitrógeno líquido. El detector se monta horizontalmente sobre el eje del blindaje que contiene la apertura de medida.

La electrónica digital empleada es el analizador Inspector 2000 de Canberra que pese a su ligereza y pequeño tamaño realiza todas las funciones de una cadena electrónica tradicional (fuente de alta tensión, preamplificador, conversor analógico-digital, analizador multicanal, adquisición) con la particularidad de que el sistema de adquisición está basado en un proceso digital de la señal.

Se ha desarrollado un programa informático específico para la operación de la estación de espectrometría gamma en aire. El programa controla los dispositivos tarjetas DAQ y el analizador Inspector 2000 y emplea las rutinas de comunicación y análisis espectrales del software Genie 2000 de Canberra.

El programa efectúa control de estabilización digital de la calibración en energía empleando la emisión de 1460 keV de <sup>40</sup>K como referencia. Así, el sistema monitoriza constantemente éste fotopico para determinar si su centroide se desplaza de la ventana de referencia (1460.6±3.0 keV). Si así sucede, el programa varía automáticamente la ganancia del amplificador para devolver el pico a su posición original. Este sistema de estabilización ha demostrado ser muy fiable en unas pruebas preliminares de funcionamiento donde se varió la temperatura

en la sala de la EGA entre 18°C y 50°C, no observándose desplazamientos en el espectro.

Los parámetros de funcionamiento que se monitorizan continuamente por el sistema y que pueden generar señales de aviso sobre las actividades medidas, caudal de la bomba o tracción del papel (atasco o rotura).

La identificación de radionucleidos requiere definir una Librería donde se recojan los radionucleidos de interés. En primera aproximación se ha definido la siguiente Librería:

- Serie natural del Uranio: <sup>234</sup>Th, <sup>234</sup>Pa(m), <sup>226</sup>Ra, <sup>214</sup>Pb, <sup>214</sup>Bi.
- Serie natural del Torio: <sup>228</sup>Ac, <sup>212</sup>Pb, <sup>212</sup>Bi, <sup>208</sup>Tl.
- Otros radionucleidos de origen natural: <sup>40</sup>K, <sup>7</sup>Be.
- Radionucleidos artificiales: <sup>54</sup>Mn, <sup>59</sup>Fe, <sup>58</sup>Co, <sup>60</sup>Co, <sup>65</sup>Zn, <sup>85</sup>Kr, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>131</sup>I, <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>140</sup>Ba, <sup>140</sup>La, <sup>144</sup>Ce

En el modo normal de operación de la EGA, cada hora (tiempo real de conteo: 60 min) se analiza recogiendo el espectro procedente de la porción de papel continuo sobre el que se han depositado las partículas en el aire mediante la aspiración de la bomba en las últimas 24 horas.

Al analizar cada espectro horario, se comprueba si los valores de actividad de cada uno de los isótopos de la librería superan un nivel de alarma prefijado. Si esto no sucede, el sistema continua en el modo de operación normal y se inicia una nueva medida horaria. Si se supera alguno de estos niveles, el sistema entra a funcionar en modo de Alarma pudiendo seleccionar desde el servidor remoto el tiempo de adquisición más adecuado.

Los niveles de alarma se determinan a partir de las recomendaciones existentes en la literatura y de la propia experiencia de operación de la estación del CIEMAT. En principio, se han fijado como niveles de alarma unos valores similares a los niveles de notificación requeridos por el CSN a las instalaciones nucleares españolas, los cuales se basan en una estimación de dosis efectiva a los miembros del público de 100 µSv/año (Tabla 1). Algunos valores de estos niveles expresados en Bq·m<sup>-3</sup> son 0.1 para <sup>144</sup>Ce, 0.2 para <sup>137</sup>Cs ó <sup>60</sup>Co, 0.4 para <sup>131</sup>I, 1.0 para <sup>95</sup>Zr, 2.0 para <sup>65</sup>Zn ó <sup>59</sup>Fe y 4.0 para <sup>54</sup>Mn.

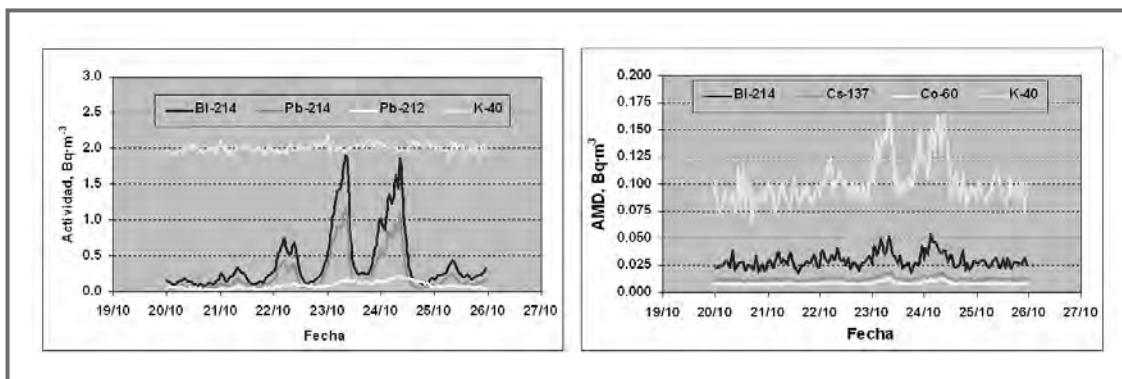


Figura 3: Resultados obtenidos de la operación normal de la EGA, mostrando la sucesión de los 24 espectros horarios que se adquieren cada día.

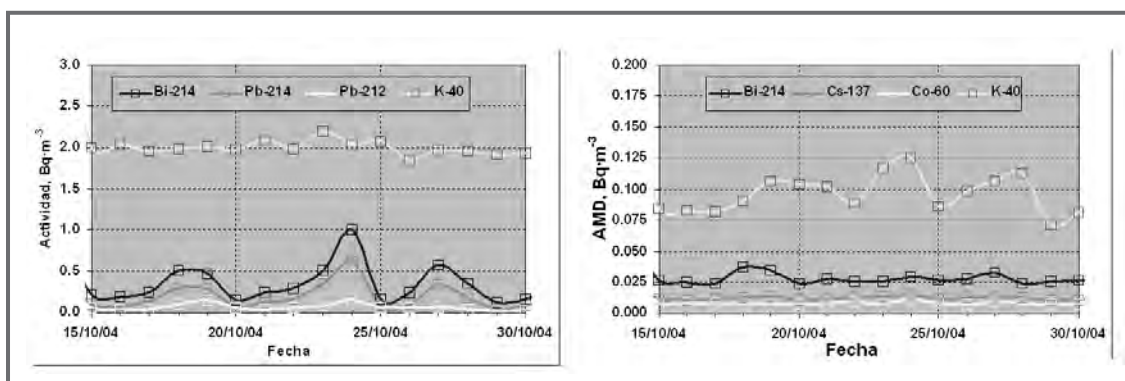


Figura 4: Resultados obtenidos de la operación normal de la EGA considerando el espectro horario tomado a medianoche como representativo de los aerosoles ocurridos en un día.

### Resultados preliminares en operación normal

La Figura 3 muestra la concentración de actividad y la actividad mínima detectable obtenidos como secuencia de los 24 espectros horarios que se realizan cada día. La Figura 4 muestra los resultados del espectro tomado a las 23h de cada día y que se considera representativo de toda la jornada.

Como era de esperar, no se ha detectado ninguna actividad reseñable de isótopos artificiales, obteniendo una actividad mínima detectable del orden de  $0.01 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  para isótopos artificiales, la cual es al menos un orden de magnitud inferior a los niveles de alarma. Las concentraciones de isótopos naturales encontradas son del orden de  $2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  para el  $^{40}\text{K}$  y oscilan entre  $0$  y  $2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  para la serie natural del Uranio, mostrando claramente el conocido ciclo diario debido a la emanación de gas radón desde el suelo de la estación ESMERALDA. También se muestra la actividad medida para la serie natural del Torio ( $^{212}\text{Pb}$ ), aunque en este caso los valores encontrados apenas llegan a  $0.2$

$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Estos buenos resultados invitan a investigar las capacidades de la EGA para aplicaciones subsidiarias como la medida del gas radón y sus descendientes o la capacidad para mejorar substancialmente la resolución temporal del sistema.

### CONCLUSIONES

Se ha puesto en marcha la estación de espectrometría gamma en aire EGA en el CIEMAT. El programa de operación permite configurar los controles del analizador de espectros y monitoriza continuamente un gran número de parámetros de funcionamiento. El programa contempla dos modos de funcionamiento (Normal y Alarma), habiendo desarrollado el método diferencial específico para la evaluación de la actividad en el modo de alarma. Las configuraciones iniciales de la librería de identificación de isótopos y de los valores de los niveles de alarma se han basado en los niveles de notificación requeridos por el CSN a las centrales nucleares españolas.



# PARAMETRIZACIÓN Y MODELIZACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE $^{99}\text{Tc}$ COMO RADIONUCLEIDO IMPORTANTE POR SU CONTRIBUCIÓN A LAS DOSIS EN LAS EVALUACIONES DE BIOSFERA

A. AGÜERO, M. MORALEDA, D. PÉREZ-SÁNCHEZ, C. TRUEBA

## INTRODUCCIÓN

La biosfera es una parte esencial considerada dentro de las evaluaciones de seguridad que se realizan para Almacенamientos Geológicos Profundos (AGP) de residuos radiactivos, dado que la aplicación de los principios y objetivos de la protección radiológica se refiere fundamentalmente al hombre. Su modelización se realiza con el fin de demostrar la seguridad del almacenamiento desde el punto de vista de su impacto sobre el entorno. Por tanto incluye la modelización del comportamiento en cuanto a transporte y acumulación de los radionucleidos en los distintos receptores biosféricos, y la modelización de las vías de exposición al hombre.

El inventario de radionucleidos que se puede almacenar en un repositorio de residuos radiactivos de alta actividad, comprende un rango muy amplio. No todos los radionucleidos contribuyen de forma significativa al posible impacto que se produciría en la biosfera tras su liberación desde el repositorio, ya que presentan distinto comportamiento físico, químico y biológico, propiedades que afectan a su migración y acumulación en los distintos receptores biosféricos.

Tras el análisis de un total de 15 estudios de Evaluación del Comportamiento (nacionales e internacionales) de Residuos Radiactivos de Alta Actividad, considerando tanto escenarios de Referencia como escenarios Alternativos, se seleccionaron para estudios de detalle, dada su importancia en la contribución a la dosis, a través de distintas vías de exposición los siguientes radionucleidos:  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{237}\text{Np}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  <sup>1</sup> y las series del Uranio <sup>2</sup>.

El  $^{99}\text{Tc}$  es un emisor  $\beta$  de largo periodo de semidesintegración ( $2.1 \cdot 10^5$  años), que se produce durante la fisión nuclear. Ha sido identificado potencialmente como uno de los contribuyentes más significativos a la dosis en las evaluaciones del comportamiento de residuos radiactivos de alta actividad <sup>1</sup> debido a su larga vida, su alta movilidad en el medio ambiente (en forma de anión pertecnato ( $\text{TcO}_4^-$ ) (VII) en condiciones oxidantes) y su potencial incorporación en la cadena alimentaria. Comparando con otros radionucleidos de interés radiológico, el  $^{99}\text{Tc}$  se considera generalmente disponible en el suelo.

En el caso de un AGP, considerando evolución normal del sistema, el término fuente a la biosfera se produciría fundamentalmente a través del agua subterránea que puede contaminarse, a largo plazo, por la lixiviación del material almacenado. El agua subterránea sería transportada a través de la geosfera, hasta acuíferos superficiales susceptibles de explotación por medio de pozos o que pueden descargar a cuerpos de agua superficial. El agua para riego de cultivos agrícolas es la vía directa de contaminación considerada y por tanto es el término fuente que se ha seleccionado para la parametrización y modelización del comportamiento de  $^{99}\text{Tc}$  en sistemas suelo-planta, desarrollados en medios graníticos, como se muestra a continuación.

## SELECCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

Para el caso de AGP en formaciones graníticas, se han estudiado las propiedades de los suelos típicos desarrollados sobre materiales graníticos, con el fin

de desarrollar posteriormente los modelos de comportamiento del tecnecio en éstos suelos.

Los parámetros de caracterización con mayor relevancia a efectos de la modelización son el pH, la textura y el espesor de suelo desarrollado.

Los pH típicos de suelos formados en medios graníticos se recogen en la Tabla 1.

pH	Tipo de suelo
4.5-5	Muy fuertemente ácido
5.1-5.5	Fuertemente ácido
5.6-6	Medianamente ácido
6.1-6.5	Ligeramente ácido
6.6-7.3	Neutro

Tabla 1. Rango de pH y tipificación de suelos desarrollados sobre materiales graníticos.

La textura del suelo influye de forma importante en el comportamiento de los radionucleidos, por tanto se ha hecho una recopilación de las granulometrías de los suelos desarrollados sobre rocas graníticas<sup>3</sup> que se presenta en la Tabla 2.

Contenido	Rango	Rango más probable
% arcilla	0-45	5-33
% arena	30-90	60-85
% limo	5-70	10-30

Tabla 2. Contenidos en arcilla, arena y limo típicos de suelos desarrollados sobre materiales graníticos. Las posibles texturas resultantes son: Franco arcillosa arenosa, Franca, Franco arenosa y Arenosa franca

El espesor desarrollado de estos suelos varía en función del clima. Por ejemplo, en climas húmedos puede alcanzar entre 1.20 y 1.80 m y, sin embargo, bajo la influencia de un clima árido el desarrollo del suelo varía aproximadamente entre 10 y 60 cm.

## COMPORTAMIENTO DEL TECNECIO EN SUELOS Y VEGETALES

Suelos ácidos o condiciones anaerobias implican que entre el 60 y el 70 % del tecnecio (reducción de valencia VII a IV) permanece ligado a las partículas de suelo, pudiendo actuar el suelo como un reservorio de tecnecio disponible para la incorporación por los vegetales (ver tabla 3).

La incorporación de tecnecio por los vegetales, fundamentalmente en forma de pertechnetato, está

limitada únicamente por la concentración y disponibilidad del tecnecio en suelo, de acuerdo a esto los factores de transferencia suelo-planta son altos.

Propiedades del suelo	Tc fijado a las partículas del suelo TcO <sub>2</sub> (IV)	Tc móvil (soluble) TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (VII)
Contenido en humedad <sup>4</sup>	Alto	Bajo
Eh <sup>5</sup>	Condiciones anaerobias Eh < 0.15 V (pH 6-8)	Condiciones aerobias Eh > 0.15 V (pH 6-8)
Contenido Materia orgánica <sup>6</sup>	Alto	Bajo (<0.2 %)
Fe y Al presentes <sup>4</sup>	Alta	Baja
Textura <sup>7</sup>	Limosa	Arenosa
pH <sup>8</sup>	bajo (suelos ácidos)	Alto (suelos básicos)

Tabla 3. Parámetros que influyen en la movilidad del tecnecio en suelos.

Los valores del factor de transferencia, que se encuentran en la literatura, varían hasta tres ordenes de magnitud, de 1 a 1000 (Bq Kg<sup>-1</sup> p.s / Bq kg<sup>-1</sup> p.s)<sup>9</sup>. Sin embargo el OIEA<sup>10</sup> recomienda un valor esperable de 5 en cultivos dedicados a alimentación humana y de 20 en pastos. Los factores de transferencia obtenidos en campo presentan, de manera frecuente, valores más bajos que los obtenidos en laboratorio. Las diferencias entre las medidas obtenidas en laboratorio y las obtenidas en campo pueden ser debidas a que en el campo, el <sup>99</sup>Tc se fija más al suelo debido a un contacto más prolongado con dicho suelo, y quizás a la existencia de algunos periodos en los que han prevalecido condiciones anaeróbicas en el campo<sup>9</sup>.

Se ha comprobado experimentalmente, que el tecnecio es muy móvil en el xilema de los vegetales, y puede ser translocado, rápidamente desde la raíz a la parte aérea de estas<sup>9</sup>.

Las pérdidas de actividad parecen estar bastante limitadas, no siendo fácil la eliminación de tecnecio por lavado. Baes<sup>11</sup> ha estimado la tasa de eliminación del TcO<sub>4</sub><sup>-</sup> de la zona de raíces del suelo. La tasa de pérdida se considera función de (a) la velocidad vertical de percolación del agua en el suelo, (b) profundidad de la zona de raíces, (c) densidad, (d) contenido en agua del suelo y (e) valores del coeficiente de distribución sólido-líquido. Utilizando valores medios para todos los parámetros Baes<sup>11</sup> calcula una tasa media constante para el lixiviado de TcO<sub>4</sub><sup>-</sup> de 0 a 15 cm en la zona de raíces del suelo de 2.6/año, lo

que equivaldría a una vida media de permanencia de alrededor de 100 días.

**MODELIZACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL TECNECIO EN SISTEMAS-SUELO PLANTA**

Se han considerado dos casos en la modelación para explorar las implicaciones de las variaciones en el comportamiento redox del tecnecio en los suelos y los valores del coeficiente de distribución sólido/líquido que determinan la concentración en el suelo del tecnecio en el largo plazo.

El tipo de suelo, no corresponde a ningún tipo específico, únicamente se ha considerado una textura de tipo franca, con base en las posibles texturas que tendría un suelo desarrollado sobre materiales graníticos<sup>3</sup>.

En el primer caso, el componente "suelo" del sistema se representa en el modelo a través de un único compartimento, como se hace generalmente en las evaluaciones del comportamiento a largo plazo. Este caso lo denominamos "single soil layer" (SSL). En el segundo caso, el componente "suelo" del sistema se representa por medio de dos compartimentos en el modelo. Este caso se denomina "two soil layers" (TSL). El compartimento superior del suelo se supone que presenta condiciones aerobias, lo que se corresponde con una selección de un rango de valores para el coeficiente de distribución sólido/líquido de  $2.9 \cdot 10^{-6} - 2.8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ <sup>12</sup>. Las características asignadas a la función de distribución de probabilidad (PDF) que se distribuye de acuerdo a una lognormal son  $\mu = 3.3 \cdot 10^{-5}$  y  $\sigma = 3$ . En el compartimento inferior del suelo se supone que prevalecen las condiciones anaerobias, lo que se corresponde con una selección de valores del coeficiente de distribución sólido/líquido para el Tc de  $3 \cdot 10^{-4} - 8.6 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ <sup>4,8</sup>. Los parámetros que definen la lognormal son  $\mu = 1.7 \cdot 10^{-2}$  y  $\sigma = 3$ .

En ambos casos se consideran dos posibles términos fuente de entrada de <sup>99</sup>Tc al suelo, con idéntico balance de aguas, (i) riego con aguas contaminadas, utilizando un pozo de extracción y; (ii) ascenso de aguas subterráneas contaminadas. Cada término fuente se considera constante en el tiempo, con una concentración de 1 Bq m<sup>-3</sup> de <sup>99</sup>Tc en el agua.

Los procesos de transporte que se consideran son infiltración (este es el único proceso actuante en el

caso del SSL), ascenso de agua por capilaridad y percolación (en el caso de TSL).

Estos procesos se plantean en forma de ecuaciones diferenciales en las que las transferencias de actividad entre los componentes del sistema se representan a través de procesos lineales. Las tasas de transferencia y su representación matemática serían:

**Infiltración**  $\lambda_{inf} = \frac{R_{ain} + I_{rri} - E_{TP}}{R \cdot d_{top} \cdot \theta \cdot \epsilon}$

**Capilaridad**  $\lambda_{cap} = \frac{C_{rise}}{R \cdot d_{deep} \cdot \theta \cdot \epsilon}$

**Percolación**  $\lambda_{per} = \frac{R_{ain} + I_{rri} - E_{TP}}{R \cdot d_{deep} \cdot \theta \cdot \epsilon}$

donde, R<sub>ain</sub> Precipitación (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>); Irri Riego de los cultivos (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>); ETP Evapotranspiración potencial (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>); Crise Ascenso por capilaridad (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>); d<sub>top</sub> Espesor de suelo superficial (m); d<sub>deep</sub> Espesor de suelo profundo (m); R Factor de retardo

$$R = 1 + \frac{(1 - \epsilon) \rho_g \cdot K_d}{\theta \cdot \epsilon}; \rho_g \text{ g Densidad de grano (kg m}^{-3}\text{); } K_d \text{ Coeficiente de distribución sólido/líquido (m}^3 \text{ kg}^{-1}\text{); } \bar{\theta} \text{ Contenido volumétrico en humedad } \epsilon(-); \text{ Porosidad total } (-)$$

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La resolución de los sistemas de ecuaciones se realiza con el código AMBER<sup>12</sup>. Las concentraciones de <sup>99</sup>Tc que se alcanzan en el equilibrio y sus respectivos tiempos de equilibrio, para ambos términos fuente y ambos modelos, se resumen en la Tabla 4.

Modelo	Término fuente	Capa de suelo para cálculos de la concentración	Valor de la mediana (Bq kg <sup>-1</sup> )	Tiempo equilibrio (años)
SSL	Riego	Una capa	1.03E-03	300
	Ascenso capilaridad	Una capa	1.84E-04	350
TSL	Riego	Suelo superficial	2.15E-04	28000
		Suelo profundo	1.56E-01	9100
	Ascenso capilaridad	Suelo superficial	7.96E-06	64000
		Suelo profundo	2.79E-02	8200

Tabla 4. Resumen de resultados obtenidos para ambos modelos.

La comparación de resultados para los dos términos fuente en el caso del modelo de una única capa (SSL) donde se considera la misma concentración de actividad en agua, resalta la importancia de contar con una estimación adecuada de la cantidad de agua contaminada que se aporta al suelo en las predicciones que se hacen en el largo plazo.

- En el caso del término fuente por riego, los valores de concentración de  $^{99}\text{Tc}$  en el equilibrio, son cinco veces más altos en el modelo de una sola capa (SSL) que en el suelo superficial en el modelo de dos capas (TSL), aunque los correspondientes tiempos de equilibrio son significativamente distintos. Esto implica que para los tiempos más cercanos, el modelo de una sola capa (SSL) produce resultados que provocarían una sobre-estimación de las dosis por ingestión en el caso del  $^{99}\text{Tc}$ .

- Con el modelo de dos capas (TSL) es posible considerar la distribución de la concentración de  $^{99}\text{Tc}$  con la profundidad del suelo. La capa profunda de suelo actúa como un sumidero temporal de  $^{99}\text{Tc}$ . Esta acumulación de  $^{99}\text{Tc}$  en el suelo profundo podría ser reversible en el futuro, debido, por ejemplo a pérdidas de suelo superficial por erosión y entonces el suelo profundo actuaría como una nueva fuente de  $^{99}\text{Tc}$ . En este caso el modelo de una sola capa (SSL) daría una estimación menor de las dosis producidas por  $^{99}\text{Tc}$ .

- En el caso del término fuente debido a ascenso de aguas contaminadas por capilaridad, la concentración en el suelo superficial del modelo TSL es veinticinco veces inferior que en el caso de considerar una sola capa de suelo (SSL), esto implica diferencias en la incorporación de  $^{99}\text{Tc}$  a los cultivos y a la dosis final por ingestión. El modelo de una sola capa (SSL) tendería a sobre estimar las dosis para tiempos cercanos.

- Al igual que ocurre en el término fuente por riego, las diferencias en los tiempos de equilibrio son bastante importantes. El modelo de dos capas (TSL) parece ofrecer una mejor representación de las implicaciones de la acumulación en el suelo profundo de  $^{99}\text{Tc}$  en el largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a ENRESA la financiación recibida, a través del acuerdo CIEMAT-ENRESA n 96/146.

## REFERENCIAS

1.- Pinedo, P., Agüero, A. Contribuyentes principales a la dosis potencial debida a almacenamientos geológicos profundos. *RADIOPROTECCIÓN*. Número especial. Septiembre 2000, 56-58.

2.- Agüero, A. Performance assessment model development and parameter acquisition for analysis of the transport of natural radionuclides in a Mediterranean watershed. *The Science of the Total Environment*. 2005 (In press).

3.- Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría General de Medio Ambiente. 1996

4.- Sheppard, S C., Sheppard, M I., Evenden, W G. A novel method used to examine variation in Tc sorption among 34 soils, aerated and anoxic. *Journal of Environmental Radioactivity* 11, 215-233, 1990.

5.- Bell, J N B., Burne, H.S., Butler, A.P., Johnston, P.M., Minski, M.J., Whether, H.S., Shaw, G., Wadey P., Degnan, P.J. Radionuclide Transport Above a Near-Surface Water Table: Lysimeter Experiments, Data and Modelling. NIREX Science Report. March 1999.

6.- Meinken, G. Technetium behavior and recovery in soil. Report from Brookhaven National Laboratory n. 62958. 1995.

7.- Sheppard, M I., Thibault, D H. Default solid/liquid partition coefficients,  $K_{ds}$ , for four major soil types: a compendium. *Health Physics*, 59 ( 4), 471-482, 1990.

8.- Tkac, P., Kopumec, R. Technetium sorption on soils. Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, 10-14 September 2000.

9.- Bennett, R., Willey, N. Soil availability, plant uptake and soil to plant transfer of  $^{99}\text{Tc}$ - A review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65, 215-231, 2003.

10.- Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments". Technical Reports Series No. 364. International Atomic Energy Agency. Vienna, 1994.

11.- Baes III, C.F., Sharp, R.D. A Proposal for Estimation of Soil Leaching and Leaching constants for Use in Assessment Models. *Journal of Environmental Quality* 12, 17-28. 1983.

12.- AMBER 4.4 Reference Guide. Enviro Ltd July 2003.



# ACTIVIDAD DE APOYO PARA EL TRATAMIENTO DE PERSONAS CONTAMINADAS COMO CONSECUENCIA DE ACCIDENTES RADIOLÓGICOS

M.A. MORCILLO, D. CEBRIÁN, A. REAL, A. DELGADO

## INTRODUCCIÓN

En situaciones accidentales en las que puede tener lugar una contaminación interna de las personas, es crucial eliminar el radionucleido del organismo lo antes posible con el fin de disminuir el riesgo para la salud humana derivado de dicha contaminación. La reciente preocupación sobre posibles actividades terroristas con potenciales liberaciones de radionucleidos subraya la necesidad de desarrollar métodos para tratar, tan rápido como sea posible, a miembros del público.

Cuando se produce una liberación de material radiactivo éste puede ser inhalado (en forma gaseosa o en partículas) y cierta cantidad ser ingerida debido al desplazamiento de las partículas hacia la boca por el movimiento ciliar en el sistema bronquial. El material radiactivo también puede llegar al tracto gastrointestinal al ingerir alimentos contaminados o como consecuencia de la propia contaminación de la zona bucal. Además, no hay que descartar que las heridas producidas en las personas afectadas puedan contener trozos de metralla contaminados, producidos al destruirse el artefacto empleado. Sin duda, el tratamiento más adecuado en este caso es la extracción quirúrgica de la metralla tan pronto como sea posible. Respecto a los radionucleidos que estén en el tracto gastrointestinal, lo inmediato es incrementar el tránsito intestinal para favorecer la excreción del radionucleido (por ejemplo con el uso de un laxante). Existen además algunos fármacos que se unen a los radionucleidos en el tracto gastrointestinal, impidiendo que éstos se absorban (azul de Prusia con cesio y talio). Una vez que los radionucleidos acceden a circulación sistémica (ya sea por inha-

lación o absorción desde el tracto gastrointestinal), se puede intentar impedir su incorporación al órgano diana mediante diversos métodos: Utilizar yodo potásico no radioactivo para bloquear la incorporación de Yodo radioactivo al tiroides, cambiar el estado químico del elemento a uno menos tóxico (por ejemplo alcalinizar la orina con bicarbonato sódico para excretar uranio), utilizar diuréticos para promover la excreción urinaria del elemento radioactivo (por ejemplo tras una contaminación con tritio) o utilizar agentes quelantes para favorecer la excreción urinaria de ciertos elementos (Ca-DTPA y Zn-DTPA para plutonio y americio) <sup>1-3</sup>.

## ACTIVIDAD DE APOYO "TIARA"

Las decisiones sobre el tratamiento médico a seguir con los miembros del público tras cualquier acto terrorista ("bombas sucias" o actos malintencionados similares), representan escenarios totalmente nuevos si se comparan con un accidente en, por ejemplo, la industria nuclear, en el que el número de trabajadores que puede verse afectado es pequeño y los expertos médicos se encuentran cercanos al lugar del incidente. La posibilidad de un acto terrorista que conlleve la liberación de sustancias radiactivas hace que se pueda requerir la intervención de médicos que normalmente nunca han tenido ocasión de tratar a pacientes con una contaminación interna de radionucleidos. Además, en estas situaciones el número de personas afectadas puede ser numeroso.

En este contexto surge la Actividad de Apoyo TIARA (Treatment Initiatives After Radiological Accidents), financiada por la Comunidad Europea dentro de la acción preparatoria sobre "Incremento del potencial

industrial europeo en el ámbito de la investigación sobre la seguridad” (Convocatoria PASR-2004), que tiene como objetivo fomentar la seguridad europea a través de la investigación y la tecnología. En este proyecto, que está coordinado por el Commissariat à l’Energie Atomique y que ha comenzado recientemente (marzo de 2005, con una duración de dos años), participan ocho instituciones, entre las que se encuentra el CIEMAT, pertenecientes a seis países europeos. Las instituciones que integran el consorcio son: Commissariat à l’Energie Atomique (CEA, Francia), Centrum för strålningsmedicin Karolinska Sjukhuset (CSM, Suecia), Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT, España), National Radiological Protection Board (NRPB, Reino Unido), Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (FZK, Alemania), Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK, Finlandia), Institute of Naval Medicine (INM, Reino Unido) y Statens Rådningssverk (SRSA, Suecia).

Entre los participantes en TIARA se encuentran médicos implicados en tratamientos de decorporación o en otro tipo de emergencias, expertos en la estimación de dosis e investigadores en temas de relevancia para la Actividad de Apoyo.

El objetivo de TIARA es constituir una Red Europea que pueda contribuir a mejorar la gestión de una crisis tras la dispersión malintencionada de radionucleidos en un lugar público. Para ello será necesario:

- Conocer los radionucleidos y las formas químicas en las que éstos se encuentran, que pudieran dispersarse tras la detonación de una “bomba sucia” o cualquier otro dispositivo de dispersión malintencionada de material radioactivo. Las formas químicas que mayoritariamente se esperan son óxidos, o material soluble mezclado con otros residuos. En TIARA participan expertos en el tratamiento de seres humanos, en estudios experimentales y grandes conocedores de la literatura científica, lo que va a permitir evaluar adecuadamente la biocinética de los materiales en cuestión. También se considerará la variabilidad en el comportamiento biocinético de formas químicas específicas tales como óxidos de uranio, plutonio, torio y otros elementos que pudieran utilizarse en la fabricación de “bombas sucias”.
- Evaluar las dosis radiológicas sobre las cuales se tomará la decisión de si es necesario o no rea-

lizar algún tipo de tratamiento. Algunos de los participantes en TIARA han trabajado en estudios financiados por la UE como el proyecto OMINEX, diseñado con el objetivo de optimizar la vigilancia radiológica desde el punto de vista de la metodología y la relación coste/efectividad.

- Estudiar diferentes grupos de edades (adultos y niños), y también casos especiales como las mujeres embarazadas.

La información obtenida en los tres puntos anteriores contribuirá a que como resultado de TIARA se pueda:

- (i) Proporcionar orientación sobre la estimación de dosis.
- (ii) Valorar la eficacia de los tratamientos de decorporación de la contaminación interna a miembros del público.
- (iii) Prever las necesidades operacionales para el tratamiento de las personas afectadas en situaciones de exposiciones masivas.
- (iv) Realizar un seguimiento del desarrollo científico y tecnológico en las investigaciones que se realicen sobre nuevos tratamientos.

En definitiva todo ello permitirá desarrollar una extensa Red Europea que proporcione información, contribuya a la racionalización de los tratamientos de decorporación y asesore a programas europeos de investigación en los que puedan existir deficiencias aparentes.

## PLAN DE TRABAJO

El proyecto TIARA está compuesto por cuatro grupos de trabajo, si bien uno de ellos está centrado en las tareas de gestión del proyecto. Los otros tres grupos de trabajo, en los cuales participa el CIEMAT, son:

- “Seguimiento de los desarrollos científicos y tecnológicos”. Se revisarán las bases científicas y las iniciativas tecnológicas del tratamiento de los trabajadores y de los miembros del público en situaciones de dispersión de radionucleidos como consecuencia del uso de “bombas sucias”, o de un accidente industrial de relevancia. Ello

permitirá implementar los elementos necesarios para elaborar una guía de intervención en el ámbito europeo para el tratamiento de personas contaminadas. Así mismo, se revisarán los datos existentes en la literatura sobre los tratamientos actuales con elementos químicos de interés tanto en animales de laboratorio como en humanos, usando sustancias que en la actualidad están aceptadas para el tratamiento de personas contaminadas, por ejemplo DTPA. Además, se recogerá información suministrada por los jefes de servicios médicos, sobre los protocolos a utilizar y la eficacia de éstos.

- "Emergencias". Esta actividad tiene como objetivo final desarrollar una red de emergencias en relación con las acciones de esta propuesta y su integración en la red de emergencias europea. El trabajo consistirá en analizar la red de emergencias europea existente y la manera de integrar en ella la nueva red creada en la propuesta. Así mismo, se evaluarán las necesidades de existencias de fármacos para el tratamiento de personas contaminadas, aportando información sobre las cantidades a almacenar, los lugares de la Unión Europea más adecuados para el almacenamiento y como distribuirlos en caso de emergencia.
- "Elaboración y difusión de una guía práctica". El objetivo de esta actividad es elaborar un "folleto de bolsillo" sobre la valoración de dosis, opciones de tratamiento y la eficacia de los tratamientos para las formas químicas más importantes de aquellos radionucleidos que puedan estar implicados en la utilización de "bombas sucias" o en accidentes industriales relevantes. El folleto estará dirigido principalmente a jefes de servicios médicos. Destacar que el folleto contemplará la evaluación de la dosis, uno de los aspectos más importantes en el proceso de toma de decisiones y dará consejo sobre los diferentes niveles de dosis en los que se considera que el tratamiento es inadecuado, deseable o necesario. En los últimos casos se proporcionará información sobre las dosis de la sustancia, la eficacia esperada y la duración del tratamiento. El "folleto de bolsillo" tendrá un tamaño de alrededor de 30-40 páginas.

Con este folleto se pretende ayudar a los jefes de servicios médicos y a otros científicos implicados en el tema, a tomar las decisiones adecuadas sobre el tratamiento de personas que hayan sufrido contaminación interna como consecuencia de la liberación de material radiactivo.

En definitiva, TIARA aportará información que permitirá llenar el vacío actualmente existente sobre la respuesta frente a emergencias que afectan al público en general o a una población de trabajadores grande. La mayoría de las publicaciones de organizaciones internacionales sobre evaluación de dosis están diseñadas para médicos "expertos" y se refieren a exposiciones ocupacionales de un número reducido de trabajadores.

En TIARA no se pretende desarrollar estándares nacionales, sino contribuir a la armonización de los servicios médicos de la Unión Europea, y de cualquier otra parte del mundo, en el proceso de toma de decisiones: cuando son necesarios los tratamientos, si el tratamiento se lleva a cabo que cosas son necesarias, cual sería su duración y su eficacia esperada, y como se puede asegurar que el público recibe dosis bajas. Puesto que la dispersión de radiactividad puede ser "tras-fronteriza" esta armonización será importante en circunstancias en las que se requiera ayuda médica por parte de otros países.

## REFERENCIAS

- 1.- Decorporation of radionuclides from de human body. Edited by MH Henge-Napoli, GN Stradling, and DM Taylor. Rad. Prot. Dosimetry, 87, 157, 2000.
- 2.- Marcus, C.S.. Administration of decorporation drugs to treat internal radionuclide contamination. RSO Magazine, 9(5), 2004.
- 3.- Ménétrier, F., Grappin, L., Raynaud, P., Courtay, C., Wood, R., Jussineau, S., List, V., Stradling, G.N., Taylor, D.M., Bérard, Ph., Morcillo, M.A., Rencova, J. Treatment of accidental intakes of plutonium and americium : Guidance notes. Applied Rad. Isotopes, 62, 829-846, 2005.

# ESTIMACIÓN DE LA SENSIBILIDAD RADIOLÓGICA DE LOS SISTEMAS AGRÍCOLAS PENINSULARES

C. TRUEBA, R. MILLÁN, T. SCHMID

## INTRODUCCIÓN

La respuesta que muestra un suelo ante una situación de contaminación accidental debida al depósito de  $^{137}\text{Cs}$  y de  $^{90}\text{Sr}$ , es lo que se define como sensibilidad radiológica de los suelos. Ésta, medida en términos de potencialidad de transferencia de los contaminantes depositados en el suelo a los cultivos, se estima atendiendo exclusivamente a las propiedades edafológicas de los mismos.

La metodología desarrollada por CIEMAT <sup>1</sup> para estimar la sensibilidad radiológica de los suelos, se ha aplicado a los distintos tipos de suelo Peninsulares lo que ha permitido categorizarlos mediante la asignación de unos índices, representativos de su potencialidad de transferencia de la actividad depositada a los cultivos. La categorización, facilita, por tanto, la identificación de aquellos suelos que potencialmente transferirían más.

Los sistemas agrícolas están formados tanto por el suelo como por los distintos usos asociados al mismo<sup>2</sup>. La estimación de la sensibilidad radiológica de los sistemas agrícolas Peninsulares, parte de la categorización de los suelos, de acuerdo con su sensibilidad radiológica, sobre la que es necesario evaluar la influencia que ejercen los distintos cultivos o usos agrícolas, ya que algunos de ellos tienden a absorber la contaminación más que otros. Se trata en definitiva de identificar los binomios suelo-uso del suelo que, potencialmente, transferirían una mayor proporción de la contaminación a través de la cadena alimentaria, identificando, por tanto, aquellas áreas radiológicamente más sensibles y por ello susceptibles de una actuación de recuperación prioritaria en caso de contaminación accidental <sup>2</sup>.

El objetivo final de la estimación de la sensibilidad radiológica de los sistemas agrícolas peninsulares, será mejorar los planes de emergencia, al poderse predecir,

que suelos y que cultivos asociados generarían un mayor impacto radiológico a la población, facilitando así las actuaciones de intervención prioritarias.

Para definir los sistemas agrícolas Peninsulares, es necesario integrar a los distintos tipos de suelo ya caracterizados y categorizados según su sensibilidad radiológica, sus usos del suelo específicos, e incorporar los procesos de transferencia suelo-planta con el ánimo de conjugar la sensibilidad radiológica de los primeros con la capacidad de absorción de la contaminación de los segundos<sup>2</sup>.

## TIPOS DE SUELO

La caracterización de un suelo supone conocer sus propiedades edafológicas y los valores que estas muestran. La caracterización de los distintos tipos de suelos Peninsulares se ha realizado a partir de una amplia recopilación bibliográfica de perfiles de suelo, procedente mayoritariamente, de proyectos técnicos, trabajos científicos y tesis doctorales. De estas diversas fuentes, se han recopilado cerca de 2.500 perfiles de suelo que ha sido necesario analizar <sup>2</sup>, con el fin de normalizar y homogenizar todos sus datos antes de su incorporación a una base de datos <sup>3</sup>. Ésta se ha diseñado para identificar los distintos tipos de suelos Peninsulares y los valores de sus propiedades edafológicas y que, tras el control de calidad al que se ha sometido toda la información, consta de 2.176 perfiles de suelo.

La representatividad de los perfiles se basa en el Mapa de Suelos de la Comunidad Europea a escala 1:1.000.000 <sup>4</sup>, que se encuentra en soporte digital y tiene una escala adecuada para representar los suelos a nivel Peninsular. La Tabla 1 muestra los grandes grupos de suelos presentes en la Península según la leyenda del mapa, que está basada en la de la FAO-UNESCO del año 1974 y su frecuencia medida en distribución porcentual de celdas de 5 x 5 km<sup>2</sup>.



Tipo de suelo	Frecuencia (% de celdas)
Cambisoles	71,97
Fluvisoles	5,76
Luvisoles	6,10
Xerosoles	3,96
Vertisoles	2,10
Planosoles	1,78
Ranker	4,54
Litosoles	2,36
Arenosotes	0,85
Solonchak	0,33
Podzoles	0,22
Histosoles	0,06
Andosoles	0,03

Tabla 1. Tipos de suelo Peninsulares y su frecuencia.

La metodología de evaluación de la sensibilidad radiológica de los suelos, se aplica sobre los perfiles de la base de datos, obteniéndose resultados puntuales. La categorización de los distintos tipos de suelo Peninsulares, en función de su sensibilidad radiológica, se realizará por medio de la distribución espacial de los resultados obtenidos, utilizando como cartografía base el Mapa de Suelos de las Comunidades Europeas 1:1.000.000.

Las figuras 1 y 2 muestran, la categorización de los suelos Peninsulares en función de su sensibilidad radiológica global al <sup>137</sup>Cs, y <sup>90</sup>Sr, respectivamente.

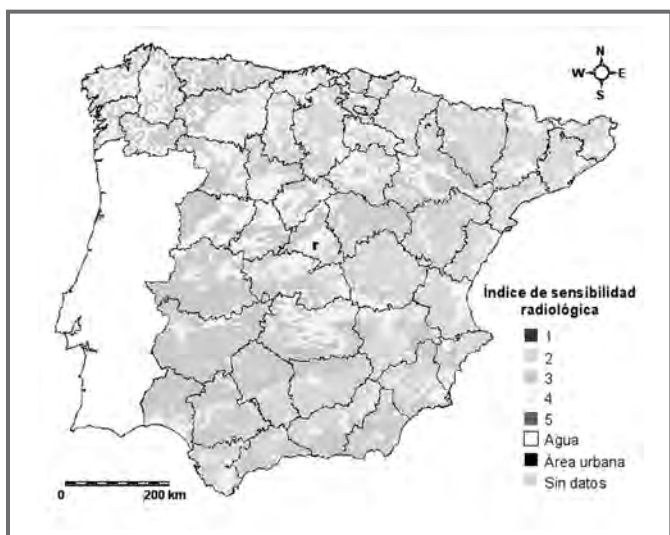


Figura 1. Sensibilidad radiológica global al <sup>137</sup>Cs.

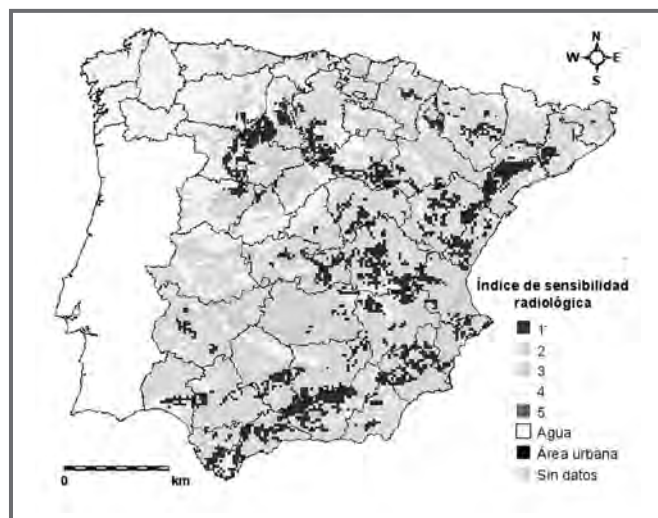


Figura 2. Sensibilidad radiológica global al <sup>90</sup>Sr.

### USOS DEL SUELO

De entre las informaciones de referencia más utilizadas en nuestro país, acerca de la distribución general del suelo según usos y aprovechamientos, conviene destacar los Anuarios de Estadística Agraria publicados por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPYA). El principal activo de estos anuarios es que la información estadística viene dada tanto a nivel Nacional como desagregada por Provincias y Comunidades Autónomas. La última versión publicada del Anuario<sup>5</sup>, se encuentra disponible en soporte digital si bien la información no está georreferenciada, lo que dificulta la integración de los usos a los distintos tipos de suelos Peninsulares, que sí lo están.

Se han consultado otras fuentes estadísticas acerca de los usos del suelo, entre las que destaca el programa CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) que presenta toda su información georreferenciada, lo que supone una ventaja en su utilización para la identificación de los sistemas agrícolas Peninsulares

Una de las principales tareas llevadas a cabo en el marco del programa, consistió en el establecimiento de un inventario digital sobre los usos del suelo. La nomenclatura CORINE<sup>6</sup> considera 44 clases de usos del suelo agrupados en una jerarquía de tres niveles, siendo las categorías del nivel 1 o nivel principal, las correspondientes a superficies: artificiales, agrícolas, forestales y seminaturales, de humedales y de aguas.

A los tres niveles definidos en la nomenclatura, idénticos en el ámbito la Unión Europea, cada país puede añadir dos niveles jerárquicos más de acuerdo con sus prioridades o características particulares. En el caso de España, la nomenclatura CORINE llega a alcanzar los cinco niveles jerárquicos de ocupación del suelo para algunos usos, al considerar, entre otros, cultivos en regadío, frutales y cítricos, y 64 clases de usos en total <sup>7</sup>.

La comparación realizada entre los datos aportados por el Anuario y los que presenta CORINE <sup>2</sup>, justifican la utilización de ésta última.

### INTEGRACIÓN DE LOS TIPOS DE SUELO PENINSULARES Y SUS USOS

La integración en una base de datos conjunta de los distintos tipos de suelos Peninsulares y sus usos ha requerido la previa adaptación a formato raster, en malla de 5 x 5 km<sup>2</sup>, de los usos del suelo definidos en el programa CORINE <sup>8</sup>.

Los resultados de la integración muestran que atendiendo al uso del suelo, el mayoritario corresponde a las superficies agrícolas con un 51,29%, seguido de las superficies forestales y seminaturales con un 46,03%.

Tipo de suelo	Distribución del uso agrícola (%)	Importancia sobre la totalidad del uso agrícola (%)
Cambisoles	34,91	68,06
Fluvisoles	4,27	8,32
Luvisoles	4,21	8,21
Xerosoles	2,77	5,40
Vertisoles	1,52	2,96
Planosoles	1,31	2,55
Ranker	0,99	1,93
Litosoles	0,58	1,13
Arenosotes	0,30	0,58
Solonchak	0,24	0,46
Podzoles	0,07	0,13
Histosoles	0,04	0,07
Andosoles	0,01	0,02
Total	51,29	100

Tabla 2. Distribución porcentual del uso agrícola según tipo de suelo; importancia de los mismos sobre la totalidad del uso agrícola.

Los tipos de suelo con mayor porcentaje de uso agrícola corresponden a los Cambisoles, tal y como se resume en la Tabla 2, lo cual es lógico teniendo en cuenta su fuerte dominancia en la Península, seguidos con mucha menos representación de los Fluvisoles y los Luvisoles. En dicha tabla se recoge también la importancia de estos tipos de suelo sobre la totalidad de la superficie agrícola Peninsular.

Los usos del suelo más importantes por su distribución superficial son las tierras de labor en secano con un 21,54% de la superficie, los terrenos principalmente agrícolas pero con importantes espacios de vegetación natural que suponen un 5,81% de la superficie, los sistemas agroforestales con un 4,52% y los cultivos herbáceos en regadío con el 4,45% de la superficie Peninsular. El conjunto de estos usos supone el 32,36% del uso agrícola total.

### FACTORES DE TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA

Una vez identificados los sistemas agrícolas Peninsulares mediante la integración de los distintos tipos de suelo y sus correspondientes usos, la influencia de éstos sobre la sensibilidad radiológica de aquellos se evalúa por medio de los llamados factores de transferencia suelo-planta.

El factor de transferencia suelo-planta relaciona la concentración del radionucleido en las partes comestibles de la planta, con la concentración existente en el suelo. Se trata de un parámetro, medido experimentalmente, que pretende englobar todos aquellos procesos involucrados en la contaminación radicular de los cultivos <sup>9</sup>. La relación se realiza entre la concentración media del radionucleido (Bq kg<sup>-1</sup> peso seco) en el tejido de la planta, respecto a la media de la concentración del radionucleido (Bq kg<sup>-1</sup> peso seco) en el suelo <sup>10</sup>.

Los factores de transferencia son específicos de un tipo de suelo, y de un cultivo o grupo de cultivos concreto. En la bibliografía, los distintos tipos de suelos se encuentran clasificados, de acuerdo con la textura y el contenido en materia orgánica, en cuatro grandes grupos que son los suelos arenosos, francos, arcillosos, y orgánicos. Al estar los suelos Peninsulares ya caracterizados, se conocen sus texturas y contenidos en materia orgánica, lo que facilita la asignación de cada tipo de suelo a su correspondiente grupo textural. En cuanto a los cultivos, conviene señalar que CORINE define usos del suelo

genéricos, lo que hace necesario asignar, a cada uno de ellos, un cultivo o grupo de cultivos para poder aplicar el factor de transferencia suelo-cultivo más adecuado. La elección del cultivo o grupo de cultivos más representativo del uso del suelo del que se trate, está basado en las propias alternativas de cultivo y en las rotaciones más características de los sistemas agrícolas Peninsulares <sup>5</sup>.

A falta de valores de factores de transferencia específicos para los sistemas agrícolas Peninsulares, se han tomado como válidos los encontrados en la numerosa bibliografía existente.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La máxima sensibilidad radiológica, de los sistemas agrícolas Peninsulares al <sup>137</sup>Cs, corresponde a los binomios formados por suelos de grupo textural franco con uso dedicado a los cultivos herbáceos en regadío. El cultivo asociado responsable de esta máxima sensibilidad corresponde a las hortalizas.

Son varios los recintos de suelo en los que se da esta circunstancia, que oscilan entre los Xerosoles cálcicos, con una baja potencialidad global de transferencia del <sup>137</sup>Cs, y los Fluvisoles eutrícos con una potencialidad global de transferencia alta, pasando por algunos tipos de Cambisoles que muestran una potencialidad global de transferencia media.

Los binomios suelo-uso menos sensibles al <sup>137</sup>Cs, corresponden a los cítricos y otros frutales de regadío sobre suelos francos, con unos factores de transferencia muy bajos. Los recintos de suelo característicos son algunos tipos de Cambisoles cálcicos, los Cambisoles gleícos y los Fluvisoles.

Los resultados referentes a la sensibilidad radiológica de los sistemas agrícolas al <sup>90</sup>Sr, muestran que, aquellos usos agrícolas cuyo cultivo asociado característico sea el forraje, proporcionará la máxima sensibilidad, independientemente del tipo de suelo. La mínima sensibilidad al <sup>90</sup>Sr, corresponderá a la asociación entre el suelo franco y los cultivos leñosos, concretamente los frutales en regadío.

Con los resultados obtenidos, se pueden establecer las zonas de intervención, que en el caso del <sup>137</sup>Cs, indican la necesidad de una actuación prioritaria en aquellas asociaciones formadas por cultivos herbáceos en regadío (hortalizas), sobre suelo franco, seguidas por actuaciones en aquellos suelos francos y arcillosos sobre los que hay praderas.

En cuanto al <sup>90</sup>Sr, las actuaciones prioritarias se centrarían en aquellos sistemas agrícolas dominados por los cultivos forrajeros, independientemente del tipo de suelo,

### REFERENCIAS

1 Trueba, C., Millán, R., Schmid, T., Lago, C., Gutiérrez, J., Estimación de índices de vulnerabilidad radiológica para los suelos Peninsulares Españoles. Colección Documentos Ciemat. Editorial CIEMAT. 2000.

2 Trueba, C., Metodología para evaluar la sensibilidad radiológica de suelos y su aplicación a los suelos Peninsulares Españoles.. Colección Documentos Ciemat. Editorial CIEMAT. 2005.

3 Trueba C., Millán R., Schmid T., Lago C., Base de Datos de Propiedades Edafológicas de los Suelos Españoles. CD-Rom . Editorial CIEMAT. 2000.

4 Commission of the European Communities (CEC), Soil Map of the European Communities 1:1 million. Office for the Official Publications of the European Communities. Luxembourg. 1985.

5 Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPYA), Anuario de Estadística Agroalimentaria. Subdirección General de Estadística. Secretaría General Técnica. Madrid. 1999.

6 Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., CORINE Land Cover Technical Guide – Addendum 2000. Technical Report No 40. European Environment Agency. Copenhagen. 2000.

7 Commission of the European Communities (CEC), CORINE Land Cover, Guide Technique. Report EUR 12585EN. Office for Publications of the European Communities, Luxembourg, 144 pp. 1993.

8 Sousa, M., Rábago, I., Rivero, C., García, J.L., Lorente, M., Calderón, A., Pérez, J.M., Barainca, F.J., Procedimiento de trabajo con las hojas CORINE en Terrasoft. PIE-131.103. CIEMAT/IM6A18/1/94. 1994.

9 Segal, M.G., Agricultural Countermeasures Following Deposition of Radioactivity after Nuclear Accident. Science.Total Environment. 157, pp.31-48. 1993.

10Carini, F., Radionuclide Transfer from Soil to Fruit. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 52, pp. 237-279. 2001.

# PROGRAMA DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DURANTE LA FASE DE DESMANTELAMIENTO DE C.N. VANDELLÓS 1 – EVOLUCIÓN DE RESULTADOS

M. T. ORTIZ, J. A. GARCÍA, E. ALCAIDE

## INTRODUCCIÓN

A partir de la Orden ministerial del 28 de enero de 1998 por la que se autoriza la transferencia de la titularidad de la C.N. Vandellós 1 de Hifrensa a ENRESA para la ejecución de actividades de desmantelamiento se inicia el Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA) del Plan de Desmantelamiento y Clausura de la Central Nuclear de Vandellós 1. Asimismo en el mes de diciembre de 2004 se ha producido la apreciación favorable del CSN para la entrada en la fase de latencia de C.N. Vandellós 1, según autorización del Ministerio de Industria y Comercio concedida el 17 de enero del 2005.

Los caminos de exposición objeto de consideración en este programa han sido los siguientes:

- Aire
- Agua de lluvia y de mar
- Suelos, sedimentos y arena de playa
- Radiación Directa
- Cultivos, alimentos y otros bioindicadores

Los radionucleidos a controlar son todos aquellos incluidos en el término fuente de la instalación, una vez adaptados a la situación de desmantelamiento, y los que forman parte del fondo, siendo fundamentalmente el H-3, Co-60, Cs-137 y Sr-90 y los emisores alfa (Am-241 y Pu-238).

El Programa se ha definido teniendo en cuenta las características específicas de los trabajos de desmantelamiento y las vías de transferencia significativas, por lo tanto los puntos de muestreo y las determi-

naciones efectuadas son las mismas que se incluían en el PVRA llevado a cabo por el anterior titular, salvo las adaptaciones que han sido necesarias. En este trabajo se presentará el programa y la evolución de los resultados obtenidos durante la fase de desmantelamiento (1998-2004). En la tabla que se adjunta el final del documento se presenta un resumen de los valores globales obtenidos en estos años, teniendo en cuenta los valores indicados en la legislación vigente.

## VIGILANCIA DE LA ACTIVIDAD DEL AIRE

Se han realizado medidas de **partículas de polvo** en 6 puntos de muestreo previstos con sustitución semanal de filtros durante todos los años del periodo considerado, excepto en el 2004 que se ha muestreado solo en 4 puntos, habiéndose recogido un total de 2055 muestras y realizado 2347 análisis. Asimismo se ha muestreado H-3 y C-14 en aire tomándose 6 muestras de C-14 y 12 de H-3 cada año, excepto en 1998 que se tomaron 17 de C-14 y 13 de H-3 en cada punto de muestreo previsto.

En los análisis realizados se ha detectado **H-3** y **C-14** por encima del umbral de detección en la mayoría de muestras. El valor medio global más alto en el periodo 1998-2004 para el **C-14** ha sido de 107 mBq/m<sup>3</sup>. Este valor es inferior al Límite Derivado el reglamento para este isótopo (1100 Bq/m<sup>3</sup>) que estaba en vigor, ya que fue sustituido por el Real Decreto 783/2001, de 6 de julio y cuyo Límite Derivado para el C-14 es 685 Bq/m<sup>3</sup>. El valor medio global más alto en la determinación de **H-3** ha sido 230 mBq/m<sup>3</sup>, alcanzado en 2004 y muy inferior al Límite Derivado

correspondiente. La presencia de estos isótopos en la atmósfera es de origen natural y se ve aumentada por el efecto de las explosiones atómicas y otras acciones humanas. Los resultados de la medida de **actividad beta total** han dado un valor medio global máximo de 0.72 mBq/m<sup>3</sup>, obtenido en 1998. A lo largo del periodo considerado, ha ido disminuyendo ligeramente el valor de esta medida. Las determinaciones de Sr-90 se han realizado sobre muestras compuestas trimestrales, no detectándose su presencia, salvo en el año 2002 y 2004 con valores de 0.0034 y 0.0027 mBq/m<sup>3</sup> respectivamente, valores mucho menores que el Límite Derivado en aire. En la **espectrometría gamma** realizada sobre muestras compuestas trimestrales, se han detectado isótopos de origen cosmogénico, como el Be-7 detectado en la mayoría de las muestras, o de origen natural, como el Bi-214, Pb-212, Pb-214, K-40 y Tl-208. Todos los valores obtenidos son normales.

#### CONTROL DE AGUA DE LLUVIA Y MAR

En **agua de lluvia** se han tomado muestras, con frecuencia bimensual a partir del año 2000, en 4 puntos de muestreo previstos, habiéndose realizado un total de 482 análisis de acuerdo con lo previsto. No se ha detectado la presencia de **H-3** en ninguna muestra, habiéndose detectado Sr-90 en tres muestras en los años 2001 y 2003 con valores medios globales de 0.021 y 0.015 Bq/l respectivamente. En la **espectrometría gamma** realizada se ha detectado la presencia de isótopos de origen natural como el Be-7 y el K-40. No se ha detectado la presencia de isótopos artificiales en ninguna muestra.

En **agua de mar** se han tomado muestras, con frecuencia mensual y quincenal en algunos puntos, en 6 puntos de muestreo previstos. El porcentaje de muestras realizadas sobre las previstas es de 98%, habiéndose realizado un total de 1963 análisis. Los resultados de las medidas de **actividad beta total** son inferiores a 20 Bq/l, siendo la media global más alta de 18.6 Bq/l, obtenida en el año 2004. Se ha detectado H-3 en muy pocas muestras, siendo el máximo obtenida de 207 Bq/l en el año 2003. En la **espectrometría gamma** realizada además de los isótopos de origen natural detectados, se ha visto el **Cs-137** en los años 1999, 2002 y 2003 con un valor global máximo de 0.119 Bq/l, y el **Co-60** en una muestra puntual en el año 2003.

En **agua de mar** profunda se han tomado muestras, en 7 puntos de muestreo con frecuencia semestral a partir del año 2000, habiéndose realizado un

total de 294 análisis. Los resultados de las medidas de **emisores alfa** como son el **Am-241** y Pu-238, han sido en la mayoría inferiores al límite inferior de detección, habiéndose detectado el **Pu-238** en una muestra en el año 2000 y el Am-241 en algunas muestras en los años 2001 y 2003, con un valor global máximo de 0.000855 Bq/l obtenido en el año 2001. Se han detectado isótopos naturales en todas las muestras no habiéndose detectado ningún isótopo de origen artificial.

#### CONTROL DE SUELOS, SEDIMENTOS Y ARENA DE PLAYA

Se han tomado muestras de suelos en 8 puntos de muestreo con una frecuencia anual desde 1999, tomándose un total de 41 muestras sobre las 45 previstas y realizándose 92 análisis. Se ha detectado **Sr-90** en la mayoría de las muestras, con valores medios globales que oscilan entre 3.54 y 10 Bq/kg peso seco en el periodo considerado. En la **espectrometría gamma** se ha detectado la presencia de isótopos naturales. Asimismo el **Cs-137** ha estado presente a lo largo de todos los años, con un valor medio global máximo de 7.9 Bq/kg peso seco, obtenido en el 2004.

Las muestras de **sedimentos** se han tomado, de forma semestral en 8 puntos, tomándose un total de 90 muestras sobre las 94 previstas y realizándose un total de 354 análisis. El porcentaje de análisis realizados sobre los previstos (376) ha sido del 94%. Los **emisores alfa** han estado presentes en la mayoría de las muestras a lo largo del periodo considerado, detectándose los valores más altos en el año 1999, siendo de 0.462 Bq/kgs para el **Am-241** y de 0.0587 Bq/kgs para el **Pu-238**. De la misma forma se han obtenido resultados para el **Sr-90** en casi todas las muestras obteniéndose un valor global máximo de 2.91 Bq/kgs en el año 2000. En la **espectrometría gamma** se ha detectado, al igual que en las muestras de suelos, la presencia de isótopos naturales. En cuanto a los isótopos artificiales hay que hacer mención al **Co-58** y **Co-60** detectado en algunas muestras puntuales en el año 2002 y 2003, así como el **Cs-137** presente en la mayoría de las muestras con un valor medio global máximo de 3.94 Bq/kg peso seco obtenido en el año 2002.

Se han realizado muestreo de **arena de playa** tomándose en 5 puntos de forma anual, realizándose un total de 140 análisis, de acuerdo a lo previsto. Al

igual que ocurre con los sedimentos de fondo se han detectado los **emisores alfa** en la mayoría de muestras y con valores del mismo orden de magnitud. El **Sr-90** igualmente, ha estado presente en todas las muestras con valores que han oscilado entre 1.07 y 2.71 Bq/kg en el periodo considerado y dentro de los **emisores gamma**, además de los naturales detectados, citar el **Cs-137** presente en todo el periodo y habiéndose detectado en el año 2001 el valor global máximo (2.71 Bq/kg).

### CULTIVOS, ALIMENTOS Y OTROS BIOINDICADORES

Se ha realizado un muestreo a los **cultivos** de la zona tomándose un total de 56 muestras y realizándose 108 análisis sobre los 112 previstos. Se ha detectado **Sr-90** todos los años del estudio, siendo todos los valores inferiores a 1 Bq/kg, siendo el valor máximo detectado de 0.95 Bq/kg en el año 1999. En la **espectrometría gamma** realizada, se han detectado isótopos naturales como el Ac-229, Pb-212, Bi-214, K-40, Th-234 y Tl-208. Los valores para el **K-40** han estado por debajo de 500 Bq/kg y en cuanto a los isótopos artificiales, cabe destacar algunos valores obtenidos para el **Cs-137** en los años 2001, 2003 y 2004 con valores que no superan en ningún caso los 0.25 Bq/kg.

Las muestras de **alimentos** se han tomado en todos los puntos previstos, tomándose un total de 144 muestras de pescado y marisco siendo el porcentaje de muestreo del 100%. A todas ellas se les han realizado los análisis previstos (631). Se han obtenido resultados para el **Am-241** y **Pu-238** en muchas muestras a algunos de los años considerados, siendo los valores máximos detectados de 0.014 Bq/kg en el año 2001 y de 0.025 Bq/kg en el año 1999, respectivamente. Asimismo el **Sr-90** ha estado presente en todo el periodo, excepto en el año 1998, con valores que oscilan entre 0.03 Bq/kg en el año 1999 y 0.08 Bq/kg en el año 2004. En la **espectrometría gamma** realizada, además de los isótopos naturales como el Ac-229, Pb-212, Bi-214, K-40, Th-234 y Tl-208 se ha detectado el **Cs-137**, presente en casi todas las muestras en todos los años y con un valor global máximo de 0.19 Bq/kg obtenido en el año 2001. Asimismo se ha detectado **Co-60** en el año 2004 y en una muestra de galera en el año 2002.

Las muestras de **poseidonia** se han tomado de forma semestral en 7 puntos de muestreo tomándose un total de 87 muestras sobre las 94 previstas con un porcentaje de muestreo por lo tanto del 92%. Sobre ellas

se han realizado 324 análisis. Se ha visto la presencia de **Am-241** y **Pu-238** en la mayoría de las muestras, salvo en el año 1998 en el que no se analizó, obteniéndose valores globales máximos de 0.012 Bq/kg y 0.044 Bq/kg respectivamente. El **Sr-90** ha estado presente a partir del año 2000, no habiéndose detectado en el año 1998, y solo se obtuvo un valor en el año 1999. El valor individual máximo obtenido se obtuvo en el año 2000 y es de 0.36 Bq/kg. En la **espectrometría gamma** realizada, además de los isótopos naturales como el Ac-229, Be-7, Pb-212, Bi-214, K-40, Th-234 y Tl-208 se ha detectado el **Co-60** y **Cs-137** presente casi todos los años. El valor global máximo de Cs-137 se obtuvo en el año 2002 y es de 0.169 Bq/kg.

### DOSIMETRÍA GAMMA AMBIENTAL

Entre el año 1998 y el 2004, se han realizado medidas de exposición gamma mediante TLD situados en 12 estaciones en torno a la C.N. Vandellós 1, con una frecuencia de cambio bimensual y trimestral a partir del año 2000, habiéndose procesado un total de 343 dosímetros. Los valores medios anuales en cada una de las estaciones son similares en todos los puntos y han ido disminuyendo progresivamente desde 1 mSv/año obtenido en 1998 a 0.56 mSv/año recogido en el año 2004. Los valores se han mantenido inferiores al Límite del Reglamento para el público.

### CONCLUSIONES

De manera general los resultados obtenidos en el Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental, durante el periodo comprendido entre el año 1998 y el año 2004 del Plan de Desmantelamiento y Clausura de C.N. Vandellós 1 indican una influencia nula de la instalación sobre el medio ambiente. Como resumen se puede destacar lo siguiente:

- Los valores obtenidos todos los años son comparables entre ellos y similares en todos los puntos.
- Los únicos isótopos artificiales que se han detectado han sido Cs-137 y el Sr-90, y menos frecuentemente el Co-60, con valores comparables al "fall-out" radiactivo que se presenta en multitud de regiones del globo y, por supuesto del país.
- Los resultados de los análisis de cultivos, alimentos y bioindicadores muestran la presencia de isótopos naturales y los típicos del fall-out.
- Las concentraciones medidas en todos los casos representan valores muy inferiores a los Límites Derivados de la normativa vigente para el público.

**RESULTADOS DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DURANTE LA FASE DE DESMANTELAMIENTO DE C.N. VANDELLÓS 1 (1998-2004)**

	MEDIDA	UNIDAD	VALORES GUÍA	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
AIRE	Irradiación	mSv/año	1 (1)	1,05	0,9	0,66	0,67	0,68	0,62	0,56
	Actividad Beta	mBq/m <sup>3</sup>	3805 (1)	0,72	0,62	0,6	0,59	0,54	0,67	0,561
	H-3	mBq/m <sup>3</sup>	2,21E+07 (1)	55,7	88,1	119	34	45	162	230
	C-14	mBq/m <sup>3</sup>	6,85E+05 (1)	63,4	54,4	48,3	107	83	14,8	13,4
AGUA MAR	Cs-137	Bq/l	NR	ND	0,113	ND	ND	0,025	0,079	0,02
	K-40	Bq/l	NR	14,3	13,4	13,82	13,87	13,3	13,1	15,89
	Actividad Beta	Bq/l	NR	13,4	14,3	14,9	15,05	16,259	16,86	18,6
AGUA MAR PROFUNDA	Am-241	Bq/l	NR	NA	NA	ND	0,000855	ND	0,00028	ND
	K-40	Bq/l	NR	NA	NA	14,3	14,5	13,87	13,71	15,58
	Pu-238	Bq/l	NR	NA	NA	0,0043	ND	ND	ND	ND
SEDIMENTOS	Cs-137	Bq/kg	NR	1,84	1,75	2,88	3,81	3,94	3,06	2,78
	K-40	Bq/kg	NR	702	664	665,6	689	492,14	627,85	732
	Sr-90	Bq/kg	NR	0,99	2,23	2,91	2,48	1,33	0,88	0,93
AGUA LLUVIA	Sr-90	Bq/l	NR	ND	ND	ND	0,021	ND	0,015	ND
	K-40	Bq/l	NR	0,15	1,01	ND	ND	0,237	0,475	ND
	Cs-137	Bq/l	NR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ALIMENTOS	Cs-137	Bq/kg	1250 (2)	0,15	0,18	0,15	0,19	0,13	0,11	0,13
	K-40	Bq/kg	NR	123	123	92,26	89,53	82,53	94,68	93,5
	Am-241	Bq/kg	NR	ND	0,008	ND	0,014	0,00069	0,0018	0,0027
	Pu-238	Bq/kg	NR	ND	0,025	0,009	0,0087	ND	ND	ND
	Sr-90	Bq/kg	750(2)	ND	0,03	0,075	0,08	0,077	0,069	0,08
ORGANISMOS INDICADORES	Cs-137	Bq/kg	NR	ND	ND	0,08	0,138	0,169	0,0712	0,111
	K-40	Bq/kg	NR	49,5	51,19	26,2	27,12	20,8	10,64	31,35
	Am-241	Bq/kg	NR	NA	0,0128	0,0045	0,0015	0,002	0,003	0,0012
	Pu-238	Bq/kg	NR	NA	0,044	0,006	0,001	0,0018	0,0014	0,002
	Sr-90	Bq/kg	NR	ND	0,018	0,18	0,09	0,18	0,16	0,111
CULTIVOS	Cs-137	Bq/kg	NR	ND	ND	ND	0,17	ND	0,23	0,16
	K-40	Bq/kg	NR	260	247	237	261	226	265	258
	Sr-90	Bq/kg	750(2)	0,32	0,52	0,36	0,42	0,36	0,37	0,15
SUELOS	Sr-90	Bq/kg	NR	ND	8,5	5,2	9,99	4,69	4,4	3,54
	Cs-137	Bq/kg	NR	2,59	5,5	7,09	6,37	5,23	5,32	7,9
	K-40	Bq/kg	NR	498	505	402	451	295,41	326,71	385
ARENA PLAYA	Sr-90	Bq/kg	NR	1,15	1,75	2,27	2,71	2,2	1,1	1,07
	Cs-137	Bq/kg	NR	0,31	0,26	ND	0,586	0,603	0,36	0,73
	K-40	Bq/kg	NR	565	441	404,1	451,78	509,38	532	577,32

kgs: kg peso seco

NR: No reglamentado

ND: No detectado

NA: No Analizado

**NOTA:** Todos los resultados incluyen el fondo natural de la zona y reflejan las variaciones estacionales

**REFERENCIAS:** (1) Reglamento de Protección Sanitaria contra radiaciones Ionizantes RD 783/2001 de 6 de julio

(2) Reglamento Euratom 89/2218 sobre tolerancias máximas en alimentos después de un accidente nuclear o emergencia radiológica

# PROGRAMA DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL DE C.A. EL CABRIL

M. T. ORTIZ, J. A. GARCÍA, J. L. PINILLA, L. FUENTES, E. ALCAIDE

## INTRODUCCIÓN

Desde 1992 se ha realizado la explotación normal de la Instalación de Almacenamiento de Residuos Radiactivos Sólidos de Sierra Albarrana de acuerdo con las autorizaciones en vigor en cada momento y se ha efectuado el programa de Vigilancia Radiológica Ambiental correspondiente a dicha instalación. Este programa se mantuvo un cierto tiempo en paralelo con el programa de Vigilancia Radiológica Ambiental Preoperacional de la Ampliación de la Instalación que se llevó a cabo desde Abril de 1991 hasta diciembre de 1992, cuya finalidad fue determinar la situación radiológica ambiental de referencia, que permita la comparación con los resultados obtenidos durante la realización del PVRA correspondiente a la etapa operativa de la Instalación.

Por este motivo el Programa se orientó a controlar fundamentalmente las vías de exposición en el aire y en el agua y se ha completado con el control de algunos alimentos, componentes del ecosistema y con medidas de radiación directa. En 1993 se inició el PVRA operacional de la Instalación de Almacenamiento de Residuos Radiactivos Sólidos de Sierra Albarrana, después de que se concediera el Permiso de Explotación Provisional de la Ampliación de la Instalación (Orden ministerial de 9-10-92), cuyo fin primordial es determinar el posible incremento de los niveles de radiación y la presencia de radionucleidos en el medio ambiente producidos por la instalación, con objeto de evaluar el impacto radiológico Derivado del funcionamiento. Los caminos de exposición que han sido objeto de consideración en este programa han sido los siguientes:

- Aire
- Aguas superficiales y subterráneas
- Sedimentos
- Suelos
- Radiación Directa
- Alimentos y otros bioindicadores

Los radionucleidos controlados se han restringido a aquellos que están incluidos en el término fuente de la Instalación.

Los datos analizados en el presente informe abarcan los resultados obtenidos con el PVRA desde inicio de 1993 hasta el final de 2001. En la tabla que se adjunta el final del documento presenta un resume de los valores globales obtenidos teniendo en cuenta los valores que se obtuvieron en el PVRA preoperacional (1991-1992), así como los indicados por la legislación vigente.

## VIGILANCIA DE LA ACTIVIDAD DEL AIRE

Se han realizado medida de **partículas de polvo** en 6 puntos de muestreo previstos con sustitución semanal de filtros durante todos los años del periodo considerado, habiéndose recogido un total de 2779 y realizado 3187 análisis, de acuerdo con lo previsto. Asimismo se ha muestreado H-3 y C-14 en aire tomándose 4 muestras cada año en cada punto.

En los análisis realizados se ha detectado **C-14** por encima del umbral de detección en la mayoría de muestras y **H-3** sólo en algunas. El valor medio global más alto en el periodo 1993-2001 para el C-14 ha sido de 152 mBq/m<sup>3</sup>. Este valor es inferior al Límite Derivado el reglamento para este isótopo (1100 Bq/m<sup>3</sup>) que estaba en vigor, ya que fue sustituido por el Real Decreto 783/2001, de 6 de julio y cuyo Límite Derivado para el C-14 es 685 Bq/m<sup>3</sup>. El valor medio global más alto en la determinación de H-3 ha sido 4.2 mBq/m<sup>3</sup>, alcanzado en 1999 y muy inferior al Límite Derivado correspondiente. La presencia de estos isótopos en la atmósfera es de origen natural y se ve aumentada por el efecto de las explosiones atómicas y otras acciones humanas. Los resultados de la medida de **actividad beta total** han dado un valor medio global máximo de 0.55 mBq/m<sup>3</sup>, ligeramente inferior al obtenido en el programa preoperacional. Las determinaciones de **Sr-90** se han realizado sobre



muestras compuestas trimestrales, detectándose su presencia todos los años. La concentración media más alta se ha obtenido en 1994 con un valor de 0.06 mBq/m<sup>3</sup>, valor mucho menor que el Límite Derivado en aire. En la espectrometría gamma realizada sobre muestras compuestas trimestrales, se han detectado isótopos de origen cosmogénico, como el Be-7 detectado en la mayoría de las muestras, o de origen natural, como el Bi-214, Pb-212, Pb-214, K-40 y Th-234. Todos los valores obtenidos son normales y similares a los de otras áreas del país.

### CONTROL DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y SUPERFICIALES

En **aguas subterráneas** se han tomado muestras, con frecuencia trimestral, en los 19 puntos de muestreo previstos, aunque en algún caso no ha sido posible tomar muestra en todos los trimestres fundamentalmente por problemas de sequía. El porcentaje de muestras realizadas sobre las previstas es de 99%, habiéndose realizado un total de 4204 análisis.

Los resultados de las medidas de **actividad beta total** son inferiores a 1 Bq/l, siendo la media global más alta de 0.28 Bq/l, similar al obtenido en el programa preoperacional. Todos los valores presentan una contribución del potasio natural y se detecta también la presencia de otros isótopos naturales. Los isótopos artificiales que se han determinado en las muestras de aguas han sido el **Sr-90**, superior al umbral de detección en muy pocas muestras durante todos los años del periodo considerado, siendo el valor medio más alto de 40 mBq/m<sup>3</sup>, estando muy por debajo del Límite Derivado correspondiente, y los **emisores gamma**, especialmente los pertenecientes a la cadena del uranio. También se han realizado determinaciones de **H-3**, **C-14**, **I-129** y el **Tc-99**, habiéndose detectado en pocas muestras y con valores muy bajos. El Tc-99 no se ha detectado en ninguna muestra.

En **aguas superficiales** se han tomado muestras con frecuencia trimestral en 6 puntos de muestreo previstos, aunque en algún caso no ha sido posible tomar muestra en todos los trimestres fundamentalmente por problemas de sequía. El porcentaje de muestras realizadas sobre las previstas es de 95%, habiéndose realizado un total de 1321 análisis.

Los resultados de las medidas de **actividad beta total** son inferiores a 1 Bq/l, siendo la media

global más alta de 0.21 Bq/l, similar al obtenido en el programa preoperacional. Todos los valores presentan una contribución del potasio natural, como se deduce de las medidas de la actividad beta resto, esto es, sin tener en cuenta la contribución de dicho isótopo. Los isótopos artificiales que se han determinado en las muestras de aguas han sido el Sr-90, habiéndose obtenido el valor medio más alto, 0.027 Bq/l, en 1998, del mismo orden a los valores que se detectan en aguas subterráneas y en el programa preoperacional y del orden del 0.03% del Límite Derivado correspondiente. También se han realizado determinaciones de **H-3** y **C-14**, no habiéndose detectado ningún valor por encima del umbral para el C-14 y muy pocos para el H-3, siendo el valor medio máximo de 7.8 Bq/l en 1999 y del orden del 0.002% del Límite Derivado aplicable. En cuanto al **I-129** y el **Tc-99**, no se ha detectado en ninguna muestra.

### CONTROL DE VEGETACIÓN, ALIMENTOS Y BIOINDICADORES

Se han realizado campañas de muestreo de **vegetación** representativa de los cultivos tomándose en 9 puntos de forma semestral hasta 1994 y anual a partir de entonces, realizándose un total de 396 análisis.

Se ha determinado **H-3** y **C-14** entre 1993 y 1996, detectándose C-14 en la mayoría de las muestras con un valor medio más alto de 180 Bq/kg de peso húmedo obtenido en 1993 e inferior al obtenido en el programa preoperacional. El H-3 se ha detectado en algunas muestras en 1996 con un valor medio de 104 Bq/kg peso húmedo. A partir de 1997 no se ha detectado ninguno de estos isótopos en las muestras analizadas. El **Sr-90** se ha detectado en la mayoría de muestras analizadas siendo el valor medio global máximo de 2.04 Bq/kg peso húmedo obtenido en 1993 y similar al obtenido en el programa preoperacional. El resto de los años se ha mantenido por debajo de este valor. En los análisis por **espectrometría gamma** se han detectado isótopos naturales y especialmente los de la cadena de uranio. Asimismo se ha detectado en alguna muestra **Cs-137**, procedente del "fall-out". Debe indicarse que este isótopo no se ha detectado en ninguna de las vías de exposición primaria.

Se han tomado muestras de **sedimentos** en los 6 puntos previstos con una frecuencia trimestral hasta

1994 y anual a partir de 1995, tomándose un total de 90 muestras y realizándose 180 análisis.

Los valores medios globales de **actividad beta total** en el periodo 1993-2001 están comprendidos entre 1718 y 911 Bq/kg peso seco, siendo el valor máximo detectado de 2042 Bq/kg en 1993 siendo del mismo orden al obtenido en el programa preoperacional lo que indica que se están detectando las variaciones naturales habituales. En todas las muestras se han detectado por **espectrometría gamma** los isótopos naturales, es normal ya que los sedimentos son un buen acumulador de actividad. También se ha detectado **Cs-137** en algunas muestras y ya se detectó en el PVRA preoperacional.

Las muestras de **suelos** se han tomado en 14 estaciones previstas con una frecuencia trimestral hasta 1994 y anual a partir de 1995 realizándose 402 análisis.

Se ha detectado Sr-90 en la mayoría de las muestras, con valores medios globales que oscilan entre 2.5 Bq/kg peso seco en 1993 y 8.7 Bq/kg peso seco, valores similares a los que se obtienen en otras zonas del país. En la **espectrometría gamma** se ha detectado, al igual que en las muestras de sedimentos, la presencia de isótopos naturales. Asimismo el **Cs-137** ha estado presente en la mayoría de las muestras, oscilando el valor medio global entre 11.8 y 6.1 Bq/kg peso seco.

Las muestras de **alimentos** se han tomado en todos los puntos previstos excepto la muestra de miel que solo se muestreó en una estación en los años 93 y 95 en vez de las dos previstas. Asimismo en el año 93 se tomaron cinco en vez de las dos muestras previstas de caza y dos en vez de una muestra prevista de peces.

En la **espectrometría gamma** en las muestras de carne de oveja y miel no se ha detectado ningún isótopo artificial al igual que en las muestras de caza y peces, habiéndose detectado isótopos naturales, en especial el K-40. El **Sr-90** se ha detectado en la mayoría de muestras de caza, si bien los valores son similares entre si y muy bajos. Asimismo se ha detectado este isótopo en peces cuyos valores están por encima del umbral de detección, aunque muy próximo a este.

## DOSIMETRÍA GAMMA AMBIENTAL

En el PVRA operacional, entre el año 1993 y el 2001, se han realizado medidas de exposición gamma mediante TLD situados en 28 estaciones en las instalaciones del C.A. El Cabril y en 16 estaciones en torno a los módulos de almacenamiento con una frecuencia de cambio trimestral, habiéndose procesado un total de 1576 dosímetros..

Los valores medios anuales en cada una de las estaciones situadas en torno a El Cabril son similares en todos los puntos. Los valores más altos se han detectado cerca de los módulos, si bien en el punto histórico el valor medido se mantiene inferior al Límite del Reglamento para el público.

## CONCLUSIONES

De manera general los resultados obtenidos en el Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental del C.A. El Cabril, durante el periodo comprendido entre el año 1993 y el año 2001 indican una influencia nula de la instalación sobre el medio ambiente. Como resumen se puede destacar lo siguiente:

- Los valores obtenidos todos los años son comparables entre ellos y con los obtenidos en el programa preoperacional y son similares en todos los puntos.
- Los resultados de los análisis de todas las muestras de agua, ponen de manifiesto la actividad natural existente en la zona, al igual que en otras zonas del país.
- Los únicos isótopos artificiales que se han detectado han sido Cs-137 y el Sr-90, con valores comparables al "fall-out" radiactivo que se presenta en multitud de regiones del globo y, por supuesto del país.
- Los resultados de los análisis de vegetación, alimentos y bioindicadores muestran la presencia de isótopos naturales y los típicos del fall-out.
- Todos los valores que se detectan de isótopos artificiales son similares a los que se tiene en otras zonas del país.
- Las concentraciones medidas en todos los casos representan valores muy inferiores a los Límites Derivados de la normativa vigente para el público.

**RESULTADOS DEL PROGRAMA DE VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL EN EL CENTRO DE ALMACENAMIENTO DE EL CABRIL (1993-2001)**

	MEDIDA	UNIDAD	VALORES GUÍA	REFERENCIA (1992)	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
AIRE	Irradiación	mSv/año	1 (1)	1,4	1,35	1,29	1,24	1,26	1,24	1,52	1,34	1,29	1,5
	Actividad Beta	mBq/m <sup>3</sup>	3805 (1)	0,76	0,51	0,44	0,38	0,35	0,42	0,55	0,55	0,55	0,54
	H-3	mBq/m <sup>3</sup>	22100000 (1)	0	0,23	0,23	ND	0,21	0,07	2,06	4,2	2,7	3,1
	C-14	mBq/m <sup>3</sup>	685000 (1)	23	17	152	132	88	74	85	101	63,5	1,38
AGUAS SUPERFICIALES	Sr-90	Bq/l	49 (1)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Actividad Beta	Bq/l	1 (2)	0,18	0,14	0,16	0,21	0,08	0,08	0,13	0,15	0,15	0,1
SEDIMENTOS	Cs-137	Bq/kg	No reglamentado	6,4	11	14	20	9,5	4,3	3,7	3,2	3,5	4,4
	K-40 natural	Bq/kg	No reglamentado	706	842	955	1019	545	681	736	742	737	667
AGUAS SUBTERRANEAS	Actividad Beta	Bq/kg	No reglamentado	1666	1386	1456	1718	1079	1060	911	918	917	1090
	Sr-90	Bq/l	49 (1)	0,06	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,05	0,05
	Actividad Beta	Bq/l	1 (2)	0,85	0,27	0,23	0,28	0,18	0,08	0,2	0,21	0,22	0,2
	Cs-137	Bq/kg	1250 (3)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ALIMENTOS	K-40 natural	Bq/kg	No reglamentado	105	131	100	170	102	72	82	93,2	82,1	55,2
	Cs-137	Bq/kg	No reglamentado	ND	ND	1	0,56	0,16	ND	ND	0,11	0,53	ND
VEGETACIÓN	K-40 natural	Bq/kg	No reglamentado	420	142	131	170	134	177	134	179	91,8	126
	Sr-90	Bq/kg	No reglamentado	7,2	2,5	3,15	2,92	8,7	6,4	4,87	5,4	4,6	5,1
SUELOS	Cs-137	Bq/kg	No reglamentado	9,4	14	12	19	11,5	9,5	11,8	12	10,4	6,1
	K-40 natural	Bq/kg	No reglamentado	677	773	777	798	900	880	889	975	882	718

kg: kg peso seco  
kg: kg peso húmedo  
ND: No detectado

**REFERENCIAS**

- (1) Reglamento de Protección Sanitaria contra radiaciones ionizantes RD 783/2001 de 6 de julio.
- (2) Reglamento Técnico-Sanitario para aguas potables RD 140/2003 de 7 de febrero.
- (3) Reglamento Euratom 89/2218 sobre tolerancias máximas en alimentos después de un accidente nuclear o emergencia radiológica.
- (\*) Todos los resultados incluyen el fondo natural de la zona y reflejan las variaciones estacionales de origen no nuclear.

Nota: no incluidas

Por encima del fondo natural que se estima en la zona entre 1,1 y 1,6 mSv/año

Todos los valores incluyen el fondo natural de la zona y el fondo debido a las explosiones nucleares del pasado, que presentan oscilaciones de una año a otro

# P-B2

- Protección Radiológica de los pacientes
- Efectos biológicos de las radiaciones

*Presidente:* **Javier García Rotlán,**

Subdirector de Programas y desarrollo del Servicio  
Andaluz de Salud

*Relator:* **Diego Burgos Trujillo,**

Jefe del Servicio de Protección Radiológica del Hospital Clínico  
de Granada

Miércoles 21 de septiembre de 2005

16:30 h

Salón de Grados´



# IMPUREZAS RADIATIVAS EN LA PRODUCCIÓN DE $^{18}\text{F}$ Y EN LA SÍNTESIS DE LA 2- $^{18}\text{F}$ -FLUORO-2-DESOXI-D-GLUCOSA

CANTERO, M., POZUELO, M.

## INTRODUCCIÓN

El  $^{18}\text{F}$  es un radionucleido muy utilizado en radiofarmacia, principalmente en la técnica de Tomografía por Emisión de Positrones (PET). El  $^{18}\text{F}$  se produce en los ciclotrones a partir de agua enriquecida en  $^{18}\text{O}$ , cuya composición característica se muestra en la tabla 1. Dado su elevado precio, tras la producción de  $^{18}\text{F}$ , este agua enriquecida se recupera y es reutilizada o enviada al suministrador. Este agua recuperada presenta niveles de radiactividad, incluso transcurridos algunos meses desde la producción de  $^{18}\text{F}$ . En este trabajo se estudian cuáles son las impurezas radiactivas que dan lugar a esta radiactividad y su origen, así como su posible relación con el rendimiento de la reacción de síntesis de la FDG ( 2- $^{18}\text{F}$ -fluoro-2-desoxi-D-glucosa ).

Tabla 1

Agua enriquecida en O-18	
Isótopo	Porcentaje
$^{18}\text{O}$	95.1
$^{16}\text{O}$	3.2
$^{17}\text{O}$	1.7
Elemento	Contenido (mg/L)
Na	0.18
Ca	0.006
K	0.026
Mg	0.03
Fe	0.058
F	< 0.2
Si	0.18
Al	0.008

## MATERIALES Y MÉTODOS

La obtención del  $^{18}\text{F}$  se realizó en un ciclotrón PETtrace de 16.5 MeV de General Electric mediante la reacción nuclear  $^{18}\text{O} (p, n) ^{18}\text{F}$ , utilizando  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  (>95%) como materia prima. Se realizaron bombardeos de 120 min a 36  $\mu\text{A}$ . Esta reacción nuclear ocurre en un "target" de plata, en el que existe una lámina separadora ( "foil" ) de aleación Havar, cuya composición es: Co 42.5 / Cr20 / Ni13 / Fe / W / Mo / Mn . El  $^{18}\text{F}$  resultante del bombardeo se separó del  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  mediante una columna de intercambio aniónico, en la que queda retenido el  $^{18}\text{F}$ . Para la elución del  $^{18}\text{F}$  de la columna se utiliza una solución de  $\text{K}_2\text{CO}_3$  0.04 M. La purificación de la FDG se realizó utilizando columnas CHROMABOND SET V de Macherey-Nagel. Mediante la técnica de Espectrometría Gamma se estudió la radiactividad presente en el agua recuperada y en la columna de separación de Flúor, así como en las columnas de purificación de FDG. Las medidas se realizaron transcurridos al menos siete días desde la producción de  $^{18}\text{F}$ , para evitar la presencia de dicho radionucleido. El detector utilizado fue un detector semiconductor de Germanio. En el caso de las columnas de purificación de FDG, una vez identificados los radionucleidos presentes, se realizó una determinación semicuantitativa, siendo corregidos los resultados por decay al día de la utilización de la columna.

## RESULTADOS

El análisis del espectro del agua recuperada ha permitido identificar la presencia de los isótopos de cobalto Co-56, Co-57 y Co-58, así como Mn-52. En el espectro de la columna de purificación de Flúor se encontraron los siguientes radionucleidos: Co-56, Co-57, Co-58, Mn-52, Tc-95, Tc-96, Re-183.

En la Tabla 2 se muestran los fotopicos que apa-

recen en los espectros y que se han utilizado para la identificación de cada radionucleido, así como las vías de producción encontradas en bibliografía.

Para comprobar si estas impurezas acompañaban al F-18 en la síntesis de FDG se analizaron las columnas de purificación de la molécula así como una muestra de FDG listo para administrar al paciente.

En el caso de las columnas de purificación de FDG estudiadas, se seleccionaron las columnas correspondientes a dos síntesis sucesivas durante cinco días. En estas muestras el análisis por espectrometría gamma confirma la presencia de Co-56, Co-57, Co-58 y Mn-52, que se identificaron a través de los fotopicos anteriormente mencionados.

Para poder realizar un análisis cuantitativo, dadas

Tabla 2

Radionucleido	T <sub>1/2</sub> (días)	Principales fotopicos (keV) y su probabilidad de emisión	Vía de producción
Co-56	77.7	846 (99.9%), 1037 (14.1%), 1238 (67%), 1771(15.5%)	Fe-56 ( p, n ) Co-56
Co-57	271.77	122 (85.5%), 136 (10.69%)	Fe-56 ( p, γ ) Co-57
Co-58	70.916	810 (99.5%), 863 (0.72%), 1674 (0.56%)	Ni-58 ( n, p ) Co-58
Mn-52	5.591	744 (90%), 935 (94.5%), 1434 (100%)	Cr-52 ( p, n ) Mn-52
Tc-95	61	204 (66.2%), 582 (31.4%), 835 (27.9%)	Mo-95 ( p, n ) Tc-95
Tc-96	4.28	314 (2.49%), 778 (99.76%), 812 (82%), 849 (98%), 1126 (15.2%)	Mo-95 ( p, γ ) Tc-95
Re-183	70	67 (18%), 99 (2.77%), 107 (2.23%), 109(2.97%), 162(24%), 208 (3.05%), 291 (2.7%)	W-184 ( p, 2n ) Re-183

Día	Rendimiento (%)		Co-56 (Bq)		Co-57 (Bq)		Co-58 (Bq)	
	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª
1	32 ± 1	47 ± 1	91 ± 5	32 ± 2	12.2 ± 0.7	4.3 ± 0.3	148 ± 9	54 ± 3
2	31 ± 1	45 ± 1	95 ± 5	41 ± 2	13.1 ± 0.9	6.3 ± 0.4	170 ± 9	76 ± 4
3	37 ± 1	47 ± 1	148 ± 8	41 ± 2	21 ± 1	6.2 ± 0.4	275 ± 15	78 ± 4
4	41 ± 1	49 ± 1	151 ± 8	78 ± 4	22 ± 1	11.0 ± 0.7	285 ± 15	147 ± 8
5	33 ± 1	43 ± 1	149 ± 8	81 ± 4	20 ± 1	12.0 ± 0.7	273 ± 15	153 ± 8

Tabla3

Tabla4

Radionucleido	Actividad (Bq/ml) ± 2σ	LID (Bq/ml)	Relación Co/F-18
Co-56	0.021 ± 0.003	0.003	1,21E-11
Co-57	0.003 ± 0.001	0.002	1,65E-12
Co-58	0.035 ± 0.004	0.004	2,00E-11

MBq/ml de F-18. Esta muestra se llevó a una geometría de medida adecuada para la determinación cualitativa y cuantitativa de las impurezas radiactivas. Los valores

de actividad de las radionucleidos se corrigieron por decaimiento a la fecha de calibración.(Tabla 4).

**CONCLUSIONES**

Durante el proceso de obtención de <sup>18</sup>F, además de la reacción <sup>18</sup>O ( p, n ) <sup>18</sup>F, ocurren otra serie de reac-

ciones de activación de los elementos metálicos del "foil", dando lugar a los radionucleidos que constituyen las impurezas radiactivas.

El estudio de los espectros gamma muestra que estas impurezas radiactivas acompañan al  $^{18}\text{F}$ , pudiendo quedar retenidas en la columna de separación del  $^{18}\text{F}$  o bien acompañar al  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  recuperada.

Así mismo, a partir de las medidas gamma de las columnas de purificación de FDG se observa que una parte de estas impurezas sigue acompañando al  $^{18}\text{F}$  durante la reacción de obtención de FDG.

Al comparar la intensidad de los picos del espectro gamma de la primera y segunda síntesis de cada día, se observó una relación con el rendimiento de la reacción.

En nuestras condiciones de trabajo, el primer bombardeo del día es de mayor tiempo (120 min) que el segundo (90 min), sin embargo observamos que el rendimiento de la primera síntesis es siempre menor que el de la segunda

Las vías de producción propuesta en la Tabla 2,

nos indica que el Foil de Havar debe ser el origen de estas impurezas.

Por otra parte, la actividad de las impurezas radiactivas que acompañan al radiofármaco se comprueba que es insignificante frente a la actividad del F-18 presente en él (Tabla 4).

Los datos presentados en la Tabla 3 nos indican que existe una relación inversa entre el rendimiento y las actividades de los radioisótopos de Cobalto en las columnas de purificación de la primera y segunda síntesis de cada día, por lo que estas impurezas podrían afectar al rendimiento de la síntesis, o ser consideradas como un indicador indirecto de la presencia de otras impurezas no radiactivas procedentes del target, como por ejemplo la plata

## REFERENCIAS

E. Browne, R. Firestone. Table of radioactive isotopes. Wiley-Interscience Publication. 1986

M. Pozuelo. Procedimiento de determinación de emisores gamma en muestras ambientales. Procedimiento específico PE-IA-LRA-07. CIEMAT 2002

# EXPERIENCIA EN EL CONTROL DE CALIDAD DE LOS HACES DE ELECTRONES DE UN ACELERADOR LINEAL MEDIANTE UN MANIQUÍ PTW 4322

A. CID-GALACHE; M. AGULLA-OTERO; A. DEL CASTILLO-BELMONTE;  
F.J. BARRIO-LAZO; J.M. DE FRUTOS-BARAJA; I. HERNANDO-GONZALEZ.

## INTRODUCCIÓN.

La protección radiológica de los pacientes tratados en radioterapia requiere un adecuado control de calidad de los emisores de radiación<sup>1</sup>. En el caso de los aceleradores lineales, la revisión de los distintos haces de electrones disponibles puede suponer un importante detrimento del tiempo de máquina empleado en los tratamientos.

Un adecuado control de calidad supone determinar periódicamente los parámetros que caracterizan a los haces de radiación y verificar su estabilidad en el tiempo para asegurar la correcta administración de los tratamientos. El método habitual consiste en obtener las curvas de rendimiento en profundidad en agua con la ayuda de un maniquí semiinfinito motorizado de gran tamaño y obtener los parámetros energéticos a partir del análisis de dichas curvas. Sin embargo, este dispositivo experimental consume un tiempo considerable de uso de la máquina. El tiempo que se necesita para montar este dispositivo, realizar las medidas y desmontarlo para dejar la máquina lista para tratar es de varias horas. Pero es deseable que el tiempo destinado a tratar pacientes sea lo mayor posible, por lo que sería de gran utilidad encontrar un método que permitiese realizar las comprobaciones oportunas sobre los campos de radiación con total fiabilidad y que, a su vez, su impacto sobre el tiempo de máquina fuese mínimo.

En este trabajo se pretende describir un método de verificación de los parámetros energéticos fiable y que consuma poco tiempo de uso de máquina. Para ello se emplea la misma disposición de medida utilizada para las medidas de dosimetría absoluta, consistente en un maniquí de agua pequeño y de fácil instalación y en el que, a diferencia del método anterior en el que

se obtienen curvas completas de los rendimientos en profundidad, aquí se obtendrían un número reducido de datos de ionización a unas determinadas profundidades, como se explicará más adelante. Es por ello que este método consistiría en una simplificación del anterior y que, por ello, consumiría un menor tiempo. El montaje de este dispositivo, la realización de las medidas y su desmontaje llevaría un tiempo inferior a una hora y se conseguirían obtener los datos suficientes para asegurar el control de calidad de los haces de electrones. Sin embargo, debería considerarse este método rápido como una verificación de la estabilidad de los haces de electrones a lo largo del tiempo y no como un método de determinación de los parámetros que caracterizan a los haces de radiación, por lo que debe volverse al método de referencia habitual siempre que se encuentren diferencias significativas en los parámetros energéticos. Además, el método habitual, aunque consume más tiempo, debe seguir siendo el método de referencia y el empleado cuando se quieran determinar con precisión los parámetros que caracterizan a los haces de los haces.

Se compararon los resultados del control dosimétrico según ambos métodos y se comprobó que eran compatibles, lo que nos permitiría admitir esta simplificación en el método de medida para la verificación periódica de la constancia de los parámetros energéticos de los haces de electrones, con la ventaja del escaso impacto que tiene en el tiempo de uso de la máquina.

## MATERIAL Y MÉTODO

Se determinaron los parámetros que caracterizan a los haces de electrones a partir del análisis de las curvas de ionización obtenidas con el método habi-



tual de referencia. Seguidamente se recogieron los datos obtenidos en una serie de 8 medidas realizadas siguiendo el método simplificado aquí propuesto. Finalmente se compararon los resultados obtenidos según ambos métodos.

Las condiciones de medida fueron similares en los dos métodos. En ambos se emplearon los haces de electrones producidos por un acelerador lineal Siemens Mevatron KDS de energías 6, 8, 10, 12, 15 y 18 MeV, para un tamaño de campo de 10 x 10 cm<sup>2</sup> utilizando un aplicador variable y a distancia foco-superficie DFS=100 cm.

Para el método simplificado se empleó un maniquí de agua PTW modelo 4322 (volumen de 17.6 l) que permite situar la cámara a distintas profundidades fijas desde 1.5 cm hasta 25 cm en intervalos de 0.5 cm. Debido a la disposición de este maniquí las medidas se realizaron con el brazo del acelerador a 270° (fig. 1). Se utilizó una cámara de ionización plano-paralela Markus PTW 23343 y la carga se recogió con un electrómetro NE Farmer 2570/1.

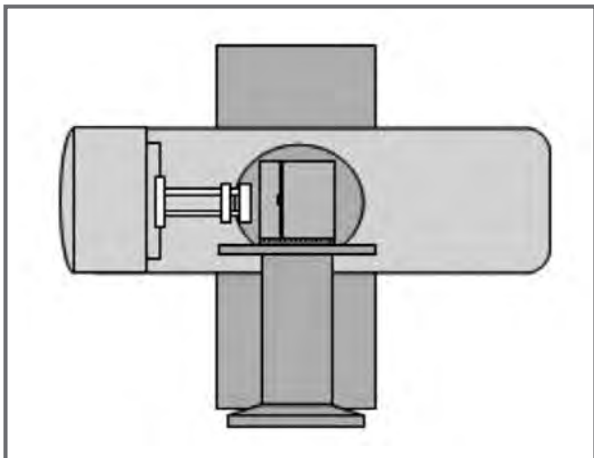


Figura 1: Esquema del dispositivo simplificado de medida. La cuba PTW 4322 permite colocar la cámara a distintas profundidades en intervalos de 0.5 cm.

Para cada energía se tomaron lecturas en el máximo de la curva de ionización y en los extremos de la zona de caída lineal del rendimiento en profundidad, por encima y por debajo de la profundidad del 50% de ionización. Con estas últimas lecturas se hizo un ajuste lineal que nos permitió estimar los parámetros RP (Rango práctico extrapolado) y R<sub>50</sub> (Profundidad a la que el nivel de ionización es el 50% del máximo) para cada una de las energías (fig. 2). Los parámetros energéticos E<sub>0</sub> (energía media en superficie) y E<sub>P,0</sub>

(energía más probable en superficie) también se estimaron a partir de las siguientes ecuaciones empíricas recomendadas en protocolos internacionales<sup>2</sup>:

$$E_0[\text{MeV}] = 2.33R_{50}[\text{cm}] \quad (\text{ec. 1})$$

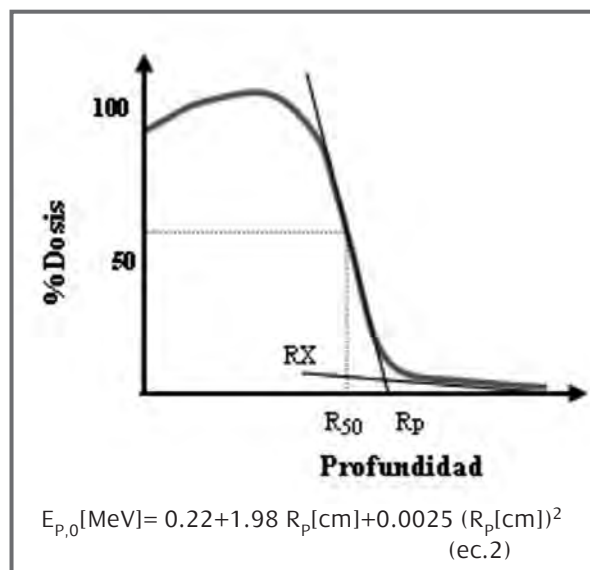


Figura 2: Típica curva de rendimiento de dosis en profundidad para electrones. Se ilustran las definiciones de R<sub>p</sub>, R<sub>50</sub> y la contribución de Rayos X.

Se obtuvieron los parámetros descritos anteriormente (R<sub>p</sub>, R<sub>50</sub>, E<sub>0</sub>, E<sub>P,0</sub>) para cada energía en un total de 8 ocasiones, correspondientes a diferentes revisiones del acelerador.

Estos resultados se compararon con los obtenidos mediante el método de referencia habitual, consistente en obtener y analizar las curvas completas de ionización. Para obtener estas curvas se usó un maniquí de agua semiinfinito PTW 3D (volumen de 208 l) con movimiento mecanizado, lo que permitió obtener las curvas completas de ionización en profundidad tomando los datos de carga recogida en un número elevado de puntos con un paso de 2 mm desde la superficie del maniquí hasta una profundidad suficiente dependiente de la energía. Se usó una cámara Markus PTW 23343 y un electrómetro PTW-MP3. Las condiciones de medida fueron las mismas que en el método descrito anteriormente, con la salvedad de que, por la disposición de este otro maniquí, el brazo del acelerador debía estar a 0°. Los parámetros R<sub>p</sub>, R<sub>50</sub>, E<sub>0</sub> y E<sub>P,0</sub> se obtuvieron de las curvas tras su análisis con el programa Mephysto,

que extrapola los parámetros  $R_p$  y  $R_{50}$  de las curvas completas obtenidas y utiliza las mismas ecuaciones empíricas vistas anteriormente (ecs. 1 y 2) para obtener  $E_0$  y  $E_{p0}$ .

**RESULTADOS.**

En la tabla 1 se representa la media de la diferencia entre los parámetros obtenidos con el método de medida simplificado y los obtenidos con el método de referencia para cada parámetro y para cada energía del haz.

Los valores del rango práctico  $R_p$  son muy parecidos en ambos métodos (diferencias inferiores a  $\pm 0.5$  mm en casi todas las energías). Sólo para energías de 18 MeV se obtiene un rango práctico más de 2 mm mayor con el método rápido de medida. Para el parámetro  $R_{50}$  las diferencias son pequeñas. Sin embargo, se observa que sistemáticamente se obtiene un valor más bajo que el obtenido con el método de referencia. La energía media en la superficie del maniquí se obtiene de forma directa a partir del parámetro  $R_{50}$  (ec.1). Por este motivo los valores de  $E_0$  son, de forma sistemática, menores que los datos de referencia: menores del 2% (menores de 3% para electrones de 10 MeV). La energía más probable en superficie  $E_{p0}$  se obtiene a partir del rango práctico  $R_p$ . Las diferencias son casi siempre inferiores a un 1%. Sólo para energías de 18 MeV la diferencia es del 2.6%, como consecuencia del diferente valor del rango práctico obtenido según ambos métodos.

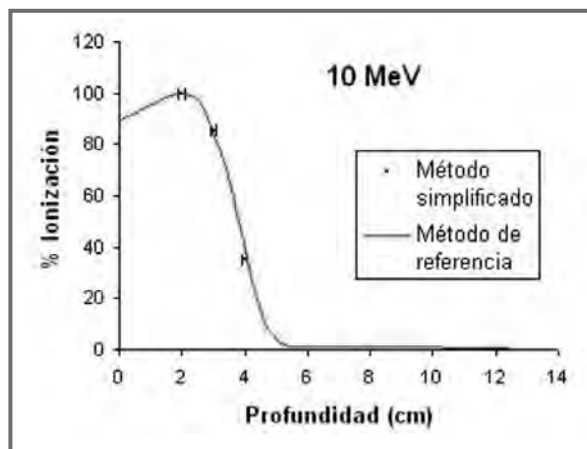


Figura 3: Comparación entre la curva de rendimiento de ionización obtenida con el maniquí semiinfinito motorizado y la obtenida con el método simplificado para 10 MeV, en el que se mide la carga recogida en la profundidad del máximo y en dos puntos, por encima y por debajo del 50% de ionización.

**DISCUSIÓN.**

Los resultados del rango práctico  $R_p$  muestran un gran acuerdo entre ambos métodos de medida, con desviaciones medias inferiores a  $\pm 0.5$  mm, aunque se observa una mayor discrepancia (más de 2 mm) en la energía de 18 MeV. Esta puede ser explicada por la propia definición de dicho parámetro. En nuestro método rápido de medida extrapolamos, a partir de dos puntos, una recta hasta cortar el eje de abscisas, mientras que la definición del parámetro exige que se extrapole hasta intersectar a la contribución de

Energía haz electrones	$\Delta R_p$ (mm) medio	$\Delta R_p$ (mm) medio considerando contribución RX	$\Delta R_{50}$ (mm)	$\Delta E_0$ (%) medio	$\Delta E_{p,0}$ (%) medio
6 MeV	$0.1 \pm 0.1$	$0.0 \pm 0.1$	$-0.3 \pm 0.1$	$-1.4 \pm 0.6$	$-0.3 \pm 0.3$
8 MeV	$-0.3 \pm 0.2$	$-0.2 \pm 0.2$	$-0.4 \pm 0.1$	$-1.4 \pm 0.8$	$0.8 \pm 0.5$
10 MeV	$0.3 \pm 0.1$	$0.0 \pm 0.1$	$-0.9 \pm 0.1$	$-2.3 \pm 0.6$	$-0.6 \pm 0.2$
12 MeV	$-0.2 \pm 0.1$	$-0.7 \pm 0.1$	$-0.6 \pm 0.2$	$-1.3 \pm 0.9$	$0.4 \pm 0.2$
15 MeV	$0.3 \pm 0.2$	$-1.0 \pm 0.2$	$-0.9 \pm 0.2$	$-1.6 \pm 0.9$	$-0.5 \pm 0.2$
18 MeV	$2.2 \pm 0.1$	$0.2 \pm 0.1$	$-0.9 \pm 0.1$	$-1.2 \pm 0.6$	$-2.6 \pm 0.1$

Tabla 1: Media de la diferencia entre los valores medidos con el método rápido y los correspondientes medidos con el método de referencia obtenida para cada parámetro.

Rayos X (RX) del final de la curva. Esta contribución es mayor cuanto mayor es la energía, por lo que cabe esperar que, aunque contribuye en todos los casos, donde más se hace notar es en la energía de 18 MeV.

Por todo ello, se estimó para cada energía la ecuación de la recta de la contribución de RX a partir del último tramo de las curvas de ionización completas obtenidas con el maniquí semiinfinito motorizado. Con la ecuación de esta recta y la recta extrapolada se puede conocer a qué profundidad se cortan ambas, obteniéndose valores que se ajustan más correctamente a la definición de rango práctico  $R_p$ . Estos valores corregidos se muestran en la tabla 1, en la segunda columna. Para energías de 18 MeV, teniendo en cuenta el fondo de RX, se tiene un valor del rango práctico 2.0 mm inferior al obtenido inicialmente. Por lo tanto, la diferencia entre los dos métodos se reduce a  $0.2 \pm 0.1$  mm, corrigiéndose la gran diferencia que había inicialmente. Sin embargo, para las energías de 15 MeV y 12 MeV la diferencia se incrementa, pero sigue siendo aceptable igualmente. Finalmente, para las energías de 10, 8 y 6 MeV, la corrección debida al fondo de Rayos X es muy pequeña y apenas significativa. Con todo esto, se consigue estimar este parámetro con una diferencia respecto al método de referencia igual o mejor de 1 mm.

Se observa una desviación sistemática de los resultados del parámetro  $R_{50}$ . Su estimación con el método simplificado es siempre ligeramente menor que su determinación con el método estándar. La diferencia es pequeña y debe ser atribuida a un error sistemático de posicionamiento de la cámara en el dispositivo experimental del método simplificado. A pesar de ello, la diferencia en la estimación de este parámetro es mejor de 1 mm para todas las energías.

## CONCLUSIONES.

Tras la comparación de los resultados, consideramos que los resultados obtenidos con el método simplificado aquí propuesto son compatibles con los obtenidos según el método de referencia habitual. Esto supone asumir que las estimaciones de los parámetros  $R_p$ ,  $R_{50}$ ,  $E_0$  y  $E_{p,0}$  que se realizan en el método simplificado son correctas dentro de cierta incertidumbre (1 mm para RP y R50), además de validar la nueva disposición de medida, con el brazo del acelerador girado a 270°.

El uso de este nuevo método simplificado nos permitiría verificar periódicamente, que no determinar, la constancia de estos parámetros, con la ventaja del escaso impacto que tiene en el tiempo de uso de la máquina. De esta manera se conseguiría asegurar la estabilidad de los haces de electrones del acelerador lineal con una incidencia mínima en el tiempo de la máquina destinado a tratamientos.

## REFERENCIAS.

<sup>1</sup>Real Decreto 1566/1998. BOE no 206. 28/08/1998. Establecimiento de los criterios de calidad en radioterapia.

<sup>2</sup>Khan FM, Doppke KP, Hogstrom KR, Kutcher GJ, Nath R, Prasad SC, Purdy JA, Rozenfeld M, Werner BL. Clinical electron beam dosimetry : Report of the AAPM Radiation Therapy Committee Task Group No. 25: Med. Phys. 18 (1) 1991.

# COMPARACIÓN DOSIMÉTRICA EN MAMOGRAFÍA DIGITAL Y ANALÓGICA

S. FERRER, M. RAMOS, I. VIZCAINO, G. VERDÚ, J.I. VILLAESCUSA, M.D. SALAS

## 1.- INTRODUCCIÓN

Los avances en imagen diagnóstica han llevado en los últimos tiempos a la aplicación cada vez más extendida de tecnologías digitales en la obtención de imágenes de diagnóstico, y en especial en aparatos de rayos X. Hasta el momento, el uso de técnicas tradicionales (analógicas) en radiología, daban buenos resultados, pero con importantes limitaciones. Las imágenes analógicas tienen los inconvenientes de encontrarse en soporte físico, por lo que deben ser archivadas, ocupando un espacio considerable, además del riesgo de pérdida que supone el disponer de una única copia. Mediante los sistemas digitales, es posible reducir el volumen de almacenamiento de datos, ya que no es necesario el almacenaje masivo de placas, sustituyéndolas por archivos informáticos, que permiten el post-procesado de la imagen y la transmisión de la misma entre centros vía telemática. Sin embargo, también se cuestiona las condiciones de exposición en mamografía digital para la obtención de una imagen de calidad similar a las convencionales, sin por ello aumentar la dosis impartida a los pacientes.

## 2.- MÉTODOS

Con el fin de comparar la obtención de imágenes convencionales (mamografía analógica) con las obtenidas mediante mamografía digital, se han realizado diversas exposiciones en distintas condiciones con un mismo mamógrafo y fantoma para ambos sistemas de captura de imagen. Posteriormente, se tomaron muestras reales de mujeres a las que se les realizó mamografías con el mismo equipo, obteniendo imágenes reales tanto digitales como analógicas.

El estudio ha sido realizado en el Servicio de Radiodiagnóstico del Hospital Dr. Peset de Valencia, con el mamógrafo *Senographe DMR*.

Los parámetros del mamógrafo fueron:

- Foco grueso
- Ánodo de molibdeno
- Filtración de 30  $\mu$ m de molibdeno
- Exposición automática
- Distancia foco-película: 64 cm

Las condiciones de exposición del fantoma:

- Densidad óptica media (0 en el caso analógico y +2 en el digital) con variación de la tensión aplicada entre 26 y 30 kV.
- Para una tensión fija de 28 kV, variando la densidad óptica. Entre -2 y +2 para el caso analógico y entre 0 y 4 para el digital.

Para la realización de las mamografías se empleó el fantoma *CIRS 11A mammo phantom SP01<sup>1</sup>*, un maniquí que simula la exposición mamográfica, de espesor 4.5 cm. Los materiales de que está compuesto son resinas que simulan los coeficientes de atenuación de fotones de los tejidos mamarios, con una composición media de tejido adiposo y glandular, descrita por Hammerstein<sup>2</sup>. La *figura 1* muestra dicho fantoma.



Figura 1.- Fantoma CIRS 11A empleado en las exposiciones

Dentro del fantoma se encuentran diversos objetos de test, que simulan calcificaciones, calcificaciones fibrosas en los conductos y masas tumorales. La

figura 2 muestra la disposición de los objetos en el fantoma CIRS 11A.

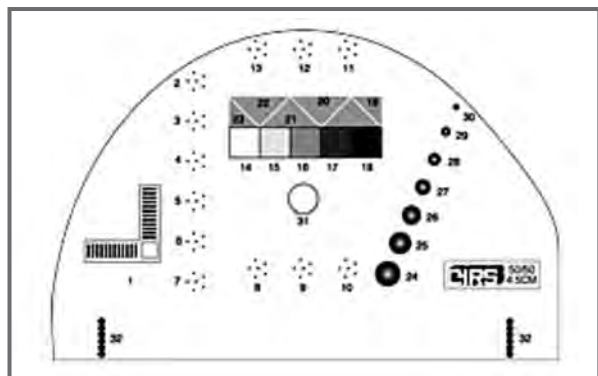


Figura 2.- Esquema de disposición de objetos dentro del fantoma

Una vez realizadas las exposiciones, para cada una de ellas se tendrán valores de kV, espesor (4.5 cm del fantoma para todas), mAs (miliamperios y tiempo de exposición, dado por el modo automático del mamógrafo) y densidad óptica (D.O.). Con estos valores y para una supuesta glandularidad del 50%, simulada en el fantoma, será posible obtener la dosis media glandular en cada una de las exposiciones.

### 2.1. Cálculo de la dosis glandular.

Se han calculado las dosis medias glandulares de todas las exposiciones a partir de dos métodos, el seguido en el Protocolo Europeo de Dosimetría en mamografía<sup>3</sup> y otro método propio, similar al del Protocolo Europeo, pero desarrollando las simulaciones para obtener los factores.

En el Protocolo Europeo de Dosimetría en Mamografía se describen las pautas para el cálculo de la dosis media glandular, a partir de medidas del Kerma en Aire en la Superficie de Entrada (ESAK) y del valor de la capa hemirreductora (CHR), empleando factores de conversión  $g$  calculados por Dance<sup>4</sup>.

El método alternativo es similar al del Protocolo Europeo, pero empleando los factores  $g'$ , que fueron calculados a partir de simulaciones con el código de Monte Carlo MCNP-4c<sup>5</sup>, para distintos espesores, glandularidades y kV, empleando los espectros de rayos X obtenidos del catálogo de espectros 'Catalogue of Diagnostic X-Ray Spectra and other Data (IPEM)'<sup>6</sup>.

Así, la dosis media glandular  $DMG$ , se ha calculado de la forma

$$DMG = gESAK \quad (1)$$

empleando el factor  $g$  de Dance si se calcula según el Protocolo Europeo o  $g'$ , si se emplean los factores obtenidos por los autores a partir de MCNP4c2.

Con el fin de obtener valores reales de las dosis impartidas a las mujeres a las que se realizan mamografías, se ha obtenido una muestra de condiciones de exposición reales tanto para el caso de imágenes analógicas como digitales, realizadas con el mismo equipo con el que se hizo la comparación. Durante las exposiciones, se registró la carga del tubo (mAs) en cada caso, el espesor de compresión de mama, el voltaje del tubo y el tipo de proyección (CC ú OML).

### 3.- RESULTADOS

La tabla 1 muestra los valores de dosis obtenidos para una densidad óptica media, de valor 0 en el caso de imagen analógica. Del mismo modo, la tabla 2 presenta los resultados para el caso digital, con una densidad óptica central de 2, siendo ambos valores de densidad óptica técnicamente equivalentes. Se ha variado la tensión entre 26 y 30 kV.

ANALÓGICO (D.O.) = 0			
kV	mAs	Dosis P.E. (mGy)	Dosis MCNP4c2 (mGy)
26	119	1.732	1.755
27	90	1.561	1.589
28	66	1.333	1.383
29	49	1.131	1.191
30	36	0.937	0.997

Tabla 1.- Valores de dosis medias glandulares en función de la tensión aplicada para la obtención de imágenes analógicas.

DIGITAL (D.O. = 2)			
kV	mAs	Dosis P.E. (mGy)	Dosis MCNP4c2 (mGy)
26	74	1.077	1.091
27	53	0.919	0.936
28	42	0.848	0.880
29	32	0.739	0.778
30	25	0.651	0.692

Tabla 2.- Valores de dosis medias glandulares en función de la tensión aplicada para la obtención de imágenes digitales.

En la tabla 3 se ha fijado la tensión de la exposición en 28 kV y se ha variado la densidad óptica en todo su rango para obtener la imagen analógica. En este caso, dicha densidad óptica varía entre -2 y +2, siendo el valor central el 0.

ANALÓGICO (DO=[-2,+2])				
kV	mAs	DO Digital	Dosis P.E. (mGy)	Dosis MCNP4c2 (mGy)
28	57	-1	1.151	1.195
28	45	-2	0.909	0.943
28	66	0	1.333	1.383
28	77	1	1.555	1.614
28	92	2	1.858	1.928

Tabla 3.- Valores de dosis medias glandulares en función de la densidad óptica a una tensión fija de 28 kV, para la obtención de imágenes analógicas.

De igual forma, para imágenes digitales, se ha fijado una tensión de 28 kV y variado la densidad óptica en todo su rango, que en este caso varía entre 0 y 4, siendo el valor central el correspondiente al 2. Los valores de dosis medias glandulares se muestran en la tabla 4.

DIGITAL (DO=[0,4])				
kV	mAs	DO Digital	Dosis P.E. (mGy)	Dosis MCNP4c2 (mGy)
28	30	0	0.606	0.629
28	34	1	0.687	0.713
28	42	2	0.848	0.880
28	50	3	1.010	1.048
28	56	4	1.131	1.174

Tabla 4.- Valores de dosis medias glandulares en función de la densidad óptica a una tensión fija de 28 kV, para la obtención de imágenes digitales.

Cabe señalar que aunque los rangos de densidad óptica sean distintos en cada caso, la equivalencia es la misma en los extremos y casos centrales, de ahí la comparación.

En las figuras 3 y 4 se muestran las imágenes obtenidas en el caso analógico y digital, para una tensión de 28 kV y una densidad óptica media.

En el caso digital, hay que señalar que la imagen, una vez tomada, está sometida a un post-procesado que optimiza el contraste, mejorando la distinción de objetos, mientras que la imagen analógica es la proyección directa de la exposición.



Figura 3.- Imagen analógica obtenida para una exposición a 28 kV, y densidad óptica media

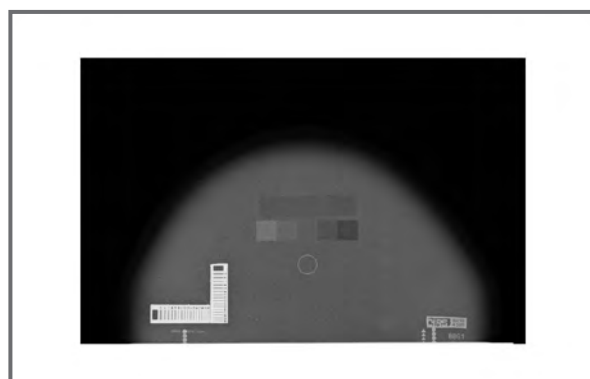


Figura 4.- Imagen digital obtenida para una exposición a 28 kV, y densidad óptica media

A partir de las muestras de exposiciones reales a mujeres que se examinaron en este equipo, se calcularon las dosis medias glandulares para ambos tipos de imagen, calculadas por los dos métodos considerados, el seguido en el Protocolo Europeo de Dosimetría en Mamografía y el desarrollado por los autores. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 5.

	Protocolo Europeo	MCNP4c2
Imagen Analógica	1.18 ± 0.55	1.13 ± 0.44
Imagen Digital	1.06 ± 0.57	1.02 ± 0.47

Tabla 5.- Valores de dosis medias glandulares para muestras reales de imágenes analógicas y digitales.

#### 4.- CONCLUSIONES

De las dosis calculadas para la exposición del fantoma, se concluye que para una misma densidad óptica y unas mismas condiciones de exposición las dosis obtenidas en mamografía digital resultan menores que las obtenidas con técnicas convencionales, ya que los mAs aplicados resultan menores. Sin embargo, la imagen obtenida en el caso digital, es post-procesada en la reveladora, con el fin de optimizar el contraste. Esta es un arma de doble filo, porque si bien es posible distinguir masas con más nitidez, en exposiciones reales, estas masas podrían resultar falsos positivos, con los inconvenientes que ello conlleva para la paciente. Por otra parte, si se considera el post-procesado como una ventaja, cabría la posibilidad de disminuir la densidad óptica o grado de ennegrecimiento de la exposición, ya que el contraste será aumentado en el post-procesado, reduciendo en mayor grado las dosis impartidas.

En el caso de las muestras reales de mujeres expuestas, las dosis en mamografía digital también resultan menores, realizando el cálculo con los dos métodos considerados.

El resultado obtenido en la comparación digital-convencional indica que con las nuevas tecnologías de imagen diagnóstica, además de los beneficios técnicos que supone, la disminución de las dosis

impartidas a las mujeres expuestas, también podría ser un argumento para su implantación. No obstante, la última palabra la debe tener el radiólogo, ya que existen diversas opiniones y preferencias a la hora de examinar las imágenes obtenidas, debido al tipo de soporte (monitor en caso de mamografía digital, o placas en el caso de mamografía convencional).

#### 5.- REFERENCIAS

1. Tissue simulation and phantom technology  
www.cirsinc.com
2. G.R. Hammerstein, D. W. Miller, D. R. White, M. E. Masterson, H. Q. Woodard, J. S. Laughlin, "Absorbed Radiation Dose in Mammography". *Radiology* **130**, 485-491 (1970)
3. European Commission 1996. European Protocol on Dosimetry in Mammography. European Commission Report EUR 16263 EN (Luxembourg, 1996).
4. D. R. Dance, C. L. Skinner, K. C. Young, J. R. Beckett, C. J. Kotre, "Additional factors for the estimation of mean glandular breast dose using the UK mammography dosimetry protocol". *Phys. Med. Biol.* **45**, 3225-3240 (2000)
5. 'MCNPTM A General Monte Carlo N-Particle Transport Code' Oak Ridge National Laboratory, Version 4c Manual, 2000
6. Catalogue of Diagnostic X-Ray Spectra and other Data © The Institute of Physics and Engineering in Medicine ISBN 0 904181 88

# EMBOLISMO PULMONAR EN PACIENTES EMBARAZADAS: ESTIMACIÓN DE DOSIS AL FETO CON TC MULTICORTE Y GAMMAGRAFIA DE PERFUSIÓN.

C. MÍNGUEZ, M.L ESPAÑA, A. FLORIANO, P. CASTRO, P. LOPEZ FRANCO

## INTRODUCCIÓN

El tromboembolismo pulmonar (TEP) es una de las principales causas de morbilidad y mortalidad durante el embarazo, registrándose con una frecuencia de 1 cada 1000, o 1 cada 2000 embarazos (1,2). Existen estudios que muestran un incremento significativo en los últimos años en la mortalidad durante el embarazo debido a esta patología (3). El embarazo incrementa el riesgo de TEP en un factor cinco en comparación con el riesgo en mujeres no embarazadas de edad similar (4). Para lograr una disminución en las tasas de morbilidad y mortalidad es necesario disponer

de un diagnóstico rápido y correcto, por lo que se debe realizar una evaluación de los medios diagnósticos que se dispone. Esta evaluación es especialmente crítica en el caso de mujeres embarazadas, ya que se debe minimizar el riesgo para el feto tanto por la utilización de radiaciones ionizantes como de medios intervencionistas.

La gammagrafía de perfusión pulmonar (PP) es el procedimiento no invasivo más frecuentemente utilizado para el diagnóstico de TEP durante el embarazo (5,6) y, en general, solamente en caso de que el resultado sea normal, o de alta probabilidad, se pueden obviar procedimientos adicionales (1). La tecnología de TC helicoidal ya representó un importante avance en el diagnóstico de TEP (7), y en la actualidad la introducción de la tecnología TC multicorte (TCMC) ha supuesto importantes mejoras debido, entre otros factores, a menores espesores de colimación, al incremento en la resolución en el eje Z, ó a la disminución de los tiempos de exposición (8).

En nuestro hospital, en caso de ser necesario, una vez valorada la gammagrafía de perfusión pulmonar, el procedimiento adicional que se realiza es una angiografía TC multicorte. El objetivo del presente trabajo es la comparación desde un punto de vista dosimétrico de ambos procedimientos, con el fin de que el prescriptor disponga de toda la información necesaria para la evaluación del riesgo para el feto en el protocolo de actuación en caso de sospecha de TEP en pacientes embarazadas.

## MATERIAL Y MÉTODO

La estimación dosimétrica en la gammagrafía de PP se ha realizado con el programa MIRDose 3.1.(9) que permite determinar la dosis absorbida en feto en el primer, segundo y tercer trimestre del embarazo para diferentes radionucleidos y actividades suministradas.

Para la determinación de la dosis absorbida en los diferentes órganos críticos este programa requiere el conocimiento de las propiedades físicas del radionucleido y las propiedades biocinéticas del radiofármaco (10). En este trabajo se han obtenido los valores de dosis media absorbida en feto en los diferentes estadios del embarazo, introduciendo en el programa los tiempos de residencia dados por Stabin y Russell(11) para el  $^{99m}\text{Tc}$ -MAA, recogidos en la tabla I.

Algunos autores (12) establecen tiempos de residencia mucho menores que los expresados en la tabla I, lo que tendría como consecuencia directa una reducción en la dosis estimada al feto. Saunders y Palmer, consideran que los valores dados por Stabin y Russell son muy conservadores al no tener



Órgano	$\tau$ (h)
Riñones	$1,78 \cdot 10^{-2}$
Hígado	1,04
Pulmones	4,89
Vejiga	$2,17 \cdot 10^{-1}$
Feto	$5,2 \cdot 10^{-2}$
Placenta	$7,89 \cdot 10^{-1}$

Tabla1. Tiempos de residencia ( $\tau$ (h)) para Tc99m-MAA

en cuenta la eliminación biológica del radionucleido y suponer invariante la biocinética del radiofármaco durante todo el proceso de gestación.

Para procedimientos de TC multicorte (TCMC) se han utilizado distribuciones de dosis absorbida estimadas por Boone y Cooper (13) a partir de métodos Monte Carlo en maniqués cilíndricos de material equivalente a agua (14,15). Estos autores proporcionan valores de dosis absorbida en puntos adyacentes al volumen irradiado en función de la longitud de escáner y la distancia al último corte. La simulación Monte Carlo se efectúa para el TC GE Lightspeed scanner, un haz de espectro correspondiente a 120 kV, pitch 1, 100 mAs y 10 mm de colimación. Teniendo en cuenta que la distribución de dosis en el maniqué es función del equipo y la técnica empleada (16,17,18), es necesario multiplicar los valores de dosis absoluta dados por unos determinados factores de corrección para estimar la distribución de dosis correspondiente en nuestro equipo

Las correcciones introducidas en el cálculo son las siguientes:

- i) Corrección por distinto valor de los mAs.

$$C_1 = \frac{mAs}{100}$$

- ii) Corrección por distinto valor de pitch

$$C_2 = \frac{1}{p}$$

- iii) Corrección por distinto valor de CTDI.

La distribución de dosis en el maniqué depende de la filtración del equipo. Además, en el caso de equipos multicorte existe un incremento en la dosis respecto al TC helicoidal por el denominado efecto penumbra (19, 20). Estos motivos hacen necesaria la introducción de un factor de corrección que tenga en

cuenta que el valor de CTDI es diferente de un equipo a otro para condiciones idénticas de irradiación.

$$C_3 = \frac{(CTDI)_{10,Asteion}}{(CTDI)_{10,GE}}$$

El valor de CTDI del TC Asteion multicorte para un espesor de corte de 10 mm de espesor se determinó por interpolación a partir de los valores de CTDI medidos en las mismas condiciones para espesores de colimación de 8, 16 y 20 mm. (Gráfico 1).

- iv) Corrección por distinto valor del espesor de corte

$$C_4 = \frac{(CTDI)_{8,Asteion}}{(CTDI)_{10,Asteion}}$$

La dosis en un punto del eje del maniqué situado a una distancia del último corte puede determinarse a partir de la siguiente expresión:

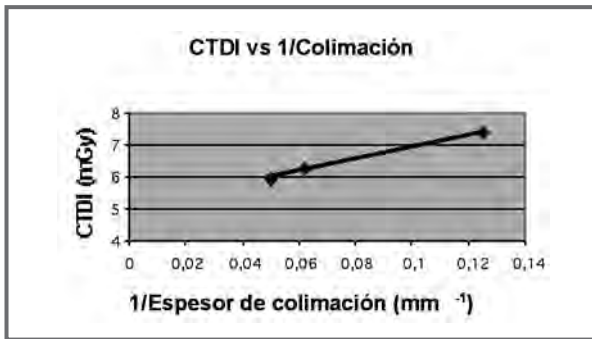
$$D_{asteion}(d) = D_{GE}(d) * C_1 * C_2 * C_3 * C_4$$

Los valores correspondientes a estos factores de corrección aparecen recogidos en la tabla II.

Para estimar la dosis al feto en los diferentes estadios del embarazo utilizamos los datos correspondientes al maniqué de 32 cm, teniendo en cuenta que la distancia del feto al volumen irradiado disminuye con el progreso del embarazo.

En el hospital la angiografía TC se realiza en un TC Toshiba Asteion Multicorte con modulación de intensidad, empleándose la técnica habitual en la práctica clínica (120 kV, 200 mA, 0,75 s/rotación, 8 mm de colimación, pitch 1,37 y 20 cm de longitud medidos a partir del apófisis xifoides) cuando se trata de una paciente embarazada, aunque podría conseguirse una reducción de dosis en feto acortando la longitud de exposición. Con objeto de cuantificar en qué medida se puede disminuir la dosis en feto, se han realizado los cálculos para volúmenes de irradiación de 10, 20 y 30 cm de longitud, siendo 20 cm la longitud habitual en la práctica clínica.

De esta manera, suponiendo que las longitudes medias del feto en 10, 20 y 35 cm en el primer, segundo y tercer estadio del embarazo respectivamente, y que las distancia del apófisis xifoides al feto son 35, 25 y 20 cm en los mismos periodos, determinamos las distancias máxima y mínima del feto al último corte.



Gráfica 1. Valores de CTDI para 120 kV, 100 mAs, pitch=1 en función del espesor de colimación para el TC Asteion Multicorte. El coeficiente de regresión del ajuste lineal es 0,999.

Los puntos en los que se evalúa la dosis para cada longitud de TC serán aquellos comprendidos entre las distancias máxima y mínima del feto al último corte, es decir, a lo largo de la longitud del feto.

**RESULTADOS**

En el servicio de Medicina Nuclear, cuando hay sospecha de tromboembolismo pulmonar en una paciente embarazada, lo habitual es disminuir la dosis de radiofármaco administrada (21) con el consiguiente aumento del tiempo de adquisición. La actividad inyectada a un paciente en condiciones normales está comprendida entre 111 y 185 MBq, reduciéndose esta cantidad a 37 MBq en el caso de una paciente embarazada. La dosis media en feto para la gammagrafía de PP cuando se administra a la madre 37 MBq de Tc 99m-MAA es 0,15 mGy en el primer trimestre del embarazo, 0,19 mGy en el segundo trimestre y 0,15 mGy en el tercer trimestre.

Los valores de dosis media en feto determinados a partir de los tiempos de residencia de Saunders y Palmer, son considerablemente inferiores (0,063 mGy durante el primer estadio y 0,07 mGy durante el último trimestre), sin embargo, para la comparación dosimétrica utilizaremos los resultados obtenidos con los valores más conservadores, por ser estos los que se utilizan de manera habitual.

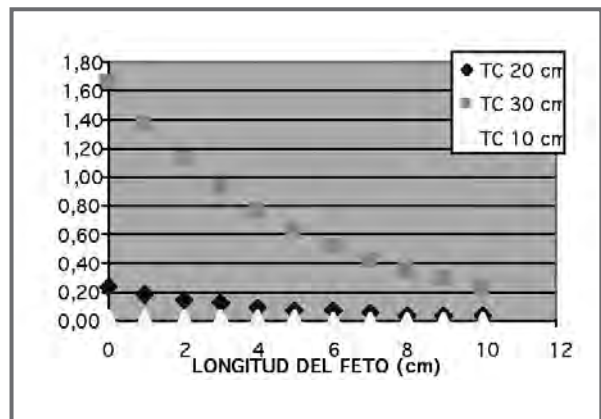
Para el procedimiento de TCMC se han estimado los valores de dosis absorbida máxima y media en el eje del maniquí en función de la longitud de escáner y el estado de gestación, los resultados se presentan en las tablas III, IV y V. Estos resultados muestran la posibilidad de conseguir reducciones en la dosis máxima y en la dosis media al disminuir la longitud

de escáner e incrementar con ello la distancia del feto al volumen irradiado.

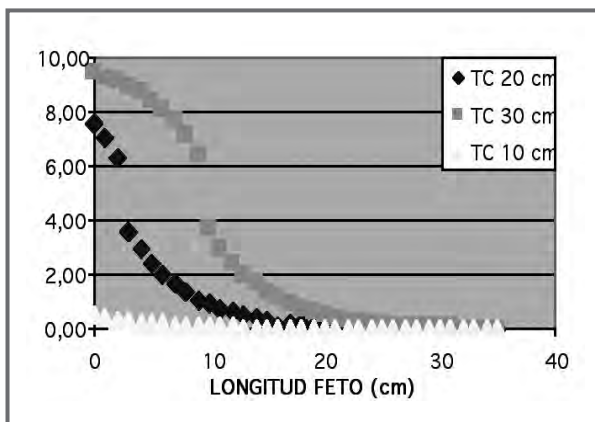
Las gráficas 2, 3 y 4 reflejan cómo a partir de una cierta distancia al volumen irradiado la caída de dosis es exponencial y en puntos muy alejados las curvas correspondientes a las longitudes de 30, 20 y 10 cm tienden a unirse. Esta caída exponencial de la dosis hace que exista una relación exponencial entre la dosis media a lo largo de la longitud del feto y la distancia al último corte. Por otra parte, al depender la distancia al último corte tanto de la longitud del feto como de la longitud del escáner, la dosis media aumenta de manera exponencial con el aumento de ambas dimensiones (Gráfica 4) durante los dos primeros trimestres del embarazo. En el último trimestre el feto está muy cerca del último corte e incluso dentro del volumen irradiado, motivo por lo cual la caída de dosis no es exponencial en toda la longitud de feto y no se puede establecer una relación de este tipo entre la dosis media con la longitud de escáner.

Factor Corrección	Valor
C1(mAs)	1,5
C2 (pitch)	0,73
C3 (Equipo)	1,63
C4 (Colimación)	1,07

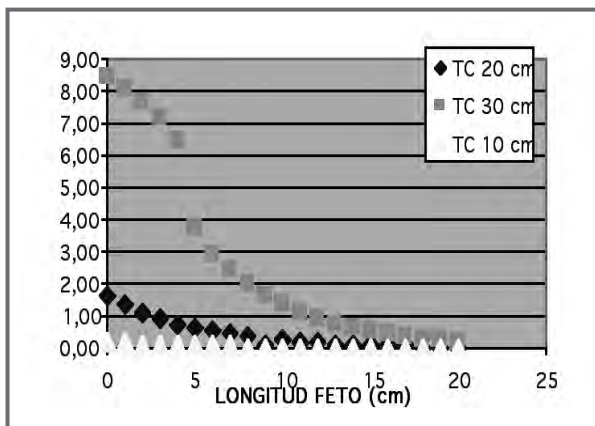
Tabla II. Factores de corrección incluidos en la estimación de dosis



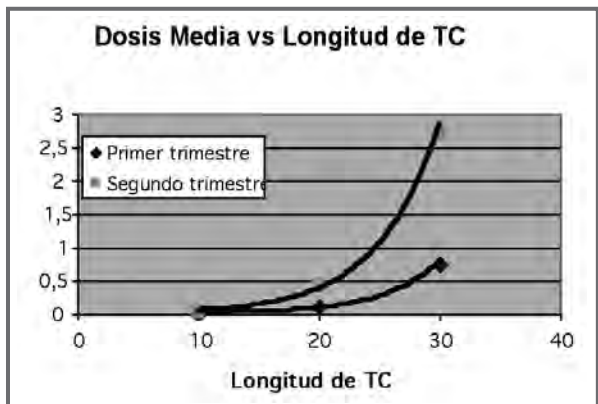
Gráfica 1. Distribución de Dosis Absorbida a lo largo de la longitud del feto durante el primer trimestre del embarazo en función de la longitud del TC.



Gráfica 3. Distribución de Dosis Absorbida a lo largo de la longitud del feto durante el tercer trimestre del embarazo en función de la longitud del TC.



Gráfica 2. Distribución de Dosis Absorbida a lo largo de la longitud del feto durante el segundo trimestre del embarazo en función de la longitud del TC.



Gráfica 4. Dosis Media a lo largo de la longitud del feto en función de la longitud del TC durante los dos primeros trimestres del embarazo.

PRIMER TRIMESTRE					
TC de 30 cm		TC de 20 cm		TC de 10 cm	
Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)
1,66	0,75	0,23	0,10	0,02	0,01

Tabla III. Valores estimados de dosis absorbida máxima y media durante el primer estadio del embarazo

Para contrastar el método empleado se han comparado los valores obtenidos con los valores de dosis media en feto dados en la literatura. Para ello realizamos el cálculo siguiendo el mismo procedimiento pero aplicando los factores de corrección correspondientes a la técnica empleada por Winer-Muram (22). Los resultados de la comparación se muestran en la tabla VI.

La comparación dosimétrica de la angiografía TC con la gammagrafía de PP se ha realizado usando la dosis media en el eje a lo largo de la longitud del feto teniendo en cuenta que la variación en la dosis con la distancia al eje no es muy significativa. (Gráfica 5).

SEGUNDO TRIMESTRE					
TC de 30 cm		TC de 20 cm		TC de 10 cm	
Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)
8,43	2,73	1,64	0,42	0,21	0,05

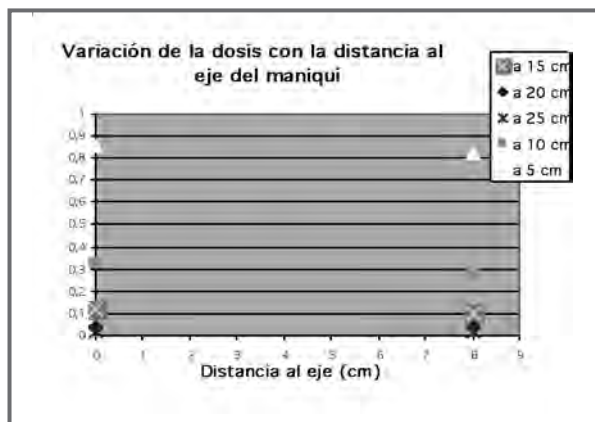
Tabla IV. Valores estimados de dosis absorbida máxima y media durante el segundo estadio del embarazo.

TERCER TRIMESTRE					
TC de 30 cm		TC de 20 cm		TC de 10 cm	
Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)	Dmax(mGy)	Dmed(mGy)
9,43	2,73	7,56	1,07	0,55	0,08

Tabla V. Valores estimados de dosis absorbida máxima y media durante el tercer estadio del embarazo.

	Valores de Winer-Muram		Valores calculados	
	Dosis Máxima (mGy)	Dosis Media (mGy)	Dosis Máxima (mGy)	Dosis Media (mGy)
Primer Trimestre	0,011	0,006	0,0174	0,0095
Segundo Trimestre	0,117	0,029	0,101	0,024
Tercer Trimestre	0,307	0,044	0,278	0,0541

Tabla VI. Comparación de los valores de dosis máxima y media dados por Winer-Muram con los calculados según el procedimiento descrito.



Gráfica 5. Variación de la dosis con la distancia al eje para diferentes valores de la distancia al último corte de irradiación.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.

Según los procedimientos empleados actualmente en nuestro hospital en la gammagrafía de perfusión y en la angiografía TC en el caso de una paciente embarazada, las dosis medias en feto son sólo del mismo orden durante el primer estadio del embarazo. Con el progreso del embarazo las dosis en feto estimadas en la angiografía aumentan exponencialmente hasta aumentar un factor 10 respecto a la gammagrafía durante el último trimestre del embarazo. Por este motivo, aunque la dosis en feto en la angiografía TC multicorte va a depender tanto del equipo como de la técnica empleada, el parámetro más crítico es la longitud de escáner pudiéndose reducir la dosis en un factor 13 por disminuir la longitud de escáner de 20 a 10 cm.

En caso de sospecha de TEP en pacientes embarazadas, teniendo en cuenta que la sensibilidad y especificidad de ambas técnicas es comparable (23) y que la realización de la gammagrafía de perfusión no evita la angiografía TC cuando el resultado del estudio es indeterminado, puede conseguirse una reducción de dosis al feto usando la angiografía TC multicorte como primera prueba diagnóstica optimizando las condiciones de irradiación empleadas (24).

## BIBLIOGRAFÍA

- (1) Toglia MR, Web JG. Venous thromboembolism during pregnancy. N England Med 1996; 335: 108-114.
- (2) Berg C.S, Atrash H.K. Pregnancy related morta-

lity in the United States, 1987-1990. Obstret Gynecol 88, 161-167, (1996)

- (3) Department of Health. Report on Confidential enquiries into maternal deaths in the United Kingdom, 1994-1996. London 1998.

- (4) Prevention of venous thrombosis and pulmonary embolism. NIH Consensus development. JAMA 1986; 256:744-749

- (5) Biselle PM, Reddy SS, Villsd PA, Liu A, Seibyl JP. Pulmonary embolus in pregnant patients: survey of ventilation-perfusion imaging policies and practices. Radiology 1998;207: 201-206.

- (6) Balan KK, Critchley M, Vedavathy KK, y col. The value of ventilation-perfucion imaging in pregnancy. Br J Radiol 1997; 70:338-340

- (7) Rathbun SW, Raskob GE, Whitsett TL. Sensitivity and specificity of helical computed tomography in the diagnosis of pulmonary embolism: a systematic review. Ann Intern Med 2000; 132:227-32

- (8) Reid JH. Multislice CT pulmonary angiography and CT venography. Br J Radiol. 2004; 77 S39-S45

- (9) Stabin M. MIRDOSE the personal computer software for use in internal dose assessment in nuclear medicine. J Nucl Med, 37: 538-546, (1996)

- (10) International Commission on Radiological Protection. Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals. ICRP Publication 53, Pergamon Press, New York, 1988.

- (11) Russell J.R, Stabin M.G. Radiation absorbed dose to the embryo/fetus from radiopharmaceuticals. Health Physics 73 (5), 756-769, (1997).

- (12) Saunders M, Palmer M. Model-based comparison of maternal and foetal organ doses from <sup>99m</sup>Tc pertechnetate, DMSA, DTPA, HDP, MAA and MAG3 diagnostic intakes during pregnancy. Eur J Nucl Med 29, 1365-1373, (2002).

- (13) J.M, Cooper V.N. Monte Carlo assessment of computed tomography dose to tissue adjacent to the scanned volume. Med Phy 27 (10), 2393-2407, (2000).

(14) Atherton J, Huda W. CT dose in cylindrical phantoms. *Phys Med Biol* 40, 891-911, (1995)

(15) W, Atherton J. Energy imparted in computed tomography. *Med Phys* 22, 1263-1269, (1995)

(16) Mahesh M, Scatarige J.C. Dose and pitch relationship for a particular multislice CT scanner. *AJR* 177, 1273-1275, (2001)

(17) Huda W, Atherton j. An approach for the estimation of effective radiation dose at CT in pediatric patients. *Radiology* 203, 417-422, (1997)

(18) Mc Nitt-Gray M. Radiation Dose in CT. AAPM/RSNA physics tutorial for residents: topics in CT. *Radiographics* 22, 1541-1553, (2002).

(19) Mc Collough C.H, Performance evaluation of a multislice CT system. *Med Phys* 26(11), 2223-2230, (1999)

(20) Dawson P. Patient dose in multislice CT:

why is it increasing and dose it matter?. *The British Journal of Radiology* 77, S10-S13, (2004)

(21) M., Boisselle, MD. Pulmonary embolus in pregnant patients : survey of ventilation-perfusion imaging policies and practices. *Radiology* 207, 201-206, (1998)

(22) Winer-Muram H.T, Boone J.M. Pulmonary embolism in pregnant patients: fetal radiation dose with helical CT. *Radiology* 224, 487-492, (2002).

(23) Reinartz P, Wildberger J.E. Tomographic imaging in the diagnosis of pulmonary embolism : A comparison between V/Q lung scintigraphy in SPECT technique and multislice spiral CT. *The Journal of Nuclear Medicine* 45, 1501-8, (2004).

(24) Shuster M.E, Fishman J.E. Pulmonary embolism in pregnant patients: a survey of practices and policies for CT pulmonary angiography. *Am J Roent* 181, 1495-1498, (2003)



# APLICACIÓN DEL SOFTWARE SCREENRISK PARA EL CÁLCULO DE DETRIMENTO RADIOLÓGICO EN UNIDADES DE MAMOGRAFÍA DIGITAL

S FERRER, M RAMOS, I VIZCAINO, G VERDÚ, JI VILLAESCUSA, MD SALAS

## 1.- INTRODUCCIÓN

Los programas de cribado mamográfico pretenden la diagnosis temprana del cáncer de mama en mujeres de mediana edad. El Protocolo Europeo de Dosimetría en Mamografía<sup>1</sup> es el documento que regula esta práctica, asegurando la calidad en el diagnóstico y permitiendo la comparación entre centros.

A pesar de que los programas de cribado mamográfico reducen la incidencia del cáncer de mama, la exposición a radiaciones ionizantes supone un riesgo radiológico para las mujeres que acuden al programa<sup>2</sup>. Como parámetro de riesgo, actualmente se considera la dosis media glandular absorbida en la realización de una mamografía, a partir de la cual se obtiene como indicador del riesgo el número de cánceres que podría inducir esa dosis en un programa de cribado. Se han utilizado modelos de proyección de riesgo obtenidos a partir de datos de poblaciones expuestas, como los supervivientes de las bombas atómicas o pacientes expuestos a altas dosis por razones médicas<sup>3</sup>. Aunque este procedimiento está sujeto a gran cantidad de incertidumbres, estos indicadores resultan adecuados para comparar modos de actuación entre centros o distintas fases de un programa de prevención. Con este fin ha sido desarrollado SCREENRISK, un software que proporciona una manera fácil de cuantificar riesgos en los programas de cribado mamográfico.

Con el avance de las tecnologías en imagen diagnóstica, poco a poco se están introduciendo equipos de mamografía digital en los programas de cribado, sustituyendo a los equipos convencionales. En concreto, en el Programa de Prevención de Cáncer de Mama de la Comunidad Valenciana se dispone en

estos momentos de cuatro unidades de diagnóstico con mamografía digital. De dichas unidades se ha extraído una muestra poblacional de exposiciones reales con el fin de calcular las dosis absorbidas y determinar el detrimento radiológico empleando SCREENRISK.

## 2.- MÉTODOS

### ***2.1. Exceso relativo de riesgo para incidencia y mortalidad.***

El Exceso Relativo de Riesgo (ERR) es un parámetro empleado para el transporte de riesgos entre poblaciones expuestas a radiaciones con diferente riesgo base. Los modelos de transporte de riesgo se emplean en epidemiología para estimar tasas de incidencia y mortalidad de cáncer en una población bajo estudio, a partir de datos obtenidos de otra población cuyas tasas han sido observadas.

Diferentes estudios se han empleado para el transporte de riesgos al Programa de Prevención del Cáncer de Mama de la Comunidad Valenciana. Los modelos de mortalidad son: (1a) Estudio de Fluoroscopia de Canadá (1950-1987), (2a) El estudio Life Span Study (LSS), que incluye mujeres supervivientes a la bomba atómica entre 1950 y 1985, (3a) LSS con seguimiento hasta 1990, dependiendo de la edad de exposición y (4a) dependiendo de la edad alcanzada. Los modelos para incidencia del cáncer de mama son: (1b) Life Span Study para incidencia del cáncer de mama (1958-1993); (2b) estudio de fluoroscopia de Massachussets para pacientes de tuberculosis (TBO) y su extensión (TBX); (3b) mastitis aguda post-parto en Nueva Cork (APM) y (4b) tratamiento de enfermedades benignas de mama en Suecia (BBD).

El Exceso Relativo de Riesgo se ha ajustado según.

$$ERR(z^{(m)}) = \alpha^{(m)} \theta(s) \Phi(d_g) \exp(\gamma^{(m)}(t_e - t^{(m)}) \left(\frac{t_k}{50}\right)^{\beta^{(m)}}) \quad (1)$$

donde  $\Phi(d_g)$  es la respuesta a dosis del modelo  $m$ , con una dosis efectiva en la mama de  $d_g$ ,  $s$  es el género del individuo y  $\Phi_s$  una función que depende del género y el tipo de cáncer, igual a 1 en el caso de cáncer de mama femenino. El vector de variables para el ERR es el mismo en el caso de mortalidad y de incidencia, e incluye  $z^{(m)} = [t_k, t_e, d_g, s]$

Cada uno de los modelos tiene sus propios parámetros basados en casos bajo estudio.

Para el transporte de riesgos se ha considerado una extensión del *Cox Proporcional Hazards para estimar el Exceso Absoluto de Riesgo (EAR)* como

$$EAR^{(m)}(t_k | z^{(m)}) = \lambda(t_k) \left[ ERR^{(m)}(z^{(m)}) \right]_{t_k \geq t_e + L} \quad (2)$$

donde  $ERR^{(m)}$  es el exceso relativo de riesgo del modelo  $m$  para cáncer de mama. En (2), se observa que  $ERR^{(m)}$  es transportado a una población con función de riesgo base  $\lambda(t_k)$  para incidencia o mortalidad, obtenida de datos estadísticos poblacionales.

## 2.2. Riesgo de inducción de cáncer (REIC) y riesgo de cáncer mortal (REID)

El riesgo de inducción de cáncer por exposición (REIC) se define como la probabilidad de que un individuo desarrolle un cáncer radioinducido, no necesariamente mortal, a lo largo de su vida. En el mismo sentido, el riesgo de cáncer mortal por exposición (REID) muestra la probabilidad de que un individuo muera debido a un cáncer radioinducido. De esta forma, y derivando de un proceso de Markov, REIC y REID pueden calcularse como

$$REID(t_e | z_{,fbc}) = \sum_{j=e+L}^M \hat{S}_1(t_j | z_{,fbc}) EAR_{fbc}(t_j | z_{,fbc}) \quad (4)$$

$$REIC(t_e | z_{in}, z_{,fbc}) = \sum_{j=e+L}^M \hat{S}_1(t_j | z_{,fbc}) EAR_{in}(t_j | z_{in}) \quad (5)$$

siendo  $\hat{S}_1(t_j | z_{,fbc})$  el estimador de función de supervivencia,  $EAR_{fbc}$  el exceso absoluto de riesgo para cáncer de mama mortal y  $EAR_{in}$  para incidencia.  $z_{in}$  es el vector de variables a considerar en la incidencia de cáncer.

## 2.3. La aplicación SCREENRISK: simulación e implantación.

En los programas de cribado mamográfico, las mujeres acuden a exploración a partir de una edad inicial (a) hasta una edad final (b), con un intervalo entre visitas de (s) años, recibiendo normalmente una o dos mamografías por pecho y visita.

Se pueden emplear distintos indicadores a la hora de evaluar un programa de cribado y poder comparar unos con otros. Uno de ellos es el detrimento radiológico medio para un programa determinado, para cáncer de mama inducido y mortal, en un momento dado, se puede estimar como

$$\prod_{in}^{(m)} = \sum_{j=a}^b v(t_j) REIC^{(m)}(t_j | \bar{d}_{gj}) \cdot w(t_j) \quad (6)$$

$$\prod_{fbc}^{(m)} = \sum_{j=a}^b v(t_j) REID^{(m)}(t_j | \bar{d}_{gj}) \cdot w(t_j) \quad (7)$$

donde  $v(t_j)$  es

el número de proyecciones por mama en cada visita a la edad  $t_j$ ,

$w(t_j)$  es la proporción de población a la edad  $t_j$ ,

$m$  es el modelo de proyección de riesgo y

$\bar{d}_{gj}$  es la dosis media glandular en el pecho por proyección y por muestra poblacional a la edad  $t_j$ .

A partir de esta metodología, se ha desarrollado la aplicación SCREENRISK, basado en Matlab®, que estima el riesgo de inducción y muerte debido a un cáncer radio inducido.

## 2.4. El Programa de Prevención del Cáncer de Mama de la Comunidad Valenciana (PPCMCV) y la maografía digital

El Programa de Prevención del Cáncer de Mama

de la Comunidad Valenciana se puso en marcha en 1992 y en la actualidad cuenta con 24 unidades en funcionamiento. Cada año se realizan controles de calidad a todas las unidades, de acuerdo con el Protocolo Europeo de Dosimetría en Mamografía. Periódicamente, también se toman muestras poblacionales de todas las unidades con el fin de estimar y controlar el riesgo radiológico. Como ya se ha expuesto en anteriores apartados, el detrimento se obtiene a partir de dosis glandulares absorbidas, las cuales se estiman según el Protocolo Europeo.

El PPCMCV está dirigido a mujeres entre 45 y 69 años. El examen mamográfico consiste en dos proyecciones por pecho en la primera visita y una en las sucesivas. Dichas visitas se realizan con periodicidad bianual, siendo leídas las mamografías por dos radiólogos distintos.

En este trabajo se han analizado 4 muestras de unidades de cribado que utilizan equipos digitales de diagnóstico, con el fin de calcular las dosis impartidas a las mujeres que acuden al programa y el riesgo asociado.

### 3.- RESULTADOS

En la tabla 1 se muestran los valores de dosis media glandular para cada una de las unidades de mamografía digital consideradas y su comparación con la dosis media glandular de las mismas unidades empleando equipos analógicos.

	Dosis analógica (mSv)	Dosis digital (mSv)
Unidad 1	1.355 ± 0.429	1.333 ± 0.618
Unidad 2	1.111 ± 0.372	0.937 ± 0.219
Unidad 3	1.180 ± 0.552	1.066 ± 0.573
Unidad 4	0.830 ± 0.242	0.720 ± 0.214

Tabla 1: Dosis media glandular (mSv) en modo analógico y digital

Como puede observarse, mediante el uso de equipos digitales, la dosis media glandular disminuye en todas las unidades.

En la tabla 2 se muestran los valores de detrimento radiológico obtenidos mediante SCREENRISK para cada uno de los modelos de incidencia en número de cánceres inducidos por 100.000 mujeres. De igual modo se muestran los resultados de mortalidad como el número de cánceres mortales inducidos por cada 100.000 mujeres en la tabla 3.

	LSS	TBO/TBX	APM	BBD
Digital 1	8.44±2.45	2.97±0.86	4.44±1.27	1.43±0.45
Digital 2	5.89±1.17	2.07±0.41	3.15±0.63	0.96±0.19
Digital 3	5.26±2.42	1.85±0.85	2.91±1.34	0.63±0.29
Digital 4	0.17±0.05	0.06±0.006	0.09±0.02	0.02±0.006

Tabla 2: Cánceres inducidos por cada 100.000 mujeres

	CFS	LSS (Edad exp) [1950-1985]	LSS (Edad exp) [1950-1990]	LSS (Edad Alc.) [1950-1990]
Digital 1	0.049 ± 0.015	1.170 ± 0.350	2.320 ± 0.690	5.560 ± 1.610
Digital 2	0.0330 ± 0.006	0.790 ± 0.160	1.590 ± 0.316	3.890 ± 0.770
Digital 3	0.021 ± 0.009	0.653 ± 0.300	1.330 ± 0.610	3.520 ± 1.620
Digital 4	0.0006 ± 0.0002	0.021 ± 0.006	0.042 ± 0.012	0.112 ± 0.033

Tabla 3: Cánceres mortales inducidos por cada 100.000 mujeres.

### 4.- CONCLUSIONES

Las dosis medias glandulares obtenidas con el uso de equipos de mamografía digital resultan menores que con equipos convencionales, sin embargo, el uso de uno u otro método depende principalmente de la calidad de la imagen obtenida, siendo los radiólogos que las interpretan, los responsables de establecer si dicha calidad de imagen es buena o no.

SCREENRISK proporciona una forma simple y rápida de calcular el riesgo radiológico en exposiciones médicas, como los programas de cribado mamográfico. Los resultados obtenidos para el PPCMCV y concretamente para sus unidades de mamografía digital, son aceptables desde el punto de vista riesgo-beneficio, ya que la tasa de detección actual está en torno a 3 cánceres detectados por cada 10.000 mujeres que acuden al programa, frente a los 8.44 cánceres inducidos por cada 100.000 mujeres del caso más desfavorable. Hay que tener en cuenta que existen muy pocos modelos poblacionales referentes a la mortalidad por cáncer de mama debido a la exposición a radiaciones, por lo que los valores obtenidos están sujetos a muchas incertidumbres.

A pesar de ello, la cuantificación del riesgo es un buen indicador para realizar comparaciones entre distintos programas de cribado y distintas unidades dentro de un mismo programa.



## 5.- REFERENCIAS

1. European Commission 1996. European Protocol on Dosimetry in Mammography. European Commission Report EUR 16263 EN (Luxembourg, 1996).
2. G.R. Hammerstein, D. W. Miller, D. R. White, M. E. Masterson, H. Q. Woodard, J. S. Laughlin, "Absorbed Radiation Dose in Mammography". *Radiology* 130, 485-491 (1970)
3. T. Schneider, D. Hubert, JP. Degrange, M. Bertin, "Use of risk models for the comparison of mortality from radiation-induced breast cancer in various populations". *Health Physics*, 68 (4), 452-459 (1995)



## COMPARATIVA DE LA CALIDAD DE IMAGEN Y KASE EN 37 EQUIPOS DEDICADOS A CRIBADO MAMOGRAFICO EN EL ÁREA DE CATALUNYA

A. COLL, R. MEDINA Y A. VIGIL

### INTRODUCCIÓN

Cataluña, como la gran mayoría de las comunidades autónomas españolas, ha desarrollado un programa de cribado de mama dirigido a mujeres de edad comprendida entre 54 y 69 años. La mamografía ayuda a la detección precoz del cáncer de mama y, por tanto, a una reducción en la mortalidad causada por esta enfermedad. No obstante, no se ha de olvidar que la mamografía se realiza a personas sin patología previa donde se utilizan radiaciones ionizantes que implican un riesgo asociado. El uso de radiaciones ionizantes obliga a implantar un programa de garantía de calidad en mamografía con un objetivo claro: la optimización de la dosis. Dado el carácter periódico de los exámenes y el número de mujeres sometidas a dichas exploraciones, es especialmente importante un adecuado control del sistema constituido por el equipo de rayos x, la procesadora y la combinación chasis-pantalla intensificadora-película.

ACPRO, S.L. realiza desde el año 2001 controles mensuales de dosis y calidad de imagen en sistemas dedicados a cribado mamográfico, ubicados en distintas unidades asistenciales en el área de Cataluña. Estos controles mensuales se complementan con un control de calidad anual para asegurar el correcto funcionamiento del sistema, según establece el *Protocolo Español de Control de Calidad en Radiodiagnóstico (PECCR) 1* y *Guías Europeas de Garantía de Calidad en Cribado Mamográfico* <sup>2</sup>. En el año 2004, se ha realizado el control a 37 unidades de cribado mamográfico con el objetivo principal de minimizar la dosis a paciente, obteniendo una óptima calidad de imagen.

Para alcanzar dicho objetivo, y teniendo en cuenta la gran diversidad de marcas y modelos en los sistemas de

cribado, se ha llevado a cabo un estudio comparativo de los valores obtenidos en distintos parámetros. El control de estos parámetros permite garantizar el correcto funcionamiento de los sistemas.

### MATERIALES Y MÉTODOS

En la Tabla 1, se presenta la relación de los mamógrafos dedicados a cribado mamográfico.

Unidad asistencia 1	MAMÓGRAFO	
	Marca	Modelo
1	G.E.	SENOGRAPHE 500 T SENIX
2	G.E.	SENOGRAPHE 500T
3	G.E.	SENOGRAPHE 500T
4	G.E.	SENOGRAPHE 500T
5	G.E.	SENOGRAPHE 700T
6	G.E.	SENOGRAPHE 700T
7	G.E.	SENOGRAPHE 700T
8	G.E.	SENOGRAPHE 700T
9	G.E.	SENOGRAPHE 700T
10	G.E.	SENOGRAPHE 800T
11	G.E.	SENOGRAPHE DMR
12	G.E.	SENOGRAPHE DMR
13	G.E.	SENOGRAPHE DMR+
14	INSTRUMENTARIUM	ALPHA III
15	INSTRUMENTARIUM	ALPHA III
16	INSTRUMENTARIUM	ALPHA III
17	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT
18	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT
19	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT
20	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT
21	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT
22	INSTRUMENTARIUM	ALPHA RT

Unidad asistencia 1	MAMOGRAFO	
	Marca	Modelo
23	LORAD	IV
24	LORAD	IV
25	PHILIPS	MAMMODIAGNOST 3000
26	PHILIPS	MAMMODIAGNOST 3000
27	PHILIPS	MAMMODIAGNOST BC
28	PHILIPS	MAMMODIAGNOST BC
29	PHILIPS	MAMMODIAGNOST UC
30	PHILIPS	MAMMODIAGNOST BC
31	PLANMED	SOPHIE
32	PLANMED	SOPHIE
33	PLANMED	SOPHIE
34	SIEMENS	3000 NOVA
35	SIEMENS	MAMMOMAT 3000 N
36	SIEMENS	MAMMOMAT C3
37	TOSHIBA	MAMMOACE MGV-10A

Tabla1. Equipos destinados a cribado mamográfico

Los parámetros medidos con periodicidad mensual son la carga (mAs), la densidad óptica (DO) y el kerma en aire en la superficie de entrada sin retrodispersión [KASE (mGy)], determinados todos ellos para unas condiciones estándar. La constancia a largo plazo de la carga y la DO se ha evaluado utilizando un maniquí estándar de PMMA de 45 mm de espesor, equivalente a una mama comprimida de 5 cm, con una composición de 50% de tejido glandular y 50% de tejido adiposo. Se ha disparado con las siguientes características: modo semi-automático, 28 kV, Mo/Mo como combinación de ánodo-filtro, foco grueso, paso 0 de densidad, compresor en contacto con el maniquí, con rejilla antidifusora y con la cámara del control automático de exposición (CAE) en la posición más próxima a la pared del tórax.

Los valores de DO se han medido a 6 cm de la pared del tórax (punto de referencia) con un densitómetro manual de la firma X-RITE, modelo 331.

También se ha estimado el tiempo, el KASE y la dosis glandular media estándar (DGME) para obtener una imagen de referencia (DO = 1+base+velo). Asimismo, se han valorado algunos parámetros de la calidad de imagen (resolución y contraste) y de la procesadora (base+velo, gradiente medio, índice de velocidad).

La determinación del tiempo, el KASE y el rendimiento (mGy/mAs) se ha efectuado mediante técnicas no invasivas, utilizando a tal fin un multímetro de la firma UNFORS INSTRUMENTS, modelo 324 y un multímetro de la firma RTI Electronics, modelo PMX-III MAM. Para estimar el KASE en la superficie de entrada del maniquí estándar para una imagen de referencia se han interpolado los valores correspondientes a dos exposiciones con densidad óptica próxima a 1+base+velo.

El control de calidad de la imagen mamográfica se ha realizado disparando en condiciones estándar y utilizando: un maniquí con dos patrones de resolución a alto contraste, un maniquí de la firma Nuclear Associates, modelo 18-252 para la determinación del umbral de sensibilidad a bajo contraste y una cuña escalonada de aluminio de 9 pasos de la firma RMI, modelo 118, para variaciones de contraste de la imagen.

El control sensitométrico de la procesadora se ha realizado con un sensitómetro de la firma X-RITE, modelo 334 y un densitómetro automático de la firma X-RITE, modelo 380.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de rendimiento de los 37 mamógrafos estudiados están comprendidos entre 33  $\mu\text{Gy}/\text{mAs}$  y 51  $\mu\text{Gy}/\text{mAs}$  (cálculos realizados extrapolando a 1 m del foco las medidas obtenidas). Las capas hemirreductoras (CHR) de los equipos muestran valores entre 0.29 y 0.38 mm de Al. Ambos parámetros se consideran adecuados, de acuerdo con el PECCR<sup>1</sup>.

Los resultados obtenidos en los controles mensuales a lo largo del año 2004 muestran estabilidad de los parámetros en la mayoría de los centros (>60%), mientras que para el resto, la falta de dicha estabilidad es debida principalmente a la procesadora. Este estudio recoge valores de 6 marcas diferentes de procesadoras. El gradiente medio de la curva sensitométrica de las películas ha resultado entre 2.84 y 4.42.

A modo de ejemplo se presenta, en la *figura 1*, una tabla de control para la DO y la carga en las condiciones estándar, permitiendo evaluar la constancia a largo plazo del equipo, junto a su sistema de revelado. Asimismo, se ha controlado la estabilidad de la procesadora, midiendo tanto el gradiente como la DO en el paso 12 de la tira sensitométrica (*figura 1*).

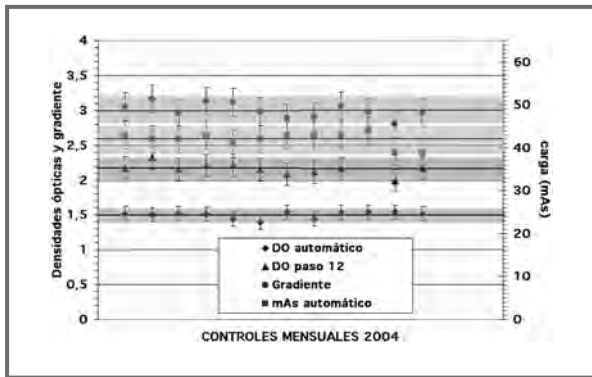


Figura 1. Carta de control de constancia a largo plazo para distintos parámetros de una misma unidad asistencial (2004). Se representan los valores obtenidos.

Las procesadoras son el elemento de la cadena de obtención de imagen con mayor variabilidad en los parámetros controlados. A lo largo del seguimiento efectuado en las distintas unidades asistenciales se han sugerido sustituciones de procesadoras de sobremesa, claramente inestables, por sistemas luz de día con mezclador automático.

Para eliminar las diferencias debidas a la gran variabilidad de pacientes y a la técnica de disparo utilizada, se determina el valor del KASE para una imagen de referencia. El valor medio obtenido para dicho KASE es de 7.3 mGy, en un rango que va desde 4.6 mGy a 9.8 mGy. Aproximadamente el 75 % de los valores de KASE se encuentran por debajo de 7.9 mGy. Esto nos asegura que en los equipos estudiados no se supera el KASE establecido como referencia en el PECCR<sup>1</sup> (10 mGy). La elevada variabilidad en los valores del KASE (variación máxima del 75%) es debida, básicamente, a la gran diversidad de combinaciones existente entre firmas y modelos de los componentes del sistema de imagen utilizado en cada unidad asistencial. A modo de ejemplo, en las figura 2 y 3 se muestran esta variabilidad, para un mismo modelo de equipo mamográfico.

En la figura 2, se observa la variación entre distintas combinaciones de procesadora y película. La DO para un mismo paso de la tira sensitométrica presenta una variación del 36%. El gradiente de dichas curvas presenta valores que indican una gran variabilidad en el contraste de la imagen.

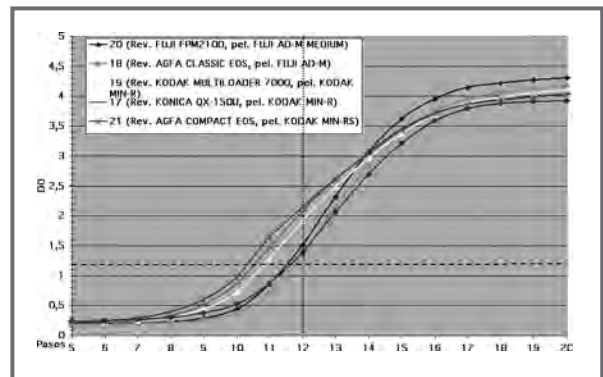


Figura 2. Comparativa de los pasos centrales de la curva sensitométrica para diferentes unidades con el mismo equipo de rayos x para mamografías.

En la figura 3 se muestran los valores del KASE para una imagen de referencia en 6 unidades asistenciales diferentes con el mismo modelo de equipo de rayos x. Los resultados que se observan en dicha figura ponen de manifiesto que el sistema de imagen condiciona claramente los valores del KASE pudiendo llegar a variaciones de casi un factor 2.

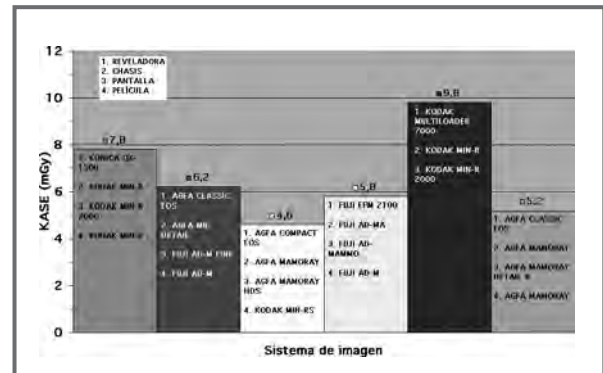


Figura 3. Representación de los valores del KASE obtenidos para una imagen de referencia con distintos sistemas de imagen (procesadora, chasis, pantalla de refuerzo y película).

La DO obtenida para condiciones estándar muestra valores comprendidos entre 1.03 DO y 1.88 DO para un valor medio de 1.43 DO. La distribución de valores de DO se muestra en la figura 4, donde se observa que menos del 25% de unidades muestran valores inferiores a 1.30 DO y menos del 5% superiores a 1.8 DO (rangos establecidos en el PECCR<sup>1</sup> para condiciones clínicas). Para este parámetro se observa también una variabilidad considerable asociada, principalmente, al sistema de imagen.

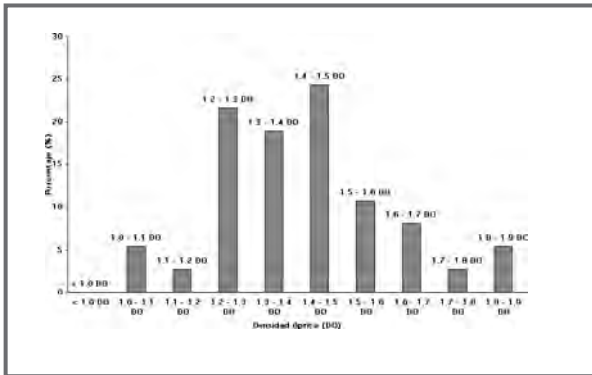


Figura 4. Distribución porcentual de los valores de la DO para las 37 unidades asistenciales.

La dosis glandular media estándar (DGME) obtenida para una imagen de referencia muestra valores dentro de las tolerancias establecidas 1.

Respecto a la evaluación de la resolución a alto contraste, umbral de sensibilidad a bajo contraste y contraste de la imagen (parámetros relacionados con la calidad de la imagen) se ha constatado que todos los sistemas muestran valores dentro de tolerancia<sup>1</sup>. La variabilidad de estos tres parámetros es inferior al 10%.

## CONCLUSIONES

A la vista de los resultados presentados se puede concluir que en todos los equipos destinados a

cribado mamográfico, los parámetros estudiados se encuentran dentro de las tolerancias establecidas <sup>1,2</sup>, observándose valores fuera de tolerancia, únicamente, para la DO en condiciones clínicas.

A partir de la gran variabilidad observada en los resultados presentados se puede deducir que la elección de la combinación chasis-pantalla-película y la procesadora es decisiva a la hora de optimizar la dosis a las pacientes. Es por esto que una buena elección del sistema de imagen puede reducir la dosis a las pacientes.

Los aspectos del procesado de la imagen se encuentran directamente relacionados con la calidad de imagen, aunque no siempre, una mayor dosis significa una mayor calidad de imagen.

Para reducir la diversidad en los parámetros relacionados con el KASE y con el fin de minimizar las dosis recibidas por las pacientes, se recomienda una homogeneización en las características de los sistemas de imagen.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> SEPR-SEFM. Protocolo Español de Control de Calidad en Radiodiagnóstico. Revisión 1, 2002.

<sup>2</sup> Guías Europeas de Garantía de Calidad en Cribado Mamográfico. 2a ed., 1996

# ESTUDIO DE LA IMPORTANCIA DE LA COLIMACIÓN PRE-PACIENTE Y DE LA TÉCNICA EMPLEADA EN LA DETERMINACIÓN DE DOSIS A PACIENTE EN LOS ESTUDIOS DE TOMOGRAFÍA COMPUTARIZADA

Y. PREZADO, C.J. SANZ, P. COLLADO, M. NOSTI, L. BENÍTEZ, P. GÓMEZ

## INTRODUCCIÓN

El Protocolo Español de Control de Calidad en Radiodiagnóstico<sup>1</sup> (PECCRD) establece las pruebas que deben realizarse sobre los equipos de Tomografía Computarizada (TC), las tolerancias sobre parámetros medidos y la frecuencia con que han de llevarse a cabo, dando asimismo indicaciones sobre los materiales y los métodos para realizar dichas pruebas. Estas se pueden clasificar en medidas de parámetros geométricos y técnicos, de calidad de imagen y dosimétricas. En lo que se refiere a estas últimas, el PECCRD establece únicamente la necesidad de medir del Índice de Dosis en Tomografía Computarizada (CTDI). Este depende de la técnica.

Se puede obtener una estimación de la dosis efectiva recibida por el paciente usando para ello la medida del kerma en aire en el isocentro. Dado que esta medida es fácil de realizar y reproducible en el tiempo, su inclusión en el protocolo nos parece aconsejable pudiéndose obtener, de las medidas realizadas con distintas técnicas y espesores, resultados del estado de funcionamiento de parámetros como son intensidad de la corriente (linealidad), tiempo de disparo (linealidad) y colimación pre-paciente, la cual tiene influencia sobre la dosis que este recibe.

La medida del kerma en aire en el isocentro no aparece recogida en ningún protocolo. En el presente trabajo se señala la importancia de esta medida para reducir la incertidumbre en la estimación de la dosis recibida por pacientes sometidos a exploraciones de TC.

## MATERIAL

Las medidas de kerma en aire en el isocentro se realizan con una cámara de ionización de tipo "lápiz"

de 10 cm de longitud activa y el electrómetro correspondiente.

Hemos medido el kerma en aire en el isocentro en 21 equipos de TC de diferentes marcas y modelos, instalados en distintos puntos del país. En concreto, los equipos medidos son: 6 equipos X-VISION (TOSHIBA), 1 equipo X-PRESS (TOSHIBA), 2 equipos TCT (TOSHIBA), 1 equipo ASTEION (TOSHIBA), 4 HI-SPEED (GENERAL ELECTRIC), 1 equipo CT (GENERAL ELECTRIC), 2 equipos SYTEC (GENERAL ELECTRIC), 2 equipos SOMATON (SIEMENS), 1 equipo SR-700 (PHILIPS) y 1 equipo TOMOSCAN (PHILIPS).

## MÉTODOS

El kerma en aire en el isocentro se mide colocando la cámara "lápiz" correctamente centrada. La medida se realiza primero manteniendo una técnica fija y variando el espesor de corte. Se realizan también medidas variando la intensidad, el tiempo y el kilovoltaje.

Se han analizado los datos del rendimiento (mGy/100 mAs) para los distintos espesores de corte medidos en función de la marca y el modelo de tomógrafo.

Asimismo, se ha estudiado la linealidad del rendimiento con la carga variando la intensidad y el tiempo.

## RESULTADOS

El cálculo del rendimiento a partir de la medida del kerma en aire en función del espesor de corte muestran que la colimación pre-paciente se aleja del tamaño nominal de corte cuando se consideran espesores de corte reducidos. En concreto, cuando

se considera el espesor de corte de 1mm, la discrepancia entre la colimación y el tamaño de corte nominal son más significativas. Así, tomando como referencia el tamaño de corte nominal de 10mm, el rendimiento calculado para un tamaño de corte de 1mm es 2.8 veces mayor para los equipos TOSHIBA, 1.8 veces mayor para los equipos SIEMENS, 1.2 veces mayor para los equipos GENERAL ELECTRIC y 1.1 veces mayor para los equipos PHILIPS, en promedio. Los resultados para todos los tamaños de corte medidos se muestran en la *Figura 1*.

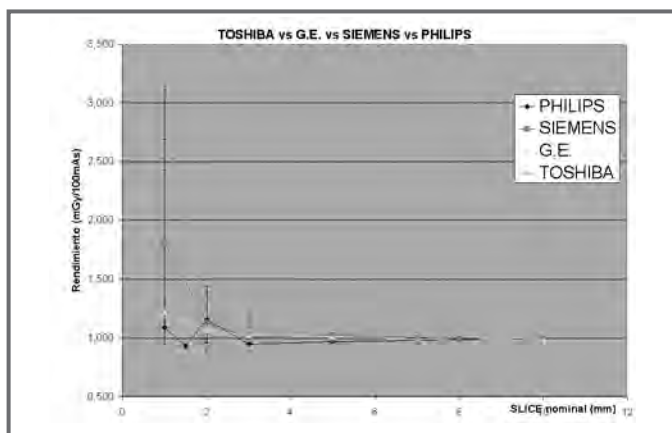


Figura 1. Comparación del rendimiento calculado relativo al espesor de corte nominal de 10mm para los distintos espesores de corte.

Se han analizado los resultados también en función del modelo para cada marca. Mostramos en la *figura 2* los resultados para los distintos modelos de la casa comercial TOSHIBA. Los modelos X-PRESS y X-VISION son los que más se alejan del espesor nominal de corte por debajo de 3 mm.

Finalmente, los valores de la desviación respecto a la linealidad del rendimiento calculado en función de la carga se citan a continuación: TOSHIBA 5 %

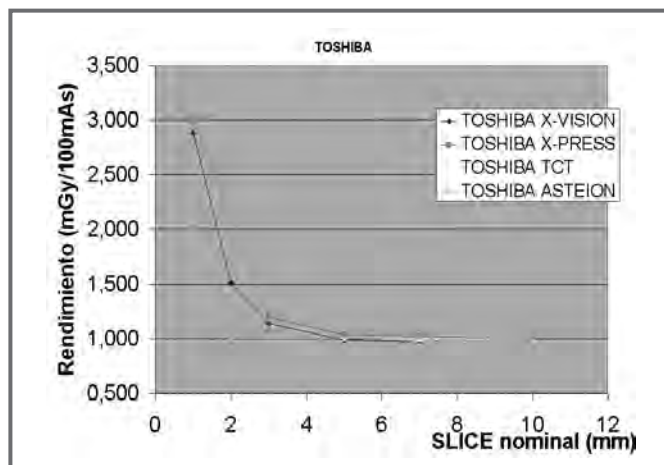


Figura 2. Comparación del rendimiento calculado para los equipos de la marca TOSHIBA

(máximo 8%); GENERAL ELECTRIC 3% (máximo 8%); SIEMENS 5% (máximo 8%); PHILIPS 5% (máximo 6%). Tomando como referencia la linealidad que establece el PECCRD para otro tipo de equipos (10%), los resultados obtenidos estarían dentro de las tolerancias.

## CONCLUSIONES

Las medidas de kerma en aire en función del espesor de corte y de la técnica empleada no se encuentran contenidas en ningún protocolo. No obstante, dichas medidas son importantes a la hora de reducir la incertidumbre en la medida de dosis a paciente en exploraciones realizadas con equipos de tomografía computarizada, que se incrementarían si las valoraciones se hicieran con una única técnica estándar.

## REFERENCIAS

- 1.- SEFM. "Protocolo español de control de calidad en Radiodiagnóstico. Revision 1."

# ESTUDIO DE EQUIPOS DE RADIODIAGNÓSTICO DIGITALES MEDIANTE ANÁLISIS DE LA IMAGEN DE MANIQUÍES CONTRASTE-DETALLE

P.MAYO, F.RODENAS, G.VERDÚ, A. PASCUAL, J.M.CAMPAYO,

## 1. INTRODUCCIÓN

La incorporación de los equipos de radiografía digital al campo de la radiología médica, hace necesaria una adaptación de las técnicas de evaluación del buen funcionamiento de la cadena radiográfica. Para garantizar la calidad de los aspectos técnicos del equipo radiográfico, se deben controlar medidas de los parámetros de funcionamiento del equipo de rayos X en intervalos de tiempo regulares.

Un objetivo fundamental en control de calidad es que se garantice que se transfiere la información del bajo estudio al radiólogo, por ello el contenido de la información de la imagen se controla mediante la medida de la calidad de la misma. El análisis de la calidad de la imagen digital obtenida por el equipo, se determina utilizando maniqués de contraste/detalle específicamente diseñados para determinar el umbral de visibilidad del sistema.

En este trabajo se pretende realizar una valoración objetiva de la calidad de imagen de maniqués de contraste-detalle obtenida mediante distintos programas informáticos de procesamiento automático de la imagen digital.

## 2. DESCRIPCIÓN DE FANTOMAS

Se han estudiado varios maniqués de contraste-detalle aplicados a determinar la sensibilidad de contraste-detalle de los equipos de radiografía digitales, en concreto se han analizado las imágenes digitales obtenidas del CDRAD 2.0<sup>2</sup> y del CDMAM 3.4<sup>3</sup>. Ambos fantomas tienen distribuidos detalles de distinto diámetro y profundidad, formando varias combinaciones que poseen un detalle central y en algunas

filas además del detalle central, otro distribuido aleatoriamente en una de las cuatro esquinas, tal como se refleja en las Figuras 1 y 2.

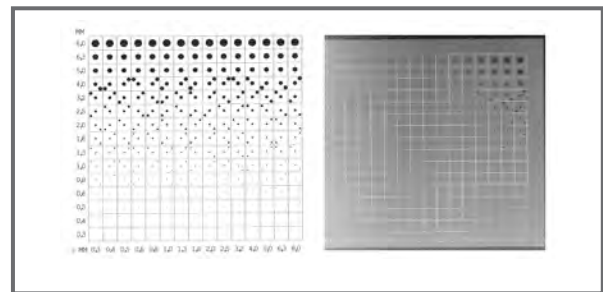


Fig 1: Esquema e imagen radiográfica del fantoma CDRAD 2.0.

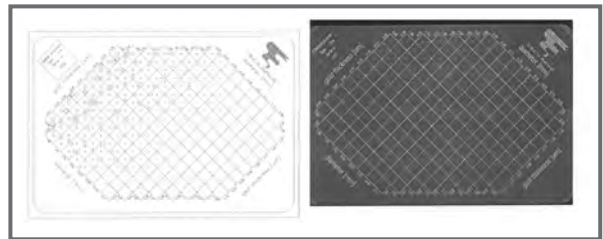


Fig 2: Esquema e imagen radiográfica del fantoma CDMAM 3.4.

## 3. INDICADORES DE CALIDAD DE IMAGEN

El análisis de las distintas imágenes de los maniqués de contraste/detalle mediante distintos programas de procesamiento digital permite evaluar la variación de los estimadores de la calidad de la imagen a analizar en cuanto a distintos criterios de evaluación. Se ha determinado un índice de calidad de imagen (IQF) que permite valorar objetivamente la calidad de la imagen obtenida a partir de los objetos de contraste-detalle detectados en cada combinación, mediante la siguiente fórmula:



$$IQF_{inv} = \frac{1}{\sum_{i=1}^{n_{cols}} C_i \cdot D_{i,th}} \cdot 100$$

donde  $D_{i,th}$  es el diámetro mínimo detectado en la columna de detalles de contraste/espesor  $C_i$ .

En dicha fórmula, se aplican una serie de correcciones en función del tipo de fantoma que se analiza. Para el CDRAD 2.0 son las siguientes: -Cuando una columna es completamente invisible, se puntúa con un diámetro  $D_{i,th}$  de 10 mm, una columna completamente visible, se puntúa con un diámetro  $D_{i,th}$  de 0.3 mm. Para el CDMAM 3.4 las correcciones son las siguientes: Una columna asociada a un espesor de disco de 0.03 a 0.25  $\mu\text{m}$ , completamente invisible, se puntúa con un diámetro de  $D_{i,th}$  de 2.5 mm y una columna, asociada a un espesor de disco de 0.16 a 0.20 mm, completamente visible, se puntúa con un diámetro de  $D_{i,th}$  de 0.06  $\mu\text{m}$ .

También se han obtenido curvas de contraste/detalle de cada imagen para analizar el umbral de visibilidad en cuanto a contraste-detalle de sistema de radiología digital estudiado. En dichas curvas se representa el espesor frente al diámetro del detalle detectado en la imagen radiográfica del fantoma. El mejor sistema de imagen es aquel que permite la detección de menores detalles de contraste/diámetro, tal como a modo de ejemplo se muestra en la *Figura 3*.

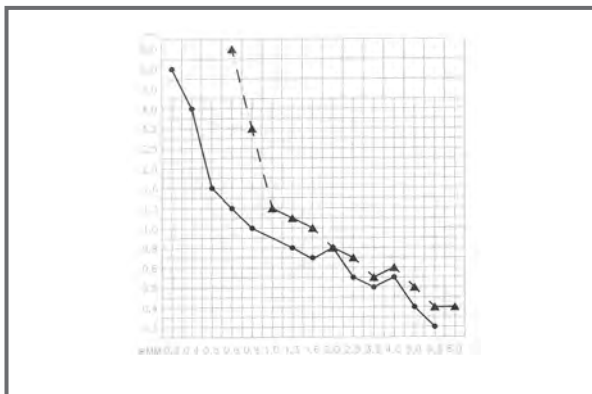


Fig 3: Representación de dos sistemas digitales de imagen en una curva contraste/detalle

#### 4. MATERIALES Y METODOLOGÍA

La metodología seguida ha consistido en obtener imágenes en formato dicom 3.0 de los maniqués ra-

diográficos CDRAD 2.0 y CDMAM 3.4, bajo diferentes condiciones de adquisición en cuanto a funcionamiento del equipo de radiología digital.

La adquisición de la imagen se lleva a cabo en formato dicom 3.0, ya que es el formato que se está implantando en el manejo de imágenes médicas, y favorece el desarrollo de procedimientos de adquisición y parámetros de obtención de la imagen. Se han obtenido distintas imágenes de los fantomas en equipos de radiografía con tecnología digital indirecta, de fósforo fotoestimulable.

Para la evaluación del análisis de la imagen digital del maniquí se han estudiado varios programas. La evaluación de las imágenes radiográficas obtenidas del CDRAD 2.0 se ha realizado utilizando el programa informático *CDRAD Analyser*<sup>4</sup>. El análisis automático de las imágenes se realiza en varios pasos. Primero, el algoritmo determina el borde del fantoma y halla la posición del centro de las combinaciones de contraste/detalle. Tras esto se determina la media y desviación estándar del fondo y de las combinaciones contraste-detalle. El programa aplica un método estadístico, basado en test t-Student, y testea si la media de la combinación contraste-detalle es mayor que la media del fondo, para considerar una combinación como detectada. Luego se aplican unas correcciones considerando los cuatro vecinos de la combinación que se analiza. Finalmente se calcula el IQF y la curva de contraste-detalle.

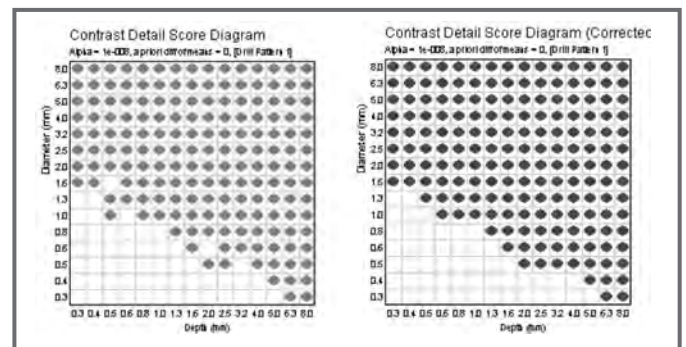


Fig 4: Ejemplo de esquema de detección y correcciones aplicadas por el CDRAD Analyser para la evaluación del CDRAD 2.0

El análisis de la imagen digital del fantoma CDMAM 3.4 se ha realizado de forma similar con el software *CDCOM*<sup>5</sup>, detectando los bordes del fantoma y utilizando técnicas de procesamiento tales como la transformada de Hough, que permite definir el borde de dicho fantoma y técnicas de procesamiento para la

detección de las combinaciones de contraste-detalle de dicho fantoma. Tras la detección, se aplican unas correcciones como en el CDRAD 2.0, en función de los cuatro vecinos de la combinación bajo estudio.

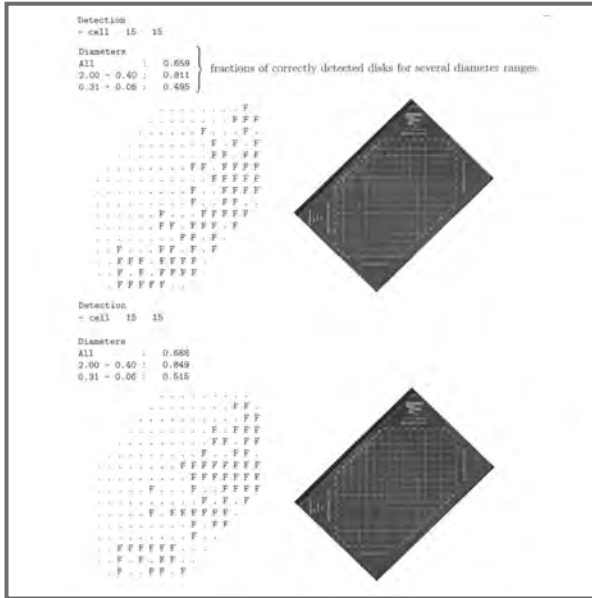


Fig 5: Ejemplo de esquema de detección de discos de esquina y centrales aplicado por el CDCOM para la evaluación del CDMAM 3.4.

5. RESULTADOS

En cuanto a los resultados, se han analizado distintas imágenes del CDRAD 2.0 y CDMAM 3.4 obtenidos en distintas condiciones de operación de funcionamiento del equipo radiográfico digital indirecto, representándose la curva contraste/detalle y se ha calculado el índice de calidad de imagen IQFInv.

Los resultados para el CDRAD 2.0 son los siguientes:

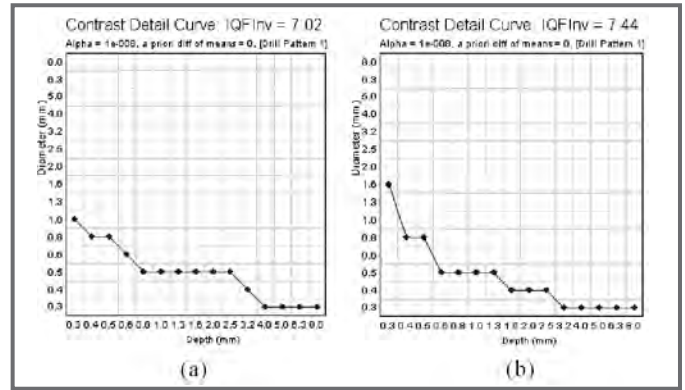


Fig. 7: (a) 80 kV, 0.4 mAs (6,3 mA x 63 ms), distancia foco-película: 150 cm., (b) 80 kV, 1 mAs (16 mA x 63 ms), distancia foco-película: 110 cm.

Los resultados para el CDMAM 3.4 utilizando un equipo mamográfico digital indirecto con rejilla y placa de compresión, en distintas condiciones de funcionamiento son:

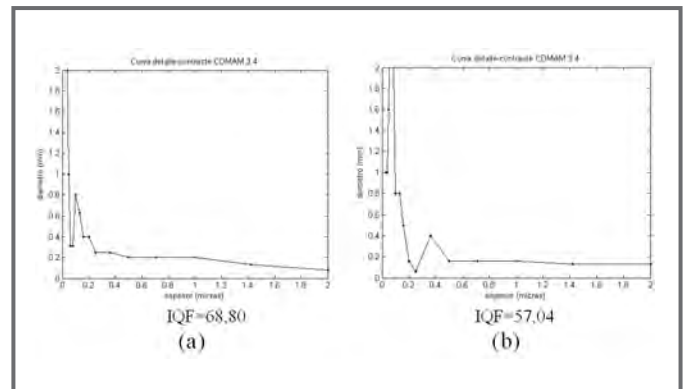


Fig 8: (a) 26 kV, 40 mAs, distancia foco-película: 66 cm; (b) 28 kV, 40 mAs distancia foco-película: 66 cm.

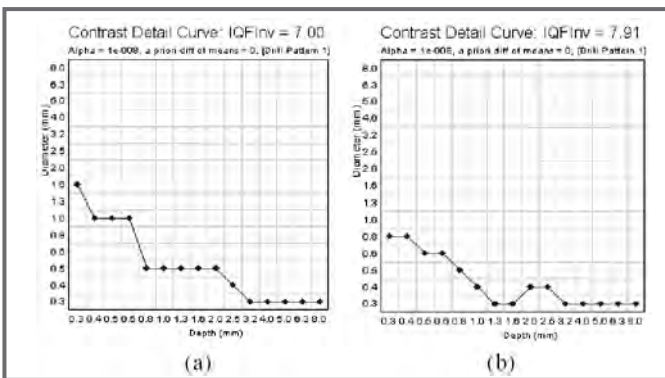


Fig 6: (a) 70 kV, 0.4 mAs (6,3 mA x 63 ms), distancia foco-película: 110 cm; (b) 75 kV, 1 mAs (16 mA x 63 ms), distancia foco-película: 110 cm.

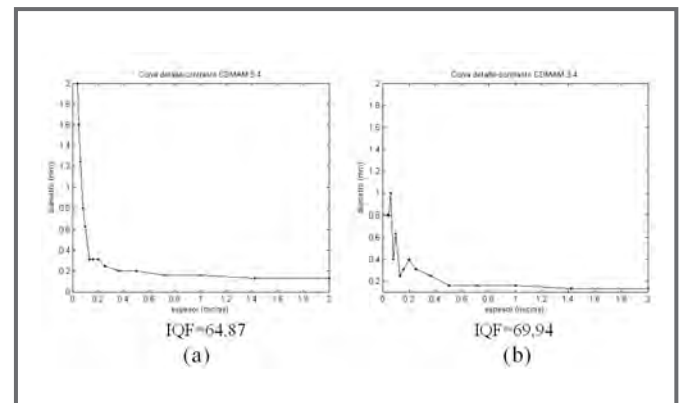


Fig 9: (a) 28 kV, 54 mAs, CAE:+0, distancia foco-película: 66 cm; (b) 28 kV, 73 mAs, CAE:+2, distancia foco-película: 66 cm.

## 6. CONCLUSIONES

El análisis de la imagen digital aporta información sobre los objetos de test del maniquí que difícilmente pueden obtenerse mediante observación directa, lo cual permite utilizar los valores obtenidos para determinar objetivamente la calidad de la imagen estudiada y del proceso de obtención de la imagen digital.

En vista de los resultados anteriores, el índice de calidad de imagen sirve para evaluar la evolución de la misma en función de los parámetros de funcionamiento del equipo de radiografía digital. Por ello, el índice de calidad de imagen IQF sirve para determinar de forma objetiva la calidad de imagen obtenida por equipos de radiografía digital indirecta o directa.

## REFERENCIAS

1. Protocolo Español de Control de Calidad en Radiodiagnóstico. Revisión 1 (Aspectos Técnicos) ISBN:84-87450-70-9 (2002)
2. Artinis Medical Systems B.V, User Manual CDRAD 2.0, 2002.
3. Artinis Medical Systems B.V, User Manual CDMAM 3.4, 2002.
4. Artinis Medical Systems B.V, CDRAD Analyser version 1.0, 2004.
5. Department of Radiology, University Medical Centre Nijmegen, DCOM Manual:software for automated readout of CDMAM 3.4 images, 2004



## ESTUDIOS DE LA EFICACIA BIOLÓGICA RELATIVA DE RADIACIONES DE REFERENCIA EN UN MODELO EXPERIMENTAL DE RATÓN

M. OTEO, M. A. MORCILLO, D. CEBRIÁN, A. TAPIA, A. DELGADO Y A. REAL.

### INTRODUCCIÓN

Para poder proteger adecuadamente a las personas y al medio ambiente de los efectos perjudiciales de las radiaciones ionizantes es imprescindible conocer, tan en detalle como sea posible, los efectos biológicos radioinducidos, así como la influencia que diversos factores físicos, químicos y biológicos tienen sobre dichos efectos.

Está ampliamente descrito que el efecto biológico radioinducido está influenciado por factores físicos como la dosis, la tasa de dosis y la calidad de la radiación. En 1931 se utilizó por primera vez el término eficacia biológica relativa (EBR) para describir la diferente eficacia radiobiológica de los rayos X y los rayos gamma. Se puso entonces de manifiesto que la EBR dependía del sistema experimental utilizado en el estudio. Posteriormente, en 1952, se observó que la eficacia radiobiológica dependía de la distribución espacial de la energía impartida y de la densidad de ionización por unidad de longitud de trayectoria de las partículas ionizantes.

El concepto de EBR se ha utilizado, de alguna forma, de maneras diferentes en radiobiología y en protección radiológica. En radiobiología, la EBR es el cociente de las dosis absorbidas de dos tipos de radiación que producen el mismo efecto específico. En protección radiológica, se necesita un parámetro más general como factor de ponderación para las dosis absorbidas de radiaciones de distintas calidades, que permita compararlas y sumarlas. A pesar de que en 1951 la ICRP (International Commission on Radiological Protection) utilizó la EBR como factor de ponderación, pronto se dio cuenta de que era complicado ya que es una magnitud dependiente

de la dosis, la tasa de dosis y las células o tejidos en los que se estudia el efecto, lo que llevó a que en 1959 la ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements) recomendara que la EBR se utilizara únicamente en radiobiología. Actualmente, la EBR sólo se usa en protección radiológica en términos de las magnitudes que de ella se derivan, el factor de calidad  $Q(L)$  y el factor de ponderación de la radiación  $w_R$ <sup>1</sup>.

Para fines de protección radiológica, la dosis absorbida se promedia en un órgano o tejido,  $T$ , y esta dosis absorbida promediada es ponderada para la calidad de la radiación, mediante el denominado factor de ponderación de la radiación,  $w_R$ , para el tipo y energía de la radiación que incide en el organismo. La dosis resultante se conoce como dosis equivalente en tejido u órgano,  $H_T$ . La suma de las dosis equivalentes de tejido ponderadas por el factor de ponderación de tejido,  $w_T$ , se conoce como dosis efectiva,  $E$ . Los valores de EBR relativos a efectos biológicos estocásticos, efectos que se producen tras exposiciones a dosis bajas y que por tanto son los más relevantes en protección radiológica, son imprescindibles para la selección de los valores de  $w_R$ . Por tanto, el conocimiento de la EBR es esencial para la correcta definición de la principal magnitud de protección: la dosis efectiva. Definir sin ambigüedad las magnitudes básicas es indispensable para poder establecer un sistema de dosimetría de radiaciones y de protección radiológica consistente.

En términos físicos, el factor determinante en la eficiencia biológica es la distribución espacial de los eventos de deposición de energía a nivel microscópico (celular) por los diferentes tipos de radiación. Esta distribución viene caracterizada por la magnitud

energía lineal, aunque se ha empleado más frecuentemente su análogo macroscópico, la transferencia lineal de energía (LET en su acrónimo inglés, energía perdida por las partículas cargadas por unidad de distancia recorrida en un medio) para caracterizar los valores de  $w_R$  para cada tipo y energía de radiación.

La publicación 60 de ICRP <sup>2</sup>, sobre la que se basa la reglamentación actual de protección radiológica, propone un  $w_R=1$  para cualquier radiación con LET  $<10$  keV/ $\mu$ m. En la base de esta simplificación está la consideración de que existen riesgos radiológicos similares para cualquier tipo de fotones o electrones, extrapolando a las energías más bajas los factores de riesgo por unidad de dosis estimados para los supervivientes de las bombas atómicas de Hiroshima y Nagasaki. Los datos epidemiológicos de esta población constituyen la base fundamental de las actuales estimaciones de riesgo para cáncer inducido por radiación <sup>2</sup>.

Sin embargo, existen datos microdosimétricos y radiobiológicos que contradicen esta presunción de riesgo constante para toda la zona de baja LET <sup>3,4</sup>. Los datos parecen indicar factores de riesgo superiores a los estimados por ICRP para fotones y electrones de baja energía, pero con valores de LET cercanos a los 10 keV/ $\mu$ m <sup>5,6</sup>. Estas diferencias, tal y como reconoce la ICRP, son interesantes en sí mismas, pero también hay que tenerlas en cuenta cuando se utilizan diferentes radiaciones fotónicas como radiación de referencia <sup>7</sup>.

En este contexto, surge el proyecto "Estudios experimentales *in vitro* de la eficacia biológica relativa de radiaciones de referencia" financiado por el CSN. El proyecto tiene como objetivo profundizar en el conocimiento de la eficacia biológica relativa de radiaciones de baja LET, consideradas por la ICRP como radiaciones de referencia, mediante el estudio de la dependencia de los efectos biológicos con la dosis de radiación administrada, utilizando modelos experimentales de ratón.

En el presente trabajo se describen los estudios realizados con rayos gamma de cobalto-60 y rayos-X y los resultados preliminares obtenidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En los diferentes experimentos realizados se han utilizado ratones macho adultos de la especie *Mus*

*musculus* de la cepa C57BL (Laboratorios Jackson). Los ratones se mantuvieron hasta su uso en el estabulario del CIEMAT a 22°C de temperatura y 50% de humedad, con fotoperiodos de luz-oscuridad de 12 horas, agua y pienso "ad libitum". Los animales se han manipulado siguiendo las normas establecidas en el Convenio Europeo (Estrasburgo, 18-3-1986) y en el Real Decreto 223/1998, de 14 de marzo, sobre protección de animales vertebrados utilizados con fines experimentales y otros fines científicos.

Los ratones se sacrificaron con gas halotano, para posteriormente extraerles en condiciones asépticas, el bazo y los huesos de las extremidades posteriores a partir de los cuales se obtuvo la médula ósea. Las suspensiones celulares de médula ósea se prepararon perfundiendo las tibias y los fémures, de al menos tres ratones, con medio de cultivo Fischer, utilizando jeringas de 1 ml con agujas de 0,5x16 mm. Al pasar la suspensión por dicho tamaño de aguja se consigue la dispersión de posibles agregados celulares. Los bazos extraídos de al menos 3 ratones, eran disgregados en medio de cultivo RPMI-1640 utilizando un homogeneizador Potter. Finalmente, la suspensión celular se pasó a través de una aguja de 0,5x16 mm.

En las suspensiones de médula ósea y bazo, se determinó el número de células nucleadas mediante recuento en cámara de Neubauer. Para ello, una alícuota de la suspensión era diluida con azul tripano, un colorante que permite discriminar al microscopio óptico entre células vivas y muertas. La manipulación de las suspensiones celulares se hizo a temperatura ambiente y en cabina de flujo laminar.

Para los estudios en médula ósea, se prepararon tubos que contenían  $1,5 \times 10^6$  células/ml; medio de cultivo Fischer y 20% de suero de caballo, los cuales fueron llevados a las instalaciones de Metrología del CIEMAT para proceder a su irradiación con Co-60 o rayos-X, según el experimento.

Las suspensiones celulares de bazo, preparadas en medio de cultivo RPMI con un 20% de suero fetal bovino a una concentración de  $1,5 \times 10^6$  células/ml, se incubaron durante 48 horas (37°C; 95% humedad y 5% CO<sub>2</sub>) en presencia de mitógenos (concanavalina-A y lipopolisacárido bacteriano) con objeto de que las células de bazo, que mayoritariamente se encuentran en reposo, entraran en división sincrónica. Tras este periodo de incubación, las suspensiones celulares se

irradiaron en las mismas instalaciones y condiciones que las utilizadas para médula ósea.

La irradiación en las instalaciones de Metrología del CIEMAT garantizó que las condiciones de exposición estuvieran perfectamente definidas, reproduciéndose con exactitud en los diferentes experimentos realizados. Los rayos-X utilizados fueron de 70 kV (filtración adicional 2,5 mm de Al, energía media 39,4 keV). Con ambas radiaciones se utilizó una tasa de dosis de 6 mGy/s. Las dosis de radiación utilizadas en los ensayos, tanto para Co-60 como para rayos-X, han sido 0,2 Gy, 0,5 Gy y 1,0 Gy, manteniéndose para cada uno de los tiempos de análisis una suspensión sin irradiar que servía de control (0 Gy).

El análisis de los distintos parámetros biológicos se realizó: inmediatamente después de irradiar (0h), 3, 24 y 48 horas después de la irradiación. Desde su irradiación hasta el momento del análisis las suspensiones celulares se mantenían en un incubador a 37°C; 95% de humedad y 5% de CO<sub>2</sub>.

A los diferentes tiempos post-irradiación, en cada una de las suspensiones de médula ósea y bazo expuestas a las diferentes dosis de radiación, así como en los controles correspondientes, se analizó:

- **Supervivencia celular.** La concentración celular en cada una de las suspensiones se determinó mediante el método de exclusión con azul tripano. Para ello una alícuota de la suspensión a analizar se diluía con azul tripano, realizándose el recuento del número de células en cámara de Neubauer, con ayuda de un microscopio óptico. A partir del recuento celular se calculó el número de células por ml presente en la suspensión, estableciéndose la supervivencia celular en cada una de las condiciones ensayadas.
- **Índice mitótico.** Para el recuento del número de células que se encuentran en mitosis se realizaron preparaciones de metafases de cada una de las suspensiones objeto de estudio. Brevemente, las células de médula ósea eran resuspendidas en KCl 0,075M conteniendo 100 µl de tripsina-EDTA (10x) y 0.02 µg/ml de colcemida. Tras una incubación de 30 minutos a 37°C, las células se fijaron en metanol:ácido acético (3:1). Tras la fijación, se realizaron las preparaciones a partir de cada una de las suspensiones celulares.

Para realizar las preparaciones a partir de las suspensiones de bazo, se añadieron 0.004 µg/ml de colcemida dos horas antes de finalizar la incubación de 48 h a 37°C. Posteriormente, las células se sometieron 20 minutos a un tratamiento hipotónico (KCl 0,075 M, a temperatura ambiente) y se fijaron con metanol:ácido acético (3:1), realizándose las preparaciones correspondientes. Una vez teñidas con Giemsa las preparaciones de médula ósea y bazo, se procedió al recuento, usando un microscopio óptico, de al menos 6.000 células por preparación, anotándose cuentas de ellas estaban en mitosis. A partir de esos datos se determinó el número de mitosis en 1.000 células (índice mitótico). En las mismas preparaciones en las que se determinó el índice mitótico, se analizó el número y tipo de aberraciones cromatídicas (en 50 metafases).

## RESULTADOS

Los datos presentados en el trabajo corresponden a la media de tres experimentos independientes en el caso de irradiación con rayos gamma de Co-60 y dos experimentos en el caso de irradiación con rayos-X.

Los datos de supervivencia celular muestran como era de esperar, que a 0 y 3 horas post-irradiación no hay alteración en el número de células de médula ósea y bazo, a ninguna de las dosis utilizadas de Co-60 o de rayos-X. A las 24 h de la irradiación, la supervivencia celular se vio reducida en suspensiones de médula ósea irradiadas con 1 Gy, sin que existieran diferencias entre los efectos producidos por rayos-X ( $68 \pm 1$  % respecto al control) y Co-60 ( $73 \pm 11$  % respecto al control).

En bazo, 24 horas después de la irradiación con 1 Gy también se observó un descenso en la supervivencia sin que existieran, como en el caso de la médula ósea, diferencias entre los valores obtenidos con rayos-X y Co-60 ( $71 \pm 10$  y  $73 \pm 6$  % del valor control, respectivamente). El descenso en la supervivencia de bazo fue mayor a las 48 post-irradiación con 1 Gy, si bien a este tiempo tampoco rayos-X y Co-60 mostraron diferencias en su eficacia ( $68 \pm 6$  y  $59 \pm 4$  % del valor control, respectivamente).

Las curvas dosis-respuesta para índice mitótico muestran que no existen diferencias significativas en los valores obtenidos tras irradiación con rayos-X o con Co-60, a ninguno de los tiempos post-irradiación y para ninguno de los tejidos ensayados.

En la actualidad se está finalizando el recuento de aberraciones cromosómicas en las mismas preparaciones en las que se ha llevado a cabo la determinación del índice mitótico. Asimismo, se están analizando los niveles de radicales libres en médula ósea y bazo tratadas con las mismas dosis y a los mismos tiempos que los utilizados en los experimentos descritos en el trabajo.

## CONCLUSIONES

En los estudios presentados en este trabajo, realizados en poblaciones celulares de médula ósea y bazo de ratón irradiadas "in vitro", no se han observado diferencias significativas entre la relación dosis-respuesta de rayos X y Co-60 para el parámetro biológico supervivencia celular.

Estudios realizados por otros autores sobre la eficacia de los rayos-X para producir muerte en diferentes células de mamíferos, han rendido valores de EBR generalmente próximos a 1 en relación con rayos gamma de Co-60 <sup>4, 8, 9</sup>. Nuestros resultados están en concordancia con los descritos por estos autores.

Los resultados obtenidos sobre índice mitótico no muestran diferencias en eficacia radiobiológica de rayos-X y Co-60. No se ha encontrado en la literatura información sobre la eficacia de radiaciones de referencia para alterar el índice mitótico. Para efectos del tipo inducción de mutaciones, dicéntricos, transformación celular o muerte de oocitos, si se han descrito valores de EBR cercanos a 2 para dosis bajas de rayos-X de 150-300 kV respecto a rayos gamma de Co-60 <sup>5,6</sup>.

Los estudios presentados en el trabajo establecen las bases para futuros estudios de EBR de radiaciones de alta LET, más densamente ionizantes.

## REFERENCIAS

1. ICRU-40. The quality factor in radiation protection. International Commission on Radiation Units and Measurements, Bethesda, USA, 1986.
2. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60, Annals of the ICRP, vol 21. Pergamon Press, Oxford, 1991.
3. Real, A., Delgado, A. Nuevas evidencias sobre la diferente eficiencia radiobiológica de las radiaciones de baja LET. Radioprotección, Mayo, 74-77, 2002.
4. Bond, V.P., Meinhold, C.B., Rossi, H.H. Low-dose RBE and Q for x-ray compared to gamma-ray radiations. Health Physics, 34, 433-438, 1978
5. Lloyd, D.C., Purrott, R.J., Dolphin, G.W., Bolton, D., Edwards, A.A., Corp, M.J. The relationship between chromosome aberrations and low LET radiation dose to human lymphocytes. Int. J. Rad. Biol., 28, 75-90, 1975. et al 1975,
6. Underbrink, A.G., Kellerer, A.M., Mills, R.E., Sparrow, A.H. Comparison of x-ray and gamma-ray dose-response curves for pink somatic mutations in Tradescantia clone 02. Rad Environ. Phys, 143, 295-303, 1976.
7. ICRP. Relative Biological Effectiveness (RBE), Quality Factor (Q), and Radiation Weighting Factor (wR). Publication 92, Annals of the ICRP. Pergamon Press, Oxford, 2003.
8. Spadinger, I., Palcic, B. The relative biological effectiveness of Co-60  $\gamma$ -rays, 55 kVp X-rays, 250 kVp X-rays, and 11 MeV electrons at low doses. Int. J. Rad. Biol. 61(3), 345-353, 1992.
9. Barendsen, G.W. Influence of radiation quality on the effectiveness of small doses for induction of reproductive death and chromosome aberrations in mammalian cells. Int. J. Rad. Biol. 36(1), 49-63, 1979.

# ESTUDIOS EXPERIMENTALES SOBRE LA PREDISPOSICIÓN GENÉTICA AL DESARROLLO DE CÁNCER DE TIROIDES TRAS EXPOSICIÓN A RADIACIÓN

G. HÖLZLWIMMER, A. REAL, M. ROSEMAN, L. QUINTANILLA-MARTÍNEZ Y M. ATKINSON

## INTRODUCCIÓN

Actualmente, la aproximación utilizada para estimar el riesgo de cáncer inducido por radiación ionizante en una población, asume que cada uno de los individuos expuestos responderá de forma idéntica a una misma dosis equivalente <sup>1</sup>. Sin embargo, un porcentaje reducido de individuos (estimado en 1%) tendrá mutaciones en genes de alta penetrancia en la línea germinal, que les conferirán un mayor riesgo de desarrollar cáncer tras una exposición a radiación (predisposición genética) <sup>2</sup>. Adicionalmente, se han descrito más de 10 millones de variaciones en la secuencia del genoma humano (polimorfismos genéticos), existiendo fuertes evidencias de que algunos de estos polimorfismos influyen en la respuesta individual a radiación ionizante <sup>3, 4</sup>.

Así, la composición genética única de cada individuo determina su respuesta biológica frente a la radiación. En la susceptibilidad individual a desarrollar cáncer influyen tanto genes de alta penetrancia (mutaciones), como de baja penetrancia (polimorfismos). La contribución al desarrollo de cáncer de estos factores genéticos puede ser especialmente relevante en exposiciones a dosis bajas, en las que las actuales estimaciones de riesgo tienen un mayor grado de incertidumbre.

La identificación de genes que modifiquen la susceptibilidad a desarrollar cáncer tras exposición a radiación, puede realizarse mediante estudios de genética de poblaciones. Dichos estudios persiguen demostrar que alteraciones en determinados genes son más frecuentes en individuos con una aumentada susceptibilidad a desarrollar cáncer. Para ello, el objetivo es identificar la susceptibilidad genética

(genotipo) y posteriormente correlacionarla con un fenotipo determinado, por ejemplo el desarrollo de cáncer. Este tipo de estudios genéticos en poblaciones humanas, aunque pueden permitir identificar mutaciones en genes de alta penetrancia, presenta una serie de dificultades lo que hace complicada su realización. Así, existen dificultades para establecer las dosis de radiación recibidas y a la hora de obtener la autorización para realizar los análisis genéticos, sin olvidar que normalmente en estos estudios se analizan poblaciones de pequeño tamaño, con grandes variaciones genéticas entre los individuos que las integran, lo que dificulta la obtención de resultados concluyentes.

Lo comentado anteriormente hace que, para el estudio de genes de alta y baja penetrancia potencialmente implicados en la susceptibilidad a desarrollar cáncer, se utilicen mayoritariamente modelos murinos de carcinogénesis radioinducida. Utilizando estos modelos, la correlación requerida entre genotipo y fenotipo puede realizarse en poblaciones de animales altamente homogéneas, derivadas de cruces entre cepas consanguíneas que son sensibles o resistentes a cáncer radioinducido, expuestas a dosis uniformes de radiación y que no están sometidas a factores de confusión. El uso de esta estrategia ya ha llevado a identificar una serie de loci genéticos que influyen en la susceptibilidad a una serie de enfermedades, incluyendo el cáncer, inducidas por carcinógenos ambientales <sup>2-4</sup>.

Otra aproximación para identificar genes de alta penetrancia en tumores inducidos por radiación en ratón, es el análisis de los cambios que tienen lugar en el genoma de las células tumorales durante su transformación maligna. Para ello, se realiza un



amplio rastreo del genoma para loci que muestren evidencias de desequilibrio alélico. Esto permitirá identificar regiones del genoma que potencialmente contengan genes de alta penetrancia, con el potencial de actuar a través de la línea germinal para modificar el riesgo de carcinogénesis radioinducida. El análisis se basa en la premisa de que dichos genes presentan un número de copias alterado en el tejido tumoral, y que dicho cambio puede detectarse mediante un análisis del estado de los alelos. En los tejidos somáticos normales, existe un número idéntico de copias de los alelos materno y paterno en cada localización cromosómica. Así, en el ADN genómico la relación entre los alelos materno y paterno será igual a 1. Si como consecuencia del desarrollo del tumor se produce una ganancia o una pérdida de material cromosómico, la relación entre alelos maternos y paternos se verá afectada, dando lugar a un desequilibrio alélico e incluso a una pérdida de heterocigosidad (LOH).

El cáncer de tiroides, un efecto tardío importante de la exposición a radiación ionizante, tiene un claro componente genético establecido. El proyecto financiado por la Unión Europea GENRAD-T (Genetics of predisposition to radiation-induced cancer of the thyroid; Contract N° FIGH-CT2002-00208), tiene como objetivo global identificar aquellos genes de baja y alta penetrancia que influyen en la predisposición individual a cáncer de tiroides radioinducido. Para ello, se van a realizar distintas aproximaciones experimentales: estudios de desequilibrio alélico, hibridación del genoma completo (CGH) o caracterización del estado del oncogen RET, entre otras.

Los resultados obtenidos en las diferentes aproximaciones se utilizarán conjuntamente para identificar loci candidatos que puedan estar relacionados con la susceptibilidad a desarrollar cáncer de tiroides radioinducido. Finalmente, se determinará la contribución de estos loci en tumores de tiroides humanos desarrollados en la población afectada por el accidente de Chernobyl.

El presente trabajo se centra en una de las aproximaciones empleadas en GENRAD-T para la caracterización de genes de alta penetrancia: el análisis de desequilibrio alélico utilizando marcadores de microsatélites. Mediante dichos análisis se pretende identificar regiones del genoma alteradas durante la formación de los tumores de tiroides inducidos por exposición a I-131, en las que se localicen genes

potencialmente implicados en la susceptibilidad al desarrollo de este tipo de cánceres tras exposición a radiación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Si bien la incidencia de cáncer de tiroides en ratón es muy baja, la administración de productos de yodo radiactivo *in útero* aumenta dramáticamente dicha incidencia, hasta el punto que puede considerarse que todos los tumores desarrollados son radioinducidos.

El tratamiento con I-131 para la inducción de cáncer de tiroides se realizó en el GSF, según el protocolo descrito por Wallinder y col <sup>5</sup>. Brevemente, seis semanas antes de cruzarse los ratones hembra se sometieron a una dieta deficiente en yodo. Tras cruzarse, las hembras fueron inyectadas en el día 16 de gestación con 100 kBq de I-131 en tampón fisiológico. Se realizó una segunda inyección de I-131 (100 kBq) a los 7 días post parto. La actividad incorporada se midió utilizando un contador gamma de cuerpo entero. Estas medidas confirmaron que los ratones nacidos de una madre inyectada habían incorporado entre 4 y 18 kBq.

El periodo de latencia para el desarrollo de tumores de tiroides en ratón no se conocía cuando comenzó el proyecto. Por ello, se hizo un seguimiento de los animales irradiados tanto por palpación periódica para detectar posibles tumores en desarrollo, como sacrificando ratones a determinados tiempos post irradiación para realizar un análisis histopatológico de sus tiroides. Dichos análisis fueron realizados por un panel de histopatólogos expertos del GSF, con objeto de determinar si existía alguna anomalía en el tiroides y en caso afirmativo determinar la naturaleza exacta de la malignidad tiroidea desarrollada.

Para poder realizar los análisis de desequilibrio alélico es imperativo que los tumores se induzcan en animales con un grado máximo de heterogeneidad alélica. Esto se logró irradiando con I-131 ratones híbridos de la primera generación (F1) resultante del cruce de las cepas consanguíneas C3H y C57BL/6J.

En base a los cambios moleculares descritos en tumores de tiroides humanos, se seleccionaron una serie de genes supresores de tumores candidatos a jugar un papel en el desarrollo de tumores de tiroides radioinducidos. Dichos genes fueron: Wt1, P16, Hgf, Met, P53, Rb1, Ppar y Pten.

Para cada gen candidato se seleccionaron, utilizando las bases de datos "Ensembl Genome Browser" y "Whole Mouse Catalog - Genome", marcadores de microsatélites que permitieran diferenciar los alelos paterno y materno en los ratones F1(C3HxC57BL/6J) utilizados en el estudio (Tabla 1).

Mediante la Reacción en Cadena de la Polimerasa, técnica más conocida por sus siglas en inglés PCR (Polymerase Chain Reaction), se amplificaron regiones polimórficas próximas a los genes candidatos, utilizando cebadores específicos de dichas regiones. Los productos de la PCR se analizaron mediante electroforesis en geles de agarosa al 3%, que permiten resolver nítidamente bandas cuyos tamaños difieran en tan solo 18 pb. Así, en los geles se podían visualizar los alelos paterno y materno para cada una de las regiones microsatélite analizadas y con ello determinar si existía o no desequilibrio alélico.

Cromosoma	Microsatélite	Gen
2	D2Mit37 D2Mit493	Wt1
4	D4Mit166	P16
5	D5Mit347 D5Mit61 D5Mit193 D5Mit345 D5Mit346 D5Mit348 D5Mit349	Hgf
6	D6Mit1 D6Mit74	Met
11	D11Mit38	P53
14	D14Mit125 D14Mit215 D14Mit225	Rb1
15	D15Mit171	Ppar
19	D19Mit40 D19Mit19 D19Mit41	Pten

Tabla 1. Marcadores de microsatélites utilizados en los análisis de desequilibrio alélico en tiroides de ratones irradiados con I-131.

**RESULTADOS**

Se analizaron un total de 13 tiroides anómalos procedentes de ratones tratados con I-131, con diversas anomalías (9 hiperplasias complejas, 1 hiperplasia con zonas sólidas, 2 adenomas en hiperplasias y 1 adenoma), y sus correspondientes controles. Los ADN control se extrajeron de tejido normal (una pequeña porción de la cola) de cada uno de los animales a los que se les extrajo el tiroides.

Un total de 20 marcadores de microsatélites fueron ensayados para cada uno de los ADNs arriba descritos (Tabla 1). Seis de los marcadores ensayados mostraron no ser adecuados para los ratones F1(C3HxC57BL/6J) utilizados en los estudios (los que aparecen sombreados en la tabla 1), al no permitir distinguir las bandas materna y paterna por tener éstas un tamaño muy similar.

Los análisis realizados mostraron que 5 de las 9 hiperplasias estudiadas (55%) presentaban desequilibrio alélico en la región del cromosoma 14 próxima a donde se localiza el gen supresor de tumores Rb1. En la figura 1 se muestran los resultados de desequilibrio alélico obtenidos en parte de los tiroides con hiperplasias complejas. También se observó desequilibrio alélico en esta misma región del cromosoma 14, en uno de los 2 adenomas en hiperplasia analizados. El otro adenoma en hiperplasia, si bien no mostró desequilibrio alélico en esta región, si lo hizo en la región del cromosoma 4 próxima a donde se localiza el gen P16, y en la región del cromosoma 5 donde se localiza el gen Hgf.

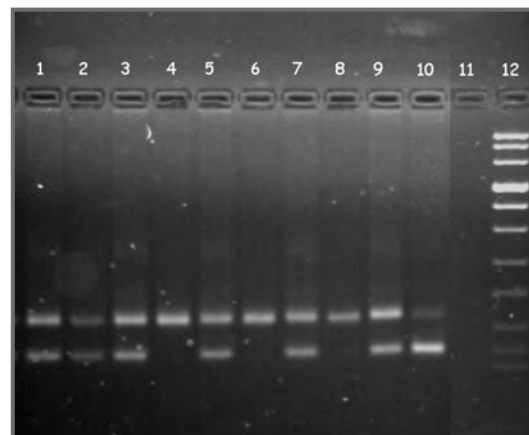


Figura 1. Gel de agarosa, realizado con ADNs amplificados por PCR para el marcador D14Mit125 (región del cromosoma 14 donde se localiza el gen Rb1). Las calles impares (1, 3, 5, 7 y 9) contienen ADNs de tejidos control. Las calles 2, 4, 6 y 8, contienen ADNs de tiroides con hiperplasia compleja y la calle 10 ADN de un tiroides con adenoma, todos ellos de ratones tratados con I-131. Las calles 4, 6, 8 y 10 muestran desequilibrio alélico. La calle 11 es el control negativo para el marcador. La calle 12 contiene el marcador de peso molecular de ADN (19-1114 pb).

El único adenoma de tiroides analizado hasta el momento ha mostrado desequilibrio alélico en las regiones de los cromosomas 14, 5, 6 y 11 donde se localizan los genes supresores de tumores Rb1, Hgf, Met y P53, respectivamente.

## CONCLUSIONES

A pesar de que el número de muestras analizadas hasta el momento para cada uno de los tipos de anomalías de tiroides radioinducidas es bajo, los resultados preliminares obtenidos en los estudios de desequilibrio alélico apuntan a que el gen supresor de tumores Rb1 podría estar implicado en la susceptibilidad al desarrollo de cáncer de tiroides radioinducido.

En la actualidad se están realizando análisis de desequilibrio alélico en ADN procedente de tumores de tiroides radioinducidos, en distintos estadios de desarrollo (hiperplasias simples y complejas, adenomas y carcinomas). Adicionalmente, se pretende ampliar el número de marcadores analizados con objeto de cubrir regiones de diversos cromosomas en las que se localizan genes supresores de tumores de interés como son P57, P27, P63, Mic, Mdm2, entre otros.

Una vez completadas todas las aproximaciones experimentales que se están realizando en GENRAD-T, la información obtenida en el modelo experimental de ratón será utilizada para decidir que loci tienen que ser investigados en más detalle en los tumores de tiroides humanos desarrollados en niños expuestos a radiación ionizante durante el accidente de Chernobyl. Posteriormente, los datos en ratón y en humanos se utilizarán para mapear e identificar los

genes candidatos a ser responsables de la susceptibilidad individual a cáncer de tiroides inducido por radiación.

Los datos de susceptibilidad obtenidos en este proyecto, además de tener una aplicación en protección radiológica, también podrían ser de utilidad en otras áreas. Una de las más importantes sería su aplicación en el establecimiento de límites en radioterapia en individuos genéticamente hipersensibles. Si se pudieran identificar aquellas personas que poseen una sensibilidad aumentada a la radioterapia, podría evitarse que estos tratamientos fueran excesivos en dichos individuos.

## REFERENCIAS

1. ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60, Annals of the ICRP, vol 21. Pergamon Press, Oxford, 1991.
2. Fearon, E. R. Human cancer syndromes: clues to the origin and nature of cancer. *Science*, 278, 1043-1050, 1997.
3. Cox, R. Human cancer predisposition and the implications for radiological protection. *Int. J. Radiat. Biol.* 66, 643-647, 1994.
4. Balmain, A., Nagase, H. Cancer resistance genes in mice: models for the study of tumour modifiers. *Trends Genet*, 14, 139-144, 1998.
5. Walinder, G., Sjöden, A. Late Effects of Irradiation on the Thyroid Gland in Mice, II. Irradiation of mouse fetuses. *Acta Radiológica*, 11, 577-589, 1972.

# ESTUDIO DE EXPOSICIÓN CRÓNICA EN RADIÓLOGOS INTERVENCIONISTAS EXPUESTOS A RADIACIONES IONIZANTES MEDIANTE DOSIMETRÍA BIOLÓGICA

A.MONTORO, M.ALMONACID, J.F.BARQUINERO, LL.BARRIOS, G.VERDÚ, J.I. VILLAESCUSA

## INTRODUCCIÓN

El análisis citogenético basado en la estimación de la dosis utilizando el análisis de dicéntricos es desde 1960 el método de dosimetría biológica más fiable. Esta técnica se ha utilizado no sólo para evaluar dosis agudas sino también para dosis fraccionadas recibidas por los trabajadores. Aunque, debido a que los dicéntricos son aberraciones inestables, cuando se trata de exposiciones crónicas o antiguas una alterantiva, es el análisis de translocaciones. Éstas pueden ser fácilmente detectadas utilizando fluorescente *in situ* hybridization (FISH).

Este estudio se llevó a cabo porque se detectaron lesiones compatibles con una radiodermatitis durante la vigilancia de salud rutinaria de los trabajadores expuestos a radiaciones ionizantes, en un médico intervencionista de nuestro hospital. Debido al elevado número de dicéntricos encontrado en este trabajador (3 veces superior de la frecuencia basal), se decidió ampliar el estudio citogenético a otros ocho radiólogos del Hospital.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### *Condiciones de cultivo*

Muestras de sangre periférica, 4 mujeres y 5 hombres, con edades comprendidas entre 43 y 57 años, fueron obtenidas por venipunción y recogidas en tubos heparinizados. Los trabajadores habían estado expuestos a radiación X durante un periodo que oscila de 8 a 28 años y todos estaban controlados mediante dosimetría física (TLD). Las muestras se cultivaron 48 h en Pb-Max. La bromodeoxiuridina a

una concentración final de 39  $\mu$ m estuvo presente en todos los cultivos. El colcemid se añadió dos horas antes de la extracción del cultivo.

### *Tinción uniforme y FISH*

Para el análisis de dicéntricos, las extensiones se dejaron envejecer dos días a 37 °C, y fueron teñidas mediante la técnica de *fluorescente plus Giemsa* (1).

Para el estudio de FISH, la hibridación se llevó a cabo con sondas para los cromosomas 1, 4 y 11 y una sonda pancentromérica (2).

### *Criterio de análisis*

Para la tinción uniforme, el análisis cromosómico se llevó a cabo exclusivamente en metafases en primera división mitótica. Todas las metafases anormales se analizaron independientemente por dos investigadores. Las anomalías cromosómicas consideradas fueron: cromosomas dicéntricos y cromosomas en anillo, sólo considerados cuando el fragmento acéntrico está presente. Los fragmentos acéntricos y roturas cromosómicas se contabilizaron conjuntamente.

En el estudio de FISH, las metafases fueron analizadas utilizando 3 filtros, Cy3, FITC y DAPI. Una vez detectada la célula anormal la imagen digitalizada fue analizada utilizando el Cytovision® FISH.

Para describir las aberraciones de los cromosomas pintados, se siguió una modificación de la nomenclatura PAINT (3) con el fin de considerar los mecanismos de formación de aberraciones.

Tabla 1: Aberraciones cromosómicas detectadas con tinción uniforme y FISH

Caso	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Tinción Uniforme</i>									
Células analizadas	811	1008	1275	293	510	1000	1000	1006	1001
Dicéntricos	4	5	3	3	0	3	7	6	5
anillos	1	1	0	0	0	0	1	0	1
extra ace	5	10	9	4	4	5	6	5	7
<i>FISH</i>									
Células analizadas	1058	1096	1055	1000	1080	1025	1254	1001	1153
<i>Aberraciones cromosómicas simples</i>									
t(Ba) t(Ab)	11	3	3	13	1	5	9	9	4
t(Ba) ace(b)							1		
t(Ab)	4	0	1	1	2		1	2	
t(Ba)		1	1	1	1	1	4		3
AST <sup>a</sup>	15	4	5	15	4	6	15	11	7
dic(BA) ace(ab)	2	1	2	5	1	1	1	1	4
dic(BA)				1			2	1	1
ASD <sup>a</sup>	2	1	2	6	1	1	3	2	5
r(B) ace(b)	1			1			1		
<i>complejas</i>									
dic(BA) t(Ab)				1					
t(Ba) ace(ab)									1
ins (Aba)	1			1					
dic-dic (ABA) ace(b)									1
dic-t (ABa) t(Ab) ace (ab)								1	
dic-ins (BAba) ace(ab)								1	
ace (b)	1	1	1	2			2	1	2
dic (AA) ace(a)	5	4	3	7	2	1	8	3	2
ace (a)	2	5	5	4	0		7		2
<i>Células totales</i>	<i>1869</i>	<i>2104</i>	<i>2330</i>	<i>1293</i>	<i>1590</i>	<i>2025</i>	<i>2254</i>	<i>2007</i>	<i>2154</i>
<i>Dicéntricos totales</i>	<i>11</i>	<i>10</i>	<i>8</i>	<i>17</i>	<i>3</i>	<i>5</i>	<i>18</i>	<i>13</i>	<i>14</i>

Translocaciones simples totales  
Dicéntricos simples totales

### Comparación con controles

La frecuencia basal de dicéntricos ( $0.91 \pm 0.03 \times 1000 \pm SE$ ) obtenida del análisis de preparaciones de 5 mujeres y 7 hombres de edades comprendidas entre 30 y 49 años y sin historia de exposición a agentes clatogénicos (4) se utilizó para compararla con la frecuencia de dicéntricos del grupo de radiólogos. La frecuencia de translocaciones observada en un grupo control de 4 mujeres y 5 hombres (5), con edades comprendidas entre 40 y 59 años y sin historia de exposición a agentes clatogénicos, se utilizó para comparar con la frecuencia del grupo de radiólogos. Por otro lado, en un estudio previo, donde los radiólogos no estaban incluidos, un leve pero no significativo incremento en la frecuencia de translocaciones se observó en trabajadores expuestos a rayos X y  $\gamma$  de un hospital (5).

Debido a que las dosis acumuladas anuales mediante dosimetría física son muy similares en este grupo (3 mSv) a las recogidas para el grupo de radiólogos de nuestro hospital, la frecuencia de translocaciones se utilizó para comparar entre los dos grupos. Las comparaciones se llevaron a cabo mediante la T de Student.

### RESULTADOS

En los 9 individuos estudiados se analizaron un total de 7904 metafases mediante tinción uniforme y 9722 mediante tinción FISH.

Cuando comparamos la frecuencia de dicéntricos de ambos métodos (tabla 1), no se encontraron diferencias. Por esta razón y para reducir incertidumbre en la estimación de la dosis todos los dicéntricos se consideraron juntos (última fila).

Tabla 2: Dosimetría física y dosis biológica estimada con límites de confianza del 95%

Caso	años <sup>a</sup>	Dosimetría física (mSv)		Dosis estimada (mGy) Con el 95% C.L.	
		Dosis acumulada	Dosis acumulativa durante los 5 años pasados	dic <sup>b</sup>	AST <sup>c</sup>
1	22	75.2	27.6	121 (52-203)	546 (236-940)
2	8	21.3	20.8	97 (44-170)	46 (0-289)
3	13	60.2	16.4	66 (14-132)	99 (0-376)
4	25	228.1	7.7	252 (89-573)	596 (73-1710)
5	17	10.7	4.8	-	48 (0-295)
6	27	5.5	0.6	-	151 (0-467)
7	28	105.8	12.9	163 (58-359)	441 (179-773)
8	23	2.2	0.5	134 (64-211)	401 (125-777)
9	27	115.2	8.7	134 (33-325)	161 (8-440)

<sup>a</sup> Años de trabajo

<sup>b</sup> Dosis estimada para dicéntricos (dic), usando la curva dosis-efecto:  $Y = (0.09 \pm 0.04) 10^{-2} + (3.43 \pm 0.68) 10^{-2} D + (5.70 \pm 0.42) 10^{-2} D^2$

<sup>c</sup> estimación de la dosis de translocaciones simples totales [AST] usando la curva dosis-efecto:  $Y = (0.86 \pm 0.13) 10^{-2} + (6.57 \pm 1.06) 10^{-2} D + (4.15 \pm 0.55) 10^{-2} D^2$

La distribución de Poisson, utilizando la  $U$  de Papworth (6), donde un valor de  $U$  mayor de 1.96 indica sobredispersión con un 5% de significancia, observado en los individuos 4, 7 y 9 en los cuales, se observaron células con 4, 2 y 2 dicéntricos respectivamente.

Los individuos 1, 2, 3, 4, 7, 8 y 9 mostraron frecuencias de dicéntricos significativamente más elevadas que la frecuencia basal ( $p < 0.05$ ). Para estos 7 individuos la estimación de la dosis utilizando curvas de calibración para rayos X previas (7) se muestra en la tabla 2. Debido a la desaparición con el tiempo post-irradiación de células que contengan aberraciones inestables, la estimación de la dosis con dicén-

tricos se utilizó para evaluar exposiciones recientes. En seis de estos individuos (1, 2, 4, 7, 8 y 9) la dosis acumulada en 5 años fue inferior al límite inferior de la dosis biológica estimada.

En la tabla 1 se muestran el número de translocaciones observados con FISH. Las translocaciones totales en el individuo 7 no siguen una distribución de Poisson, debido a que hay una célula con 2 translocaciones, una completa y otra incompleta. El porcentaje medio de translocaciones incompletas fue de un 30%, similar al descrito por otros autores (8). Con el fin de considerar el incremento de translocaciones con la edad, el número de translocaciones observados en el grupo control fue usado como fondo (tabla 3).

Asumiendo una exposición ocupacional crónica, la estimación de la dosis se calculó utilizando la fórmula  $D = (Y-C/\alpha)$  donde Y es el número observado de translocaciones, y C y  $\alpha$  son la frecuencia basal y el coeficiente lineal de la curva dosis-efecto. Las dosis estimadas (tabla 2) se compararon con la dosis física acumulada. En 5 individuos (1, 4, 6, 7 y 8) la dosis biológica estimada usando AST fue claramente mayor que la dosis física acumulada, especialmente para el individuo 8 donde la dosis estimada para translocaciones fue de 400 mGy y la dosimetría física fue de 2.2 mSv.

Los 99 dicéntricos observados en 17626 células dan una dosis colectiva estimada de 115 mGy (límites de confianza del 95 %, 73-171), y las 82 AST observadas en 9722 células dan una dosis colectiva estimada de 275 mGy (132-496)

## DISCUSIÓN

La frecuencia basal en individuos control es de 1-2 dicéntricos en 1000 células, e incrementos en el número de dicéntricos están relacionados con exposición a radiación ionizante. El grupo de radiólogos evaluados en este estudio muestran una significativa elevada frecuencia de dicéntricos respecto al control. El elevado número de dicéntricos observado en este grupo no guarda relación con las dosis recogidas mediante dosimetría física.

Debido a a la inestabilidad de las aberraciones tipo dicéntricos, su uso en exposiciones crónicas subestima la dosis. En este estudio, los individuos estudiados llevan años trabajando con radiaciones ionizantes, en un rango de 8 a 28 años. Debido a que de los individuos 1, 2, 3, 4, 7, 8, y 9, ninguno presentaba dosis físicas que indicaran una sobreexposición, para una mejor estimación de dosis antiguas se llevó a cabo el estudio de translocaciones mediante la técnica FISH.

En 5 de los individuos estudiados (1, 4, 6, 7 y 8) la estimación de la dosis mediante translocaciones fue mayor que la estimada con dicéntricos, en un rango de 150 a 600 mGy, indicando que la sobreexposición no era sólo reciente.

Tras una exposición a baja LET, tanto los dicéntricos como las translocaciones siguen una distribución de Poisson, la sobredispersión observada en los individuos 4, 7 y 9 sugiere una exposición no uniforme.

Las frecuencias de aberraciones cromosómicas observadas mediante tinción uniforme y FISH en este grupo fueron mayores que en grupos control y en otros trabajadores expuestos a radiación ionizante con similar dosimetría física. Esto indica que algunos radiólogos estuvieron expuestos a altas dosis de radiación. Las discrepancias encontradas entre la dosimetría biológica (dicéntricos y FISH) y la dosimetría física, podrían deberse a que los radiólogos no siempre llevan su dosímetro personal o que en la mayoría de los casos los dosímetros no se encuentran en el campo de radiación, implicando una exposición parcial. De hecho, en algunos de los casos los resultados citogenéticos muestran una exposición no uniforme. Los estudios citogenéticos deberían ampliarse a más trabajadores, con el objetivo de evaluar el riesgo derivado de la exposición ocupacional.

## BIBLIOGRAFÍA

- (1) P. Perry et al. New Giemsa method for differential staining of sister chromatids, *Nature* 261, 156-158 (1974).
- (2) P. Rodríguez, A. Montoro, et al. Analysis of translocations in stable cells and their implications in retrospective biological dosimetry, *Radiat. Res.* 162, 31-38 (2004).
- (3) J.D. Tucker, et al. A proposed system for scoring structural aberrations detected by chromosome painting, *Cytogenet. Cell. Genet.* 68, 211-221 (1995).
- (4) J.F. Barquinero, et al. Biological dosimetry in simulated in vitro partial irradiations, *Int. J. Radiat. Biol.* 71, 435-40 (1997).
- (5) S. Cigarrán, et al. Cytogenetic analyses by fluorescence in situ hybridization (FISH) in hospital workers occupationally exposed to low levels of ionizing radiation, *Radiat. Res.* 155, 417-423 (2001).
- (6) C.R. Rao et al. Some small sample tests of significance for a Poisson distribution. *Biometrics*, 12, 264-282 (1956).
- (7) J.F. Barquinero, et al. Biological dosimetry in simulated in vitro partial irradiations, *Int. J. Radiat. Biol.* 71, 435-40 (1997).
- (8) J. F. Barquinero, et al. Comparison of X-ray dose-response curves obtained by chromosome painting using conventional and PAINT nomenclatures, *Int. J. Radiat. Biol.* 75, 1557-1566 (1999).

# CO-B1

- Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente
- Residuos Radiactivos
- Protección Radiológica de los Trabajadores

*Presidente:* **Juan Carlos Lentito Lentijo,**  
Director Técnico de Protección Radiológica del Consejo de Seguridad Nuclear.

*Modera:* **Lucila Ramos Salvador,**  
Subdirectora General de Protección Radiológica Ambiental del Consejo de Seguridad Nuclear

Jueves 22 de septiembre de 2005  
11:00 h  
Aula Magna





## DISPERSIÓN MALINTENCIONADA DE MATERIAL RADIACTIVO: NUEVOS RETOS PARA LA PROTECCIÓN RADIOLÓGICA.

J. C. MORA, D. CANCIO, B. ROBLES, R. PARDOS, P. LÓPEZ

### INTRODUCCIÓN.

Aunque la palabra terrorismo se utiliza desde hace más de 2 siglos, nunca se ha llegado a un consenso internacional para definirla. La ONU, a través del Comité Contra el Terrorismo, ha propuesto la siguiente definición de acto terrorista:

*“Cualquier acto destinado a causar la muerte o lesiones corporales graves a un civil o un no combatiente cuando el propósito de dicho acto, por su naturaleza o contexto, sea intimidar a una población u obligar a un gobierno o a una organización internacional a realizar un acto o abstenerse de hacerlo”.*

En la ceremonia de clausura del congreso sobre el terrorismo celebrada en Madrid en marzo de 2005, Koffi Annan, presidente de la ONU dijo:

*“El mundo debe aprovechar la última oportunidad de tomar acciones para detener un ataque terrorista nuclear que podría causar muchas muertes y frenar la economía mundial”.*

Esta renovada preocupación por los ataques terroristas surgió después de los atentados del 11 de septiembre de 2001, donde también los expertos en protección radiológica se dieron cuenta de que se debían añadir nuevas variables en los cálculos:

**El terrorismo suicida; La intención de causar pánico y daños en masa; y La capacidad de los terroristas de utilizar tecnologías modernas.**

Hasta ahora no era considerado probable que un terrorista utilizase una fuente radiactiva de alta intensidad, debido al miedo que infundiría en él el daño que producirían en su cuerpo las radiaciones.

Los atentados en Nueva York demostraron la intensidad del daño buscado por los terroristas y su capacidad de llevarlo a cabo.

Para estudiar la amenaza, se ha comenzado definiendo el terrorismo nuclear o radiológico<sup>1</sup>.

Basándose en diversas definiciones se podría utilizar como definición de terrorismo nuclear o radiológico:

*“El uso o la amenaza de su uso de una fuente radiactiva, de material radiactivo o de material nuclear, con el propósito de: dañar la salud del público, crear terror o desestabilizar la paz y el orden en una sociedad determinada e influir de este modo política o económicamente en dicha sociedad, en su gobierno o en una organización internacional”.*

### DEFINICIÓN DE LOS ESCENARIOS POTENCIALES.

Otra tarea importante para la protección radiológica ha sido definir las posibles amenazas de terrorismo radiológico o nuclear posibles.

La ICRP, en el documento donde considera este tema<sup>2</sup>, ha definido los escenarios posibles en los que intervendrían materiales radiactivos o nucleares. Son:

- Robo de materiales radiactivos y/o nucleares.
- Falsa amenaza, o chantaje.
- Colocación de una fuente radiactiva intensa sin previo aviso en un lugar público.
- Dispositivos de Dispersión de Material Radiactivo (RDD).
- Contaminación radiactiva de las provisiones de alimentos y/o agua.

- Ataques a instalaciones nucleares.
- Dispositivos Nucleares Improvisados (IND).

El OIEA<sup>3</sup> ha determinado los siguientes escenarios de ataques terroristas nucleares o radiológicos:

- Robo de un arma nuclear.
- Robo de material nuclear.
- Robo de material radiactivo.
- Sabotaje de instalaciones radiactivas o nucleares.

De entre todos los descritos, el OIEA ha considerado finalmente que el más probable es el uso de un RDD en la forma de una bomba sucia<sup>4</sup>.

Una "bomba sucia" es el nombre que los medios de comunicación, y ahora los expertos, utilizan para referirse a un RDD que utilice un explosivo para provocar la dispersión de una fuente radiactiva.

Para prevenir estos ataques la Junta de Gobernadores del OIEA en marzo de 2002 aprobó un plan de acción ante estas amenazas, que puede resumirse en PREVENCIÓN, DETECCIÓN y RESPUESTA.

### ESTUDIO PRELIMINAR.

En estos momentos algunos centros de investigación han comenzado a estudiar las posibles consecuencias y formas de actuación ante un hipotético ataque terrorista nuclear o radiológico.

En particular, debido en parte a la alarma social generada y en parte a las recomendaciones del OIEA, la NCRP y otros, en este momento se están realizando estudios sobre un posible ataque con una bomba sucia.

Dada la falta de datos y modelos que reflejen fielmente el comportamiento y efectos de una bomba sucia, y en virtud del principio de PREVENCIÓN, el CIEMAT, en colaboración con el Dept. NBQ (FNM – MINISDEF), se ha planteado proponer a nivel europeo un proyecto de I+D sobre este tema.

Para poder realizar esta propuesta se ha comprobado el estado del arte de las técnicas, la documentación existente y las herramientas para el cálculo del comportamiento de los radioisótopos, de los efectos producidos y la respuesta ante un suceso de este tipo.

A continuación se presentan algunos de los puntos que deben tenerse en cuenta para realizar un estudio de estas características así como las carencias que se han detectado y que se pretenden solventar.

### CLASIFICACIÓN DEL DAÑO PRODUCIDO.

Se conocen<sup>2,5</sup> diferentes efectos o daños producidos por los ataques terroristas, aplicables con algunas variaciones, al caso de un ataque con bomba sucia.

Pueden clasificarse como:

- personales,
- económicos,
- al patrimonio cultural o histórico,
- políticos,
- psicológicos,
- nternacionales,
- sociológicos y
- producidos por la aplicación de las contramedidas tradicionales.

Para que esta clasificación sea útil deben valorarse de un modo objetivo. Suele hacerse en términos económicos para poder incluirlos todos en un solo indicador.

De los citados la bibliografía prevé que en este caso sean los daños psicológicos los más elevados.

### CLASIFICACIÓN DE LOS ESCENARIOS.

Por escenario se quiere indicar el conjunto formado por el lugar, el tipo y forma de radioisótopo empleado, el tipo y cantidad de explosivo, el instante en que ocurra el ataque y la meteorología del momento.

Con respecto al radioisótopo, el OIEA<sup>6</sup>, la NRC y el DOE<sup>7</sup> y otros, han realizado una categorización de las fuentes radiactivas en función de varios parámetros.

El OIEA ha definido para ello el parámetro de peligrosidad D usando el potencial que poseen las fuentes para causar efectos deterministas severos en varios escenarios de exposición y de criterios de dosis dados.

El grupo de trabajo NRC/DOE ha evaluado el comportamiento de las fuentes utilizadas en un RDD,

considerando aspectos de peligrosidad y disponibilidad.

En definitiva, los estudios realizados en este tema, indican que los isótopos con mayor probabilidad de ser utilizados en una bomba sucia, considerando su peligrosidad y disponibilidad, son:

$^{60}\text{Co}$ ,  $^{75}\text{Se}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{169}\text{Yb}$ ,  $^{170}\text{Tm}$ ,  $^{192}\text{Ir}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$  y  $^{252}\text{Cf}$ .

Pudiendo estar las actividades involucradas entre algunos curios hasta varias decenas de miles de curios.

Una vez conocido el término fuente se deberá considerar el lugar, siendo los más probables una ciudad con alta densidad de población o bien una ciudad costera, de fácil acceso y cuyo ataque tendría una gran repercusión a nivel nacional e internacional.

Utilizando la cuantificación de los daños producidos podríamos considerar la importancia de los "objetivos" y así definir la probabilidad de que sean atacados. Para ello sería recomendable crear un índice de daño con el cual clasificar el lugar.

En cuanto al explosivo, parece probable que si un artefacto de este tipo fuera utilizado se hiciese con una gran cantidad de explosivo, como un coche o un camión bomba.

El comportamiento de la fuente radiactiva puede ser muy diverso, pudiendo dispersarse en un área grande (del orden de varios km<sup>2</sup>), o por el contrario no dispersarse en forma de aerosol, sino como fragmentos en las cercanías de la explosión, difíciles de detectar hasta haber causado lesiones a varias personas.

Para considerar la gravedad de un suceso radiológico el OIEA ha elaborado<sup>8</sup> una escala de 4 niveles, incluyendo un ataque terrorista, que han resultado o pueden resultar en una exposición a los trabajadores o al público. En esta escala el nivel 1 es la superación del límite legal de dosis para el público y el nivel 4 cuando ocurre, o existe una alta probabilidad de que ocurra, una muerte temprana o una exposición de varios Gy (ó Sv), y se tienen en cuenta los riesgos estocásticos elevando el nivel dependiendo del número de personas afectadas.

Parece prudente realizar los cálculos para el peor escenario posible, el "worst scenario", donde el suceso sería muy improbable pero de consecuencias graves.

El único caso de un ataque con una bomba sucia fue el producido en 1995 en Moscú, donde se usó como amenaza, pero las nuevas variables hacen que no sea impensable un ataque con una bomba sucia que busque causar el mayor daño posible y que además tenga la capacidad de producirlo.

Los ataques en Oklahoma, Bagdad, en España y en otros lugares del mundo, nos dan una guía de la intensidad del explosivo que puede ser utilizado y la facilidad con que puede ser fabricado.

### **PECULIARIDADES DE UNA BOMBA SUCIA.**

Las características especiales de una bomba sucia hacen que algunas de las metodologías empleadas en otras emergencias nucleares no sean directamente aplicables.

En primer lugar se debe tener en cuenta que se trata del uso malintencionado de una fuente radiactiva y no de un accidente fortuito. El terrorista tratará de anular cualquier barrera de seguridad física o radiológica para causar el mayor daño posible.

Además la fuente utilizada puede ser de una actividad importante. El conocimiento en unos casos de las fuentes de alta intensidad que se encuentran fuera de control, como los RTG (Radioisotope Thermoelectric Generator) rusos, con un contenido en  $^{90}\text{Sr}$  similar a la emisión de este isótopo en Chernobyl, y la falta de ese conocimiento en otros casos, puede dar una idea de las características que podría tener.

El lugar más probable donde podría ocurrir sería una zona urbana, con una densidad de población alta y no en zonas rurales con baja densidad de población ni en zonas de cultivo.

Este aspecto afecta a las aproximaciones utilizadas en la dispersión de los radioisótopos, a los cálculos dosimétricos, y sobre todo a los planes de emergencia y contramedidas aplicables.

Los estudios donde se han descrito las fuentes susceptibles de ser usadas se han realizado consi-

derando efectos deterministas para una irradiación a corto plazo. Es preciso además calcular la dosis proyectada para conocer los efectos estocásticos que podrían recomendar nuevas contramedidas<sup>9</sup>.

Se debe estudiar el comportamiento de la fuente radiactiva incorporada a una bomba sucia. Esa fuente puede estar en forma de polvo, granulada, envuelta por una protección metálica o no. Si el encapsulamiento fuera dañado el contenido de la fuente podría dispersarse en forma de aerosol, o bien como un número determinado de fragmentos.

Para conocer en detalle los efectos debidos a las radiaciones, deberán utilizarse modelos de dispersión lo más realistas y detallados posibles. Existen estudios<sup>10</sup> que muestran que algunos de los modelos utilizados para el cálculo del comportamiento de un explosivo poseen defectos para este caso.

También es conocido que la aproximación gaussiana no es válida para calcular la dispersión en zona urbana.

Se necesita una modelización detallada del lugar considerado para calcular la dosis proyectada de forma correcta. No es posible aplicar los factores de conversión a dosis utilizados para geometrías sencillas. Se deberán estudiar las vías de exposición más importantes para optimizar los cálculos y conseguir herramientas de análisis y gestión rápidas.

Otra parte importante a estudiar son las medidas de prevención. La NCRP ha sugerido<sup>11</sup> dotar a todos los vehículos oficiales que pudieran ser los primeros en actuar (bomberos, ambulancias, policía local,...), con detectores baratos, sencillos, robustos, sin necesidad de calibraciones en amplios periodos de tiempo y con un método sencillo de comprobación de funcionamiento.

Para que esa medida fuera efectiva sería necesario tarar los detectores a un nivel suficientemente bajo como para detectar un nivel de radiación importante, y suficientemente alto como para que el fondo radiactivo no genere falsas alarmas. Aunque no existe una respuesta definitiva la NCRP<sup>12</sup> ha recomendado un tarado de 0.1 mSv/h.

Se deberán desarrollar planes de emergencia en los lugares considerados con riesgo de ser atacados con una bomba sucia.

En un apartado anterior se ha citado el daño que produciría la aplicación de las contramedidas tradicionales.

### CONCLUSIONES.

Se ha reconocido<sup>13</sup> la amenaza del terrorismo internacional ante la que los países deben protegerse.

Para la Protección Radiológica se introducen nuevos elementos que obligan a realizar desarrollos en el campo. Ya se han mejorado, o se está en vías de ello, algunos aspectos:

- Se han aumentado las medidas de seguridad física de las instalaciones y fuentes nucleares o radiactivas.
- Se está mejorando el control en las fronteras para la detección de entrada de material nuclear o radiactivo.
- Se ha solicitado desde el OIEA un recuento de las fuentes radiactivas de cada país y la recuperación de aquellas fuentes de alta intensidad que pudieran estar fuera de control.

Sin embargo, el número de fuentes en el mundo fuera de control es ya importante, y en muchos casos, sobre todo en los países del tercer mundo, la seguridad física es deficiente, con lo que es relativamente sencillo obtener una fuente de alta intensidad de forma ilícita.

Se sabe que han aumentado de forma importante los intentos por parte de los grupos terroristas de obtener fuentes radiactivas o nucleares.

Por estas razones, los organismos implicados en la seguridad deben prepararse para el caso de que un ataque nuclear o radiológico tuviera lugar.

Deben diseñarse los escenarios más probables en los que se vería involucrada una bomba sucia, pero también, de forma responsable, para el peor caso imaginable.

Aunque se han realizado estudios preliminares sobre el caso es necesario entender el comportamiento de forma precisa de un dispositivo de estas características.

Por tanto, existe la clara necesidad de realizar desarrollos en los modelos existentes, en nuevos monitores, en el tratamiento de los afectados, en métodos de descontaminación, en las herramientas de gestión y en los planes de emergencia para las ciudades que pudieran ser afectadas.

## REFERENCIAS.

[1] Health Physics Society: "Guidance for protective actions following a radiological terrorist event". Position statement. 2004.

[2] ICRP: "Protection against radiation exposure in the aftermath of a radiological attack". Final Draft. 2004.

[3] IAEA: "Staff Report – IAEA Action Against Terrorism". 2004.

[4] El-Baradei, M. "Nuclear Terrorism: Identifying and Combating the Risks" International Conference on Nuclear Security: Global directions for the future. Londres 16 marzo 2005. IAEA. 2005.

[5] Nicholson S.M., Medlin, D.D. "Radiological weapons of terror". Air command and staff college air university. AU/ACSC/145/1999-04. 1999.

[6] IAEA: "Categorization of radioactive sources. Revision of IAEA Tecdoc 1191". IAEA Tecdoc 1344. 2003.

[7] DOE/NRC Interagency working group on radiological dispersal devices. "An initial study to identify radioactive materials of greatest concern and approaches to their tracking, tagging and disposition". 2003.

[8] IAEA/NEA. "Rating of transport and radiation source events. Draft additional guidance for the INES national officers for pilot use and feedback". INES WN 01/2004. 2004.

[9] IAEA: "Development of an extended framework for emergency response criteria". IAEA Tecdoc 1432. 2005.

[10] Thielen, H., Schrödl, E. "Blast experiments for the derivation of initial cloud dimensions after a "dirty bomb" event". Eurosafe 2004. 2004.

[11] NCRP Scientific Committee 46-14, cap. 12 "Research and development needs" NCRP report no 138 "Management of terrorist events involving radioactive material". NCRP. Bethesda, Maryland. 2001.

[12] NCRP Scientific Committee 46-14, cap. 8 "Dose limitation and guidance" NCRP report no 138 "Management of terrorist events involving radioactive material". NCRP. Bethesda, Maryland. 2001.

[13] "Directiva de defensa nacional 1/2004" – dic 2004.

# PROTECCIÓN RADIOLÓGICA DEL MEDIO AMBIENTE: CONTRIBUCIÓN ESPAÑOLA EN EL PROYECTO EUROPEO ERICA.

A. AGÜERO, D. CANCIO, JM. GÓMEZ-ROS, A. REAL, B. ROBLES, A. SUÁÑEZ

## INTRODUCCIÓN

La Unidad de Protección Radiológica del Público y del Medio Ambiente, junto con la Unidad de Dosimetría de Radiaciones Ionizantes del CIEMAT, está participando, dentro del VI Programa Marco de la UE y con financiación de ENRESA y CSN, en el Proyecto ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management, Contract N°FI6R-CT-2003-508847). El objetivo del proyecto, continuación de FASSET <sup>1</sup>, es proporcionar y aplicar una aproximación integrada para tratar aspectos científicos, de gestión y sociales relacionados con los efectos medioambientales de la contaminación radiactiva. El resultado final del proyecto será el desarrollo de la aproximación integrada ERICA para la valoración, caracterización y gestión de los riesgos medioambientales de las radiaciones ionizantes a nivel europeo. El proyecto está organizado en 4 grupos de trabajo.

## HERRAMIENTA DE EVALUACIÓN

El objetivo es generar una herramienta de evaluación integrada del impacto radiológico debido a contaminaciones crónicas o agudas en ecosistemas acuáticos y terrestres. Para generar dicha herramienta existen cuatro áreas de desarrollo:

a) Transferencia de radionucleidos en el medio. Un reto en los estudios de la transferencia de radionucleidos en el medio ambiente viene determinado por la enorme combinación de radionucleidos y organismos existente. El trabajo se ha centrado en 4 ecosistemas terrestres (bosque, seminatural, agrícola y humedales) y en 3 ecosistemas acuáticos (marino, salobre y aguas continentales). Los organismos considerados, susceptibles de recibir las exposiciones

más altas, son los "organismos de referencia" identificados en FASSET.

El proyecto FASSET puso de manifiesto la carencia de parámetros específicos que permitan evaluar la transferencia de los radionucleidos. Con el fin de poder completar el conocimiento, se han propuesto varias acciones:

- (i) Desarrollo de aproximaciones genéricas para predecir la transferencia, como son la alométrica en función del tamaño del organismo y la filogenia en función de las relaciones filogenéticas.
- (ii) Utilización de nuevos datos empíricos para complementar el conocimiento sobre la incorporación y distribución de los radionucleidos en el interior del organismo.
- (iii) Utilización de los datos disponibles de elementos análogos estables para suplir la falta de datos de transferencia de radionucleidos.
- (iiii) Considerar la inclusión de la influencia de la biodisponibilidad de elementos análogos estables.

Otra de las tareas a realizar es la definición de los modelos que simulan el transporte y la transferencia de actividad en los diferentes compartimentos de los ecosistemas acuáticos y terrestres <sup>2</sup>. Estos modelos están siendo implementados en la herramienta de evaluación en desarrollo. El CIEMAT está participando en la modelización de la dispersión atmosférica y en la verificación del módulo de dispersión acuática en ríos y lagos

b) Dosimetría. La actividad del grupo de dosimetría en el proyecto ERICA es una continuación del trabajo desarrollado en el proyecto FASSET <sup>3-5</sup>, con el propósito de ampliar y completar los resultados obtenidos. Para ello se requiere:

- (i) Estimar las dosis internas en organismos de referencia suponiendo la acumulación del radionucleido considerado en un órgano específico. En estas condiciones, se obtiene la dosis absorbida tanto en el órgano considerado como en el tejido circundante. Los cálculos de los nuevos coeficientes de conversión de dosis (CCD) se están realizando mediante simulaciones de Monte Carlo. La *figura 1* ilustra una simulación de la distribución de dosis para un caso específico.
- (ii) Ampliar la lista de CCDs a radionucleidos no incluidos en el anterior proyecto FASSET ( $^{32}\text{P}$ ,  $^{33}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{99}\text{mTc}$ ,  $^{110}\text{mAg}$ ,  $^{124}\text{Sb}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ).
- (iii) Ampliar la lista de organismos de referencia considerada en FASSET y desarrollar métodos de interpolación que permitan estimar la dosis absorbida para un amplio rango de tamaños y geometrías correspondientes a los ecosistemas considerados. En este momento, se ha desarrollado un programa informático que permite calcular el CCD para un radionucleido y una geometría de irradiación dados, en un organismo cualquiera.

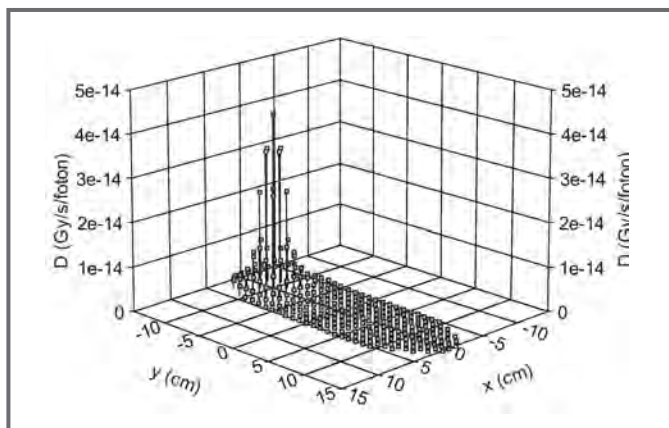


Figura 1. Distribución de dosis absorbida en un organismo de referencia ("rabbit") debido a un emisor de fotones de 50 keV localizado en una región específica cuya masa supone aproximadamente un 5% de la masa total del organismo.

CIEMAT está realizando las simulaciones de Monte Carlo para calcular los CCDs en el caso de acumulación de radionucleidos en un órgano específico, así como para los nuevos radionucleidos no considerados en FASSET.

c) Relaciones dosis-efecto. Cualquier sistema de evaluación del impacto de contaminantes en el me-

dio ambiente requiere de un análisis de los posibles efectos en organismos y ecosistemas. Para facilitar dicho análisis, en el proyecto FASSET se desarrolló la base de datos FRED (FASSET Radiation Effects Database) que contiene un total de 1.040 referencias (1945-2001), con aproximadamente 25.000 datos<sup>6</sup>. La revisión de todos esos datos mostró que existen deficiencias en la información disponible sobre los efectos biológicos producidos por las tasas de dosis de radiación que con mayor frecuencia pueden aparecer en el medio ambiente como consecuencia de actividades antropocéntricas. Asimismo, se puso de manifiesto que la información disponible es escasa para muchos grupos de animales y plantas y para distintos tipos de efectos biológicos de interés<sup>7</sup>.

En ERICA los objetivos que se quieren alcanzar son:

- (i) Desarrollar la base de datos FREDERICA, la cual supondrá una mejora cualitativa y cuantitativa de FRED. FREDERICA integrará los datos de FRED y de la base de datos EPIC<sup>8</sup>, además de trabajos publicados desde 2001. Todos los trabajos incluidos en la base de datos se están evaluando según tres criterios: dosimetría (determinación de dosis y tasa de dosis, dosis de fondo), diseño experimental (efecto estudiado, controles, protocolo de irradiación, características y mantenimiento de los organismos estudiados) y estadística (número de réplicas del experimento, de individuos, de puntos por curva dosis-respuesta, método estadístico, límites de confianza). La evaluación pretende determinar si los datos del estudio pueden utilizarse en evaluaciones de impacto radiológico, sin juzgar el diseño o la forma en la que se ha realizado el estudio. La evaluación de cada trabajo se recoge en una tabla que se incluye en la base de datos. Por último, se están mejorando las capacidades de búsqueda de la información contenida en FREDERICA, para que se puedan realizar búsquedas según diversos criterios (autor, tipo de radiación, efecto biológico, etc). FREDERICA estará accesible en la página web de ERICA (<http://www.ERICA-project.org>).
- (ii) Integración de FREDERICA en la herramienta de evaluación. Se está trabajando en el diseño de las tablas resumen de los efectos descritos en plantas y animales, que formarán parte de la herramienta de evaluación ERICA. Actualmente se dispone de un primer borrador para expo-

siciones crónicas en mamíferos no humanos. La integración de FREDERICA en la herramienta de evaluación estará completada al final del proyecto, permitiendo a los usuarios realizar predicciones de dosis en especies no humanas, para posteriormente establecer los posibles efectos derivados de esas dosis en animales y plantas.

El CIEMAT, continuando con la labor iniciada en FASSET, ha realizado el trabajo correspondiente a mamíferos no humanos. Así, ha evaluado los trabajos incluidos en FREDERICA, además de realizar la búsqueda, revisión e inclusión en la base de datos de trabajos publicados tras 2001. Finalmente, ha participado en el diseño de las tablas resumen que formarán parte de la herramienta de evaluación, elaborando un primer "boceto" para exposiciones crónicas en mamíferos no humanos

d) Desarrollo de la herramienta de evaluación. Ésta servirá para evaluar el impacto radiológico en ecosistemas e integrará los modelos radioecológicos, dosimétricos y las bases de datos desarrolladas durante los proyectos FASSET y ERICA. La herramienta que se está desarrollando servirá para evaluar el impacto radiológico en condiciones de contaminaciones crónicas y agudas tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres. Los "endpoints" de la evaluación serán la concentración en los diferentes medios y las dosis en los organismos de referencia definidos para cada uno de los ecosistemas. El software desarrollado permitirá así mismo extraer de la base de datos la información sobre los efectos biológicos que podrían producirse a esas dosis. Esta herramienta será utilizada y probada dentro del grupo de trabajo "estudio de casos reales"

### CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

El objetivo prioritario de éste grupo de trabajo es el desarrollo de una Metodología de Caracterización del Riesgo aplicable dentro de la aproximación integrada que se desarrolla en el contexto del proyecto ERICA.

La caracterización del riesgo se puede definir como "Síntesis de la información obtenida durante la evaluación del riesgo para su utilización en las decisiones de la gestión". El grupo de trabajo debe desarrollar tres tareas específicas:

- (i) Revisión de Metodologías existentes de caracterización del riesgo y propuesta de la Metodología ERICA.
- (ii) Extrapolación de datos, incluyendo experimentación. Cuantificación de las principales fuentes de incertidumbre. Se abordan los aspectos de extrapolación de (1) dosis altas-agudas vs. dosis-bajas crónicas; (2) dosis externas vs. internas para proporcionar factores de ponderación de la radiación; (3) efectos biológicos, del individuo a la población; (4) un radionucléido vs. múltiples contaminantes.
- (iii) Desarrollo de una guía de buenas prácticas. Conjunto de principios que se deben aplicar para asegurar que se utiliza la mejor información disponible teniendo en cuenta la relevancia de datos y modelos disponibles para un ecosistema real.

En la actualidad se ha avanzado en las dos primeras tareas, como se expone a continuación.

El CIEMAT ha participado en revisión bibliográfica de las metodologías existentes para la caracterización del riesgo<sup>9</sup>. Además, se ha contribuido a la propuesta de la Metodología ERICA de Caracterización del Riesgo<sup>10</sup> al resto de grupos de trabajo que conforman el proyecto. La metodología a seguir es estratificada, por tanto en cada nivel sucesivo se aumenta la complejidad (figura 2).

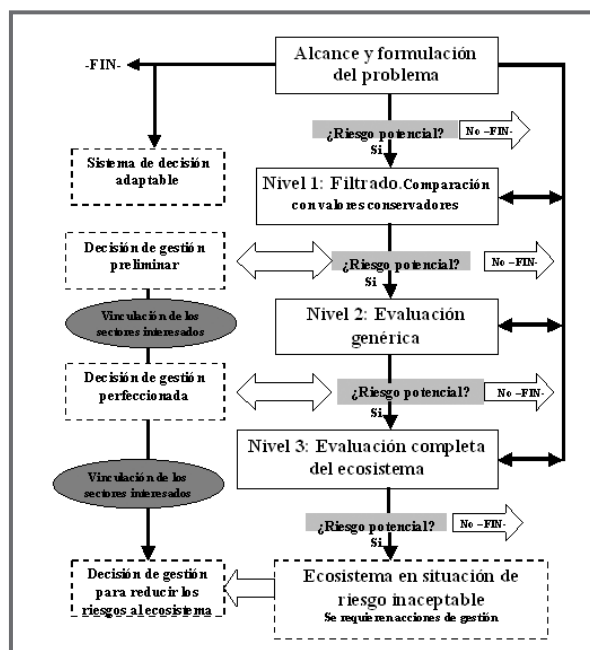


Figura 2. Esquema de la propuesta de Metodología ERICA para evaluación del riesgo



Respecto a la segunda tarea, han comenzado en Francia y en Noruega los estudios experimentales, que se realizan para ayuda en la extrapolación de datos.

## COMUNICACIÓN Y TOMA DE DECISIÓN

El objetivo principal de este grupo de trabajo es el desarrollo de una guía para la gestión de la protección del medio ambiente frente a las radiaciones ionizantes conjuntamente con los grupos interesados.

Dentro de este grupo hay tres áreas temáticas:

- (i) Identificación de la información científica clave necesaria tanto para la evaluación, como para el establecimiento de un conjunto de criterios y los estándares derivados, basados en la experiencia de FASSET.
- (ii) Alcanzar el consenso en áreas científicas con una incertidumbre significativa y su incorporación a la gestión, mediante una aproximación basada en el acuerdo alcanzado mediante conferencias de consenso y juicio de expertos.
- (iii) Gestión, conformidad y demostración mediante consultas rápidas tanto personales, como basadas en la página electrónica.

Al comienzo del proyecto ha sido constituido el grupo de "End-Users" de entre un amplio rango de expertos (científicos, éticos, legales y sociales), profesionales (de la industria, reguladores y legisladores), ONGs y en los casos en los que sea apropiado los grupos interesados locales (público).

CIEMAT participa en la organización y coordinación de este grupo de trabajo.

## ESTUDIO DE CASOS REALES

El objetivo de este grupo es aplicar la metodología desarrollada en el proyecto FASSET y la aproximación desarrollada en ERICA a escenarios reales contaminados, para que sirva de test a la misma. Los datos recogidos de los distintos escenarios serán estructurados y unificados para poder aplicar la metodología desarrollada en FASSET y ERICA. Posteriormente se hará una revisión crítica de los resultados evaluando la aplicabilidad de los datos de transferencia obtenidos en el proyecto FASSET, la aplicación de la caracterización del riesgo, la identificación de lagunas de conocimiento. Como consecuencia de dicha revisión

se harán recomendaciones para los otros grupos de trabajo.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup> FASSET, Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems, Deliverable 6. Larsson, Jones, Kemakta Konsult, Gomez-Ros, Zinger (Eds), 2004.

<sup>2</sup> Avila, R., Beresford, N.A, Agüero, A., Broed, R., Brown, J., Iospje, M., Robles, B., Suañez, A. Study of the uncertainty in estimation of the exposure of non-human biota to ionising radiation. *J. Radiol. Prot.*, 24 (4A), A105-A122, 2004.

<sup>3</sup> Vives i Batlle, J., Jones, S.R., Gómez Ros, J.M. A method for calculation of dose per unit concentration values for aquatic biota within FASSET. *J. Radiol. Prot.*, 24 (4A), A13-A34, 2004.

<sup>4</sup> Taranenko, V., Pröhl, G., Gómez-Ros, J.M.. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures. *J. Radiol. Prot.*, 24 (4A), A35-A62, 2004.

<sup>5</sup> Gómez Ros, J.M., Pröhl, G., Taranenko, V.. Estimation of internal and external exposures of terrestrial reference organisms to natural radionuclides in the environment. *J. Radiol. Prot.*, 24 (4A), A79-A88, 2004.

<sup>6</sup> Daniel, D. P., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Kautsky, U., Larsson, C.M., Pentreath, J., Real, A., Skarphedinsdottir, H., Sundell-Bergman S., Thørring, H., Woodhead, D. S., Zinger I. Radiation effects on plants and animals. FASSET Deliverable 4. Woodhead D.S. and Zinger I. (Eds), 2003.

<sup>7</sup> Real, A., Sundell-Bergman, S., Knowles, J. F., Woodhead, D. S., Zinger, I. Effects of Ionising Radiation Exposure on Plants, Fish and Mammals: Relevant Data for Environmental Radiation Protection. *J. Radiol. Prot.*, 24 (4A), A123-A137, 2004.

<sup>8</sup> EPIC Report on dose-effects relationships for reference (or related) Arctic biota. EPIC database "Radiation effects on biota". Deliverable 5. Sazykina, Jaworska, Brown (Eds), 2002.

<sup>9</sup> Adam, C., Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Jaworska, A., Larsson, C.M, Oughton, D., Pérez Sánchez, D, Salbu, B. Overview of Ecological risk Characterisation Methodologies. Deliver 4b. Gilek y Björk (Ed), 2005.

<sup>10</sup> Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, CM., Oughton, D. Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a. Copplestone, Björk y Gilek (Ed), 2005.

# EVALUACIÓN DE INTERVENCIONES EN LAGOS CONTAMINADOS MEDIANTE MÉTODOS DE ANÁLISIS MULTIATRIBUTOS CON EL SISTEMA MOIRA<sup>©</sup>

E. GALLEGO DÍAZ, A. JIMÉNEZ MARTÍN, A. MATEOS CABALLERO, S. RÍOS-INSÚA

## INTRODUCCIÓN

Mediante la aplicación de medidas adecuadas, resulta posible reducir la dosis de radiación originada en caso de contaminación radiactiva de ecosistemas acuáticos. Sin embargo, las estrategias de intervención, a pesar de sus indudables beneficios radiológicos, pueden comportar un detrimento económico, ecológico o social, cuya evaluación con criterios objetivos ha de ser la base de cualquier decisión. Este problema es el objeto del sistema de apoyo a la decisión MOIRA<sup>©</sup>, desarrollado y perfeccionado en sucesivos Programas Marco de Investigación de EURATOM<sup>1</sup>, desde 1996, en el que han participado dos grupos de la Universidad Politécnica de Madrid: el grupo de Seguridad Nuclear y Protección Radiológica del Departamento de Ingeniería Nuclear de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, y el Grupo de Análisis de la Decisión, del Departamento de Inteligencia Artificial de la Facultad de Informática.

A lo largo de su desarrollo y validación, el sistema ha sido aplicado por la UPM para evaluar la situación creada tras la contaminación del accidente de Chernóbil en distintos lagos europeos: Øvre Heimdalsvatn (Noruega), Kozhanovskoe (Rusia), Svyatoye (Bielorrusia). Sus conclusiones se presentan de forma resumida en este trabajo.

<sup>1</sup> MOIRA (A Model based computerised system for management support to identify optimal remedial strategies for Restoring radionuclide contaminated Aquatic ecosystems, fue desarrollado en el IV Programa Marco de Investigación Europeo, con la participación de las siguientes instituciones: ENEA (coordinador, Italia), NRG-KEMA (Países Bajos), Studsvik (Suecia) y las Universidades de Oslo (Noruega), Upssala (Suecia) y Politécnica de Madrid. Su validación fue objeto de un nuevo proyecto (COMETES), y en el V Programa Marco ha sido extensamente aplicado dentro de la red temática EVANET-HYDRA. Se acaba de completar la versión 3 del sistema.

## EL SISTEMA MOIRA

Para evaluar las estrategias de intervención sobre sistemas hidráulicos de agua dulce, en el proyecto MOIRA se ha desarrollado un sistema informático cuyas principales características han sido presentadas en diferentes Congresos y publicaciones [1, 2, 3, 4, 5]. Entre ellas, cabe destacar las siguientes:

- Una base de datos georeferenciados (GIS) a escala europea, de donde se obtienen los valores para los parámetros de los modelos, permitiendo evaluaciones razonables, bien a partir de la información por defecto, bien modificando los datos con los de procedencia local.
- Modelos predictivos para la evolución del <sup>137</sup>Cs y el <sup>90</sup>Sr en las cuencas, lagos y ríos, complementados con modelos del efecto de las distintas contramedidas aplicables. Se trata de modelos comprobados y validados, de gran fiabilidad.
- Índice de daño ecológico (Ecosystem Index, EI)<sup>[6]</sup> para las medidas de tipo físico-químico, basado en la identificación de los grupos funcionales críticos del ecosistema analizado (fitos, plancton, bentos, peces) y su relación con las características del mismo (p.e. pH, concentración de potasio, fósforo total) y su evolución con respecto a la situación ideal.
- Modelo de dosis a peces (predadores y presas).
- Modelo de la dosis individual y colectiva [7, 8] resultante de los usos del agua, así como del impacto de las medidas de tipo restrictivo sobre dichos usos.
- Modelos de impacto económico y coste de las medidas de protección.
- Módulo de Análisis de utilidad Multi-Atributos (MAA), interactivo, que facilita la labor de evalua-

ción por el usuario, tomando en cuenta los factores ecológicos, sociales, radiológicos y económicos previamente cuantificados por los modelos.

El sistema, desarrollado para Windows, integra todos los elementos descritos a través de una serie de ventanas por las que el usuario selecciona desde el mapa el objeto del análisis (lago, sección de río), verifica y modifica los datos por defecto, define el escenario de contaminación y las estrategias de intervención a ensayar, mediante la combinación flexible de cualquiera de las contramedidas indicadas en la Tabla 1. El sistema es capaz de efectuar la simulación en pocos minutos, de manera que se proceda a comparar las diferentes estrategias entre sí, para ir descartando las peores hasta encontrar un conjunto óptimo.

Los modelos básicos del sistema MOIRA sirven para predecir el comportamiento de los radionucleidos ( $^{137}\text{Cs}$  y  $^{90}\text{Sr}$ ) en lagos, ríos, zonas costeras y en la biota de los ecosistemas de agua dulce. La elección de esos dos radionucleidos no es casual: el poso radiactivo producido por los ensayos de armas atómicas hasta los años 60 y los accidentes de Kyshtym (en los Urales) y Chernóbil han permitido conocer su comportamiento medioambiental con mucha precisión. Además, su elevado periodo convierte su presencia en un problema para décadas. Con los modelos también se estima el impacto de las contramedidas (Tabla 1) sobre el nivel de contaminación.

El sistema tiene un modelo dinámico para la estimación de la dosis individual y colectiva por diversas vías de exposición internas y externas, incluyendo el uso del agua para regadío de pastos y cultivos<sup>17, 81</sup>. Además, mediante dicho modelo se evalúa el impacto de las medidas restrictivas sobre los hábitos de la población -contramedidas de tipo "social"- que pueden ayudar a reducir la dosis recibida (véase Tabla 1).

Por último, el impacto económico se considera dividido en efectos directos e intangibles. Para los primeros, el cálculo tiene en cuenta la naturaleza de cada contramedida y los elementos principales de su coste (mano de obra, materiales, maquinaria, gestión de residuos generados, etc.), incluyendo un descuento para aquellos cuya realización se plantee en el futuro. Para los segundos, tales como la pérdida de imagen de la zona y las reacciones adversas del mercado para los productos de la misma, el usuario

debe definir directamente su importancia en una escala de 0 a 100.

### COMPARACIÓN DE ESTRATEGIAS MEDIANTE EL ANÁLISIS MULTIATRIBUTOS

En la selección de la estrategia óptima de intervención, contando con toda la información relevante que proporcionan los distintos modelos del sistema, se persigue el objetivo de minimizar el impacto de la contaminación, no solo desde el punto de vista radiológico, sino también medioambiental, social y económico a los que la decisión puede afectar.

El objetivo general puede subdividirse en tres, que equivalen a buscar el mínimo impacto ecológico, social y económico. Estos a su vez pueden irse desglosando en niveles, hasta llegar finalmente al último nivel, compuesto por los objetivos para los cuales cabe definir atributos, o factores cuya evaluación puede hacerse empleando los modelos descritos anteriormente. La Figura 1 muestra la jerarquía de objetivos en forma de árbol que, de forma general se ha incorporado en MOIRA. Según el escenario analizado, el árbol puede perder alguna de sus ramas, cuando éstas no resulten necesarias.

Seguidamente, para poder valorar el cumplimiento de los objetivos por cada una de las estrategias, se utiliza una función de utilidad multiatributo aditiva:

$$v(S_q) = \sum_{i=1}^{17} w_i \cdot v_i(x_i^q) \quad [1]$$

en la cual cada estrategia  $S_q$  queda caracterizada por las evaluaciones obtenidas de cada uno de los atributos relevantes ( $x_1^q, \dots, x_{17}^q$ ), en donde  $x_i^q$  es el nivel específico del atributo  $X_i$  para la alternativa  $S_q$ . De este modo, se pueden combinar en una sola medida o valor las múltiples evaluaciones de cada estrategia obtenidas a partir de cada atributo.

Los pasos posteriores del proceso consisten en asignar las funciones de utilidad (o de valor)  $v_i$  a cada atributo y los factores de ponderación o "pesos"  $w_i$  para cada objetivo del árbol. Las funciones de utilidad toman valores entre 0 y 1 (un 0 para la alternativa peor de todas y un 1 para la mejor) lo cual permite pasar de las escalas "naturales" o "construidas" a una base común sobre la cual evaluar el cumplimiento de los objetivos situados en el extremo del árbol: su "utilidad". Para la suma ponderada de las utilidades

obtenidas para cada objetivo, se emplean factores de ponderación normalizados en cada "horquilla" del árbol.

La forma de las funciones de utilidad individuales depende mucho de la naturaleza de los atributos y de las preferencias y actitudes de los analistas y de quienes han de tomar la decisión. Se pueden emplear funciones lineales y no lineales, monótonamente crecientes o decrecientes, funciones escalonadas, etc., siempre que representen adecuadamente las preferencias con respecto al atributo concreto. Para ayudar a iniciar el proceso, el sistema ofrece funciones de utilidad y factores de ponderación por defecto.

Una característica notable es que el módulo desarrollado permite tener en cuenta imprecisión en los atributos, y también en la asignación de las funciones de utilidad y los factores de ponderación. También permite realizar con facilidad los necesarios análisis de sensibilidad, que indican los factores que están influyendo más sobre la ordenación final de las alternativas, y los rangos de variación que la dejarían inalterada.

## CASOS PRÁCTICOS ESTUDIADOS Y RESUMEN DE RESULTADOS

### *Lago Øvre Heimdalsvatn (Oppland, Noruega)<sup>99</sup>*

Se trata de un pequeño lago subalpino (profundidad media 4,7 m; profundidad máxima 13 m; superficie 0,78 km<sup>2</sup>; superficie de cuenca 23,6 km<sup>2</sup>), sin población fija, pero con una estación de estudio científico, perteneciente a la U. Oslo, siendo zona de recreo (pesca), y pastoreo en verano. Las vías críticas podrían ser la bebida directa de agua del lago o el consumo de peces. El lago y su cuenca se contaminaron a consecuencia del accidente de Chernóbil con 130 kBq/m<sup>2</sup> de <sup>137</sup>Cs. No hubo necesidad de medidas de protección, pero el escenario se utilizó para comparar diferentes estrategias alternativas, desde la "no intervención", a la "prohibición de pesca (por 1 año)", o las medidas de tipo químico ("adición de cal", "tratamiento con potasa", "fertilización") solas o combinadas con la prohibición de la pesca.

El análisis mostraba siempre la mayor conveniencia o de una extensión del periodo de prohibición de la pesca a varios años de duración o de alguna de las medidas químicas (el tratamiento con potasa o con

cal), dejando la "no intervención" como una de las medidas menos óptimas.

### *Lago Kozahnovskoe (región de Bryanks, Rusia)<sup>111</sup>*

Dicho lago pertenece a la zona de población evacuada con posterioridad al accidente de Chernóbil, habiéndose alcanzado niveles de contaminación de <sup>137</sup>Cs del orden de 600 kBq/m<sup>2</sup>. A pesar de la prohibición, un considerable número de residentes continuaron viviendo en los pueblos junto al lago, y el pescado del lago ha sido parte importante de su dieta. Se estima que unas 20-30 familias han estado viviendo de la pesca, y que también hay pescadores aficionados de los distritos limítrofes. El consumo de pescado por parte de los pescadores y sus familias es de hasta 80 kg/año; y en promedio, los residentes consumen 20 kg/año. Hay que indicar que la concentración medida de <sup>137</sup>Cs en peces, en 1998, era de 20-25 kBq/kg en promedio, peso fresco para predadores y de 6-10 kBq/kg, peso fresco para no predadores, valores reproducidos bien por el modelo.

Se analizaron los impactos de siete estrategias diferentes, resultando siempre preferible la prohibición del consumo de pescado. Entre las medidas de tipo químico, para las características del lago, la adición de cal aparecía como aconsejable, por lo que se ensayaron dos estrategias más: duplicando la cantidad de cal añadida y combinando la prohibición del consumo de pescado con la adición de cal. El sistema permitió identificar claramente esta última estrategia como óptima, seguida muy de cerca por la prohibición del consumo de pescado ya que, al reducir la contaminación de los peces, permitiría acortar el periodo de aplicación de la prohibición.

### *Lago Svyatoye (Kostyukovichy, Bielorrusia)*

Este pequeño lago (0.25 km<sup>2</sup> de superficie y 1,2 km<sup>2</sup> de cuenca) está situado a 237 km de la C.N. Chernóbil, 30 km al sudeste de Kostyukovichy (Bielorrusia), en una zona contaminada con más 1.480 kBq/m<sup>2</sup> de <sup>137</sup>Cs. Se trata de un lago de tipo kárstico, cerrado, sin corrientes de entrada ni de salida, con 5,2 m de profundidad máxima. En él, la contaminación de los peces en 1999 alcanzaba valores entre 10 y 100 kBq/kg. El lago fue el escenario de prueba de un proyecto piloto de tratamiento con cloruro potásico depositado en invierno sobre la superficie helada, lo que ha supuesto una reducción media del 40% en la concentración en peces en los años posteriores<sup>111</sup>.

En el seno de la red EVANET-HYDRA, del V Programa Marco Europeo, se analizó la situación del lago con el sistema MOIRA<sup>[12]</sup>, incluyendo la utilización de nuevas herramientas de análisis de sensibilidad<sup>[13]</sup> con las que se confirmaba la idoneidad del tratamiento con potasio para mejorar la situación del lago. La figura 2 ilustra el resultado de la distribución de los puestos resultantes para cada estrategia de las siete probadas, tras una simulación de Monte Carlo en la que se hacen variar los pesos  $w_i$  de forma aleatoria dentro de los rangos elegidos por el grupo de análisis. Es significativo que el tratamiento con potasio siempre resultaría la mejor o la segunda mejor estrategia, mientras que la prohibición del consumo de pescado puede alcanzar cualquier puesto, según se observa en la figura. El encalado del lago o de las zonas húmedas también podría ser recomendable.

### CONCLUSIONES

La gestión de ecosistemas acuáticos contaminados radiactivamente a consecuencia de accidentes es un problema complejo, que afecta a numerosos factores de tipo radiológico, social, económico y medioambiental. MOIRA es una herramienta de ayuda que incorpora un conjunto completo de modelos para la predicción del comportamiento temporal de los radionucleidos en el medio ambiente acuático, así como del impacto ecológico, radiológico, social y económico de las posibles medidas correctoras. Como Sistema de Ayuda a la Decisión, MOIRA se basa en el empleo de técnicas bien fundadas (Análisis Multiatributos + Análisis de Sensibilidad) para evaluar las distintas estrategias, de acuerdo a los impactos causados. Una vez terminado su desarrollo, el sistema MOIRA ha sido probado y validado, para evaluar la situación de los entornos contaminados a consecuencia del accidente de Chernóbil, demostrando su utilidad.

1. Gallego, E., Jiménez, F., Mateos, A., Ríos-Insua, S., "MOIRA: Un Sistema de Ayuda a la Decisión para Identificar Estrategias de Remedio optimas para Ecosistemas Acuáticos Contaminados por radionucleidos", pp. 333-336, *Radioprotección. Revista de la SEPR* (ISSN 1133-1747). No. Extraordinario, Mayo (1998).
2. Gallego E., Brittain J.E., Håkanson L., Heling R., Hofman D. and Monte L., "MOIRA: A Computerised Decision Support System for the Restoration of Radionuclide Contaminated Freshwater Ecosystems". *10<sup>th</sup> International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA-10)*, Hiroshima, Japan, May 14-19, (2000).
3. Gallego, E., Jiménez, A., Mateos, A., Ríos-Insua, S., "Protección Radiológica y Medioambiental en caso de contaminación radiactiva de sistemas hidráulicos: El sistema de Apoyo a la Decisión MOIRA", pp. 78-80, *Radioprotección. Revista de la SEPR* (ISSN 1133-1747). No. Extraordinario, Septiembre (2000).
4. Gallego, E., Ríos-Insua, S., Mateos, A. y Jiménez A., (2001), "Un Sistema de Apoyo a la Decisión para la Intervención en caso de Contaminación Radiactiva de Sistemas Hidráulicos", *Revista de la Sociedad Nuclear Española* 205, pp. 33-35, (2001).
5. Gallego E., Brittain J.E., Håkanson L., Heling R., Hofman D. and Monte L., "MOIRA: A Computerised Decision Support System for the Management of Radionuclide Contaminated Freshwater Ecosystems", *Revista da Sociedade Portuguesa de Protecção contra Radiações* (ISSN-0874-7016), 98, vol. 2, números 4 e 5, pp. 83-102 (2004).
6. Håkanson L., Gallego E., Ríos-Insua S. "The application of the lake ecosystem index in multi-attribute decision analysis in radioecology", pp. 319-344, *Journal of Environmental Radioactivity*, 49-3, (2000).
7. Jiménez F., Gallego E., "El modelo de MOIRA para estimación de dosis en caso de contaminación radiactiva de masas de agua", pp. 330-332, *Radioprotección. Revista de la SEPR* (ISSN 1133-1747). No. Extraordinario, Mayo (1998).
8. Gallego E. and Jiménez F., "Radiation Dose and Countermeasure Model for a Decision Support System on Freshwater Ecosystems Contaminated with Radionuclides". *10<sup>th</sup> International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA-10)*, Hiroshima, Japan, May 14-19, (2000).
9. Gallego E., Ríos-Insua S., Mateos A. and Ríos Insua D., "Contaminated Aquatic Ecosystems Restoration: A Case Study", pp. 19-34, in *Applied*

*Decision Analysis*, F. J. Giron (ed.), Kluwer, Boston, (ISBN 0-7923-8250-1) (1999).

10. Gallego E., Jiménez, A., Mateos, A., Sazykina, S., Ríos-Insua, S., "Application of Multiattribute Analysis (MAA) to Search for Optimum Remedial Strategies for Contaminated Lakes With the MOIRA System". *11<sup>th</sup> International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA-11)*, Madrid, May 23-28, (2004).
11. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Haddingh, R.H., Bulgakov, A.A., Application of potassium chloride to a Chernobyl-contaminated lake: modelling the dynamics of ra-

diocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish. *The Science of the Total Environment* 305, 217–227. (2003).

12. Ríos-Insúa, S., Gallego, E., Jiménez, A. y Mateos, A., "A Multi-Attribute Decision Support System for Selection of Environmental Intervention Strategies". *Ecological Modelling* (aceptado para publicación) (2005).
13. Jiménez, A., Ríos-Insua, S. Mateos, A., "A Decision Support System for Multiattribute Utility Evaluation Based on Imprecise Assignments", *Decision Support Systems*, 36, pp. 65– 79. (2003).

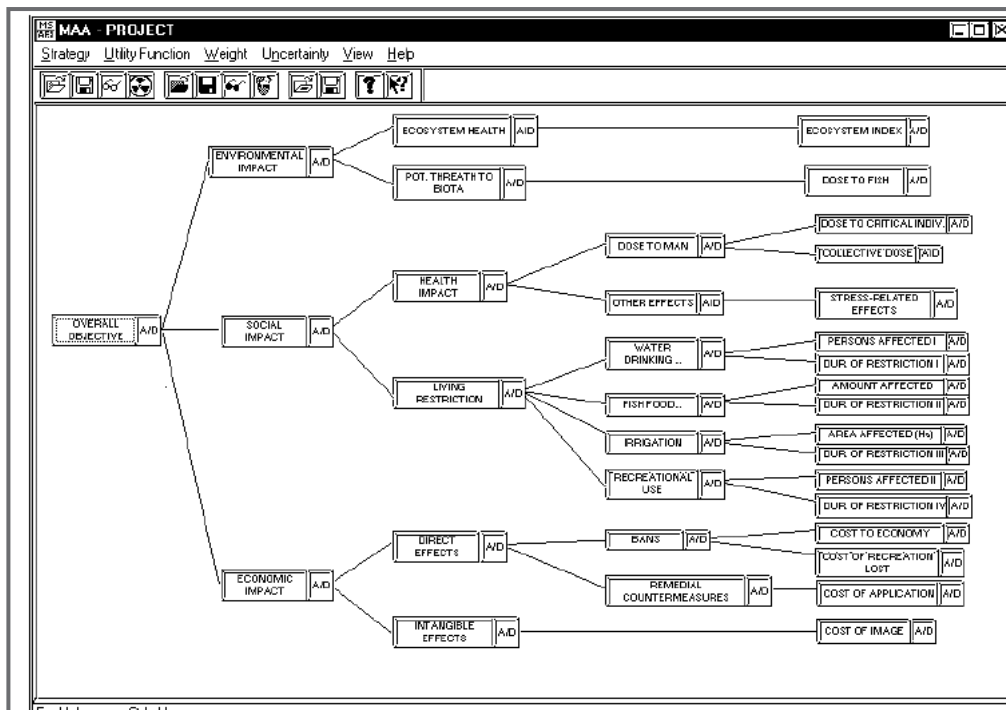


Figura 1. Árbol de objetivos considerados para el Análisis de utilidad Multi-Atributos en el sistema MOIRA.

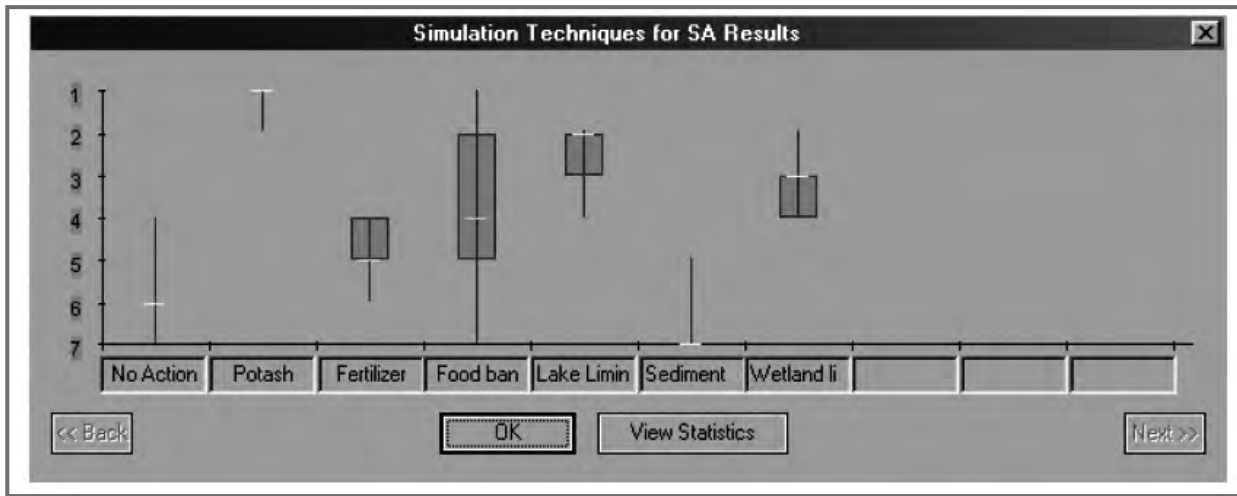


Figura 2. Representación gráfica del resultado del análisis mediante Monte Carlo variando aleatoriamente los factores de ponderación asignados a los atributos del árbol de decisión. Se destaca la alternativa del tratamiento con potasio como siempre la mejor o la segunda mejor.

Tabla 1. Contramedidas cuya simulación está incorporada en el sistema MOIRA.

<b>Aplicación de agentes químicos (Dependiente del tiempo)</b>	<b>Aplicación de medidas físicas (Dependiente del tiempo)</b>	<b>Aplicación de restricciones sociales (en periodos definidos por el usuario o basándose en límites de dosis y contaminación)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tratamiento con potasa</li> <li>• Adición directa de cal</li> <li>• Cal en áreas húmedas</li> <li>• Fertilización</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Retirada de sedimentos contaminados</li> <li>• Retirada de hielo y nieve</li> <li>• Construcción de diques para contención de la inundación primaveral</li> <li>• Derivación del caudal en ríos mediante canales</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Restricción al consumo de pescados</li> <li>• Restricción al consumo de agua potable (con fuentes alternativas de agua limpia)</li> <li>• Restricciones al uso de agua para regadío de cultivos</li> <li>• Acceso restringido a zonas contaminadas</li> </ul>



# EXENCIÓN Y DESCLASIFICACIÓN DEL MATERIAL RADIATIVO DEL CONTROL REGULADOR. SITUACIÓN ACTUAL.

T. ORTIZ, P. CARBONERAS

## INTRODUCCIÓN

Aunque, desde hace muchos años, en todos los países del mundo, se han venido realizando prácticas de exención para la utilización de los materiales radiactivos y para la evacuación de materiales residuales con contenido radiactivo, sobre todo para efluentes líquidos y gaseosos, fue hace más de 15 años cuando empezó a utilizarse el concepto de exención del control regulador y se dieron los primeros pasos para lograr el consenso internacional, en sus principios básicos y para definir su modo de aplicación en la práctica. Con la aparición de las últimas recomendaciones de la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) (publicación nº 60 de 1990)<sup>1</sup> y su transposición a las normativas internacionales y nacionales se han ido acuñando otros términos como la exclusión y la desclasificación.

La **exclusión** aplica a aquellas exposiciones para las que el control regulador se considera imposible. Por ejemplo, en las últimas recomendaciones de la ICRP se indica que la radiación cósmica o el potasio en el cuerpo humano son fuentes esencialmente incontrolables por lo que deben ser excluidas.

La **exención**, en cambio, se establece para evitar la aplicación de procedimientos reguladores excesivos sobre prácticas que estén claramente justificadas, pero que tienen una escasa significación. Así, se dejan fuera del sistema determinadas situaciones o actividades; por ejemplo, en la reglamentación española se eximen del control regulador aquellas instalaciones que usen radionúclidos por debajo de ciertas actividades o instrumentos concretos que cumplan determinadas condiciones.

Finalmente la **desclasificación** aplica a materiales y productos de desecho, con contenido radiactivo muy bajo, procedentes de prácticas sometidas

a control regulador y que pueden ser liberados del mismo, debido también a su escasa significación radiológica.

Debe destacarse que existe una distinción conceptual entre la exención, aplicada a una práctica nueva con material radiactivo, respecto a su sometimiento o no al control regulador, y la exención aplicada a los subproductos o residuos que se generan en una práctica ya regulada. En el primer caso la fuente o práctica no llega a entrar dentro del sistema y el control regulador no se aplica, ni siquiera en lo que se refiere a la gestión final del material o de los subproductos de desecho que se generen. En el segundo se liberan del control regulador, esto es, el control regulador deja de aplicarse.

## SITUACIÓN EN LOS ORGANISMOS INTERNACIONALES

La importancia de este tema ha hecho que, en los últimos años, los organismos internacionales, junto con las autoridades reguladoras y grupos de expertos de diferentes países hayan definido los principios de exención, y a partir de ellos las cantidades de actividad en materiales y subproductos que pueden considerarse como exentas para su uso o que permitan su gestión por métodos convencionales. Estos criterios por extensión se han aplicado para la desclasificación.

El primer documento en el que quedaron bien establecidos los principios básicos de la exención fue publicado por el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) en 1988 (Guía de Seguridad no 89)<sup>2</sup>. En esta guía aparece como línea fundamental la aplicación de los tres principios básicos de la Protección Radiológica a cualquier tarea de exención y se establecen los criterios para la exención siguientes:

- El riesgo radiológico individual, causado por la fuente o práctica exenta, debe ser suficientemente bajo, como para no ser preocupante para el regulador.
- La protección radiológica, incluyendo el coste del control regulador, debe ser optimizada.

Por otra parte, la fuente o práctica exenta debe ser inherentemente segura, de modo que no haya situaciones previsibles razonablemente en que puedan excederse los criterios anteriores.

En términos de dosis estos criterios son los siguientes:

- La dosis anual máxima al individuo más expuesto a consecuencia de la práctica exenta, debe ser del orden de unas pocas decenas de  $\mu\text{Sv}$  al año (10-100  $\mu\text{Sv/año}$ ).
- La dosis colectiva debe ser limitada y, en todo caso, debe respetarse el principio de optimización ya indicado.

En estos principios y criterios se han basado las recomendaciones posteriores como las incluidas en las últimas recomendaciones de la ICRP, ya mencionadas, o en las Normas Básicas de Seguridad y Protección Radiológica<sup>3</sup> del OIEA (1996). En ella se establecen los requisitos en los que se debe basar la exención y se fijan valores numéricos para la actividad total (Bq) y para la concentración de actividad (Bq/g) por debajo de los cuales no se requiere autorización. Por otra parte, se indica que los valores de exención pueden ser modificados por las Autoridades Reguladoras de cada país, para ajustarlos a las realidades nacionales. Estos mismos valores se han utilizado en la última revisión de Guía de Seguridad del OIEA para el Transporte de Sustancias Radiactivas<sup>4</sup>, en la que se basan las normas internacionales y nacionales para el transporte de mercancías peligrosas por carretera.

Estas normas básicas mencionan también la desclasificación, estableciéndose que fuentes (sustancias, materiales y objetos) de prácticas autorizadas o declaradas pueden salir del control regulador si cumplen los niveles de desclasificación fijados por las Autoridades Reguladoras.

El OIEA ha desarrollado un programa muy amplio en el campo de las exenciones, cuyo punto de partida básico ha sido la Guía 89 ya citada, y que incluye métodos y guías prácticas para su uso directo por los

diferentes países y por los productores de residuos con un contenido de actividad reducido. De entre las publicaciones del OIEA debe destacarse la Guía de Seguridad RS-G-1.7<sup>5</sup>, publicada recientemente, en la que se clarifican los conceptos de exclusión, exención y desclasificación y se dan valores para su uso general para cantidades de materiales mayores que las cantidades moderadas (del orden de 1 tonelada). Las hipótesis y modelos en los que se basan los valores obtenidos se recogen en el documento no 446 de la Serie de Informes de Seguridad.

En el campo de las aplicaciones prácticas hay diversas publicaciones de interés entre las que se encuentran: la Guía de Seguridad 111.-P.1.1<sup>7</sup>, sobre exención de materiales procedentes del desmantelamiento de instalaciones nucleares para su reutilización o reciclado, en la que se fijan niveles derivados en términos de concentración de actividad (Bq/g) y de contaminación superficial (Bq/cm<sup>2</sup>) para diferentes materiales, destino de los subproductos y radionúclidos y el Documento Técnico no 1000<sup>8</sup> en el que se establecen valores derivados para su aplicación en hospitales y centros de investigación para la gestión convencional de los productos de desecho con bajo contenido de actividad.

En la Unión Europea la exención ha estado incorporada en las Directivas sobre Protección Radiológica desde hace muchos años y, al igual que el OIEA ha desarrollado y sigue desarrollando normas de aplicación práctica. De hecho el primer documento para el reciclado de aceros procedentes del desmantelamiento de las centrales nucleares data de 1989.

La Directiva actualmente vigente (96/29/EURATOM) incorpora los conceptos de exención y de desclasificación de manera explícita, en la misma línea que el OIEA, utilizando los mismos valores que están en las Normas Básicas de dicho organismo.

En el artículo 3 del título III "Declaración y autorización de prácticas" se establecen los mecanismos para la exención. En él se indica expresamente que el material contaminado, procedente de evacuaciones autorizadas, que hayan sido declaradas por las autoridades competentes como no sometidas a controles posteriores será exento. En esta Directiva, se recogen tablas exhaustivas de valores, tanto en términos de actividad total como de concentración de actividad, por debajo de los cuales, una fuente o práctica queda eximida de la aplicación de la Norma,

incluyendo su disposición final. Estos valores son los límites superiores de los que pueden usarse para la evacuación de otros materiales y subproductos procedentes de actividades reglamentadas, salvo decisión de la Autoridad Nacional competente, dado que los criterios para la desclasificación se establecen en términos de dosis, al igual que para la exención.

Esta directiva ha sido transpuesta a las normativas nacionales de los diferentes países de la UE, aunque sólo lo concerniente a la exención tiene una aplicación común como se indica en el documento de la UE RP-134<sup>9</sup>.

Los trabajos en el seno de la UE han recibido un notable impulso en los últimos años, entre otras razones, porque el establecimiento de una política armónica y homogénea de exenciones ha sido reconocido como un factor importante para diversos aspectos relacionados con el mercado único y con la aceptación social del uso de los radioisótopos.

Entre los documentos publicados merece la pena destacar los siguientes:

- Protección Radiológica no 65<sup>10</sup> (1993) en el que se establece la metodología para calcular los valores de exención incluidos en la Directiva.
- Protección Radiológica no 89<sup>11</sup> (1998), sobre el reciclado de materiales metálicos procedentes del desmantelamiento de instalaciones nucleares. Este documento está acompañado del no 117<sup>12</sup> (2000) en el que se desarrolla la metodología para obtener los valores derivados incluidos en el primero.
- Protección Radiológica no 113<sup>13</sup> (2000) sobre la desclasificación de materiales de hormigón contaminados y Protección Radiológica no 101<sup>14</sup> (1998) sobre la metodología de cálculo.
- Protección Radiológica no 122<sup>15</sup> partes I y II (2001) en él se establecen valores para la desclasificación incondicional para los productos, materiales y subproductos que contienen materiales radiactivos, tanto artificiales como naturales.

## SITUACIÓN EN ESPAÑA

Como en todos los países de Europa en España siempre ha existido la exención del Control Regulador de fuentes y prácticas. Así en los diferentes Reglamentos se han incluido tablas de valores para la actividad total manejada por debajo de la

cual no se requería la consideración de instalación radiactiva. Adicionalmente existían unos valores en concentración de actividad para los radionúclidos en general y para los elementos naturales. La última revisión del Reglamento sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas (Real Decreto 1836/1999 de 3 de diciembre) (RINR) incluye los requisitos de exención exigidos por la Directiva de la UE citada antes, así como los valores para la consideración de una instalación como radiactiva o no. La desclasificación se considera como una especie de autorización de evacuación en la que se exonera la gestión posterior de los materiales residuales de una práctica. Los valores que permitan esto deben estar establecidos por el correspondiente Ministerio.

Por el momento en España, estos valores sólo están definidos en algunos casos concretos, como se describe a continuación:

- Materiales residuales sólidos procedentes de las instalaciones radiactivas que utilicen materiales no encapsulados: según la Orden Ministerial ECO/1449/2003 de 21 de mayo se permite la evacuación convencional de los materiales residuales sólidos con contenido radiactivo que estén por debajo de los valores incluidos en el anexo de la orden. Los valores derivados incluidos coinciden con los de exención del RINR y se basan en la Guía del CSN 9.2. Como apoyo técnico a esta Orden están las Guías de la Sociedad Española de Protección Radiológica (SEPR) citadas en las referencias<sup>16,17,18</sup>.
- Evacuación de efluentes líquidos de instalaciones radiactivas: en este caso, se establece un valor de actividad total a evacuar en un año y un límite de concentración que se obtiene a partir de los factores de paso a dosis por ingestión suponiendo un consumo fijo anual. Estos valores están en las autorizaciones de cada instalación radiactiva. Lo mismo ocurre para los efluentes de las instalaciones nucleares, aunque en las correspondientes autorizaciones los límites de vertido se fijan en términos de dosis al público.
- Valores para la desclasificación de materiales procedentes del desmantelamiento de la central nuclear de Vandellós 1, remitidos a ENRESA por carta de la Dirección Técnica del CSN en 1995. Se basaban en la normativa internacional (OIEA) y de la UE. En el año 2000 fueron actualizados en base a

los documentos de la UE RP-89<sup>11</sup> y RP-113<sup>13</sup>.

- Resolución de la Dirección General de la Energía de 11 de Abril de 1996 sobre la gestión como residuo convencional de los detectores de humo con Am-241 y actividad inferior a 37 kBq (1  $\mu$ Ci). Esta resolución aplica a los importadores y comercializadores por lo que hasta la fecha no se viene aplicando de manera habitual.
- Resolución del Ministerio de Industria y Energía de febrero de 2000 para la transferencia a ENRESA de los materiales metálicos con contenido radiactivo. Estos materiales pueden ser detectados a la entrada de las empresas de recuperación de materiales metálicos y en las acerías y fundiciones.
- Resoluciones de la Dirección General de Política Energética y Minas para la desclasificación de materiales residuales generados en las centrales nucleares. Hasta la fecha se han emitido 10 Resoluciones aplicables a la gestión convencional de aceites gastados, carbón activo, lodos, chatarras y resinas. Estas Resoluciones se basan en unos proyectos comunes presentados por los titulares y apreciados favorablemente por el CSN que después se concretan para cada central nuclear.

A pesar de todos estos avances existen algunos aspectos sin resolver como pueden ser la desclasificación de materiales residuales sólidos y no sólidos o de las fuentes encapsuladas decaídas.

## CONCLUSIONES

A nivel internacional existen criterios bien definidos para establecer la exención y su aplicación a la desclasificación, existiendo un conjunto de valores de aplicación práctica de gran utilidad.

En España existen aplicaciones concretas para los diferentes tipos de instalaciones, si bien quedan algunos temas por resolver.

## REFERENCIAS

- 1.- 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP-60.
- 2.- Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control. OIEA. Safety Series no 89 (1988).

3.- International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. OIEA. Safety Series no 115 (1996).

4.- Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material. OIEA. Safety Standards Series 1996 Edition (Revised). TSR-1 (ST-1 Revised) (2000)

5.- Applications of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance. OIEA. Safety Standards Series no RS-G-1.7 (2004).

6.- Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance. OIEA. Safety Reports Series no 44 (2005).

7.- Application of exemption principles to the recycle and reuse of materials from nuclear facilities. OIEA. Safety Series no 111-P.1.1 (1992).

8.- Clearance of materials resulting from the use of radionuclides in hospitals and research. TECDOC-1000. OIEA. (1998).

9.- Evaluation of the application of the concepts of exemption and clearance form practices according to title III of Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 in EU Member States. Radiation Protection no 134-2003.

10.- Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption values) Below which Reporting is not Required in the European Directive. Commission of the European Communities. R.P. no 65-1993

11.- Recommended Radiological protection criteria for the recycling of materials from the dismantling of nuclear installations. Radiation Protection no 89-EC-1998.

12.- Methodology and models used to calculate individual and collective doses from the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations. Radiation Protection no 117 UE-2000

13.- Recommended radiological protection criteria for clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations Radiation Protection no 113. UE-2000

14.- Basis for the definition of surface contamination clearance levels for the recycling or reuse of metals arising from the dismantling of nuclear installations. Radiation Protection no 101. EC-1998

15.- Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption Radiation Protection no 122. UE-2001

16.- Guía de Gestión de Material Radiactivo en Instituciones Médicas y Laboratorios de Investigación Biológica. Publicación SEPR no 2. Sociedad Española de Protección Radiológica - ENRESA.

17.- Guía Técnica de Gestión de Materiales Residuales con contenido radiactivo procedentes de Instalaciones del Ámbito Sanitario. Publicación SEPR no 6. Sociedad Española de Protección Radiológica – ENRESA

18.- Guía Técnica de Gestión de Materiales Residuales con contenido radiactivo en Centros de Investigación y Docencia. Publicación SEPR no 7. Sociedad Española de Protección Radiológica – ENRESA

## SUCESO DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL DE YODOS EN CONTENCIÓN EN LA 17A RECARGA DE C.N. ASCÓ 1

FRANCISCO JOSÉ GONZÁLEZ TARDIU

### OBJETO

Presentar el suceso de contaminación ambiental de yodos radiactivos, ocurrido en el edificio de Contención durante la 17a Recarga de la Unidad 1 de C.N. Ascó, en el periodo denominado de plano inferior de toberas (circuito refrigerante del primario casi totalmente drenado y vasija del reactor sin combustible).

### ANTECEDENTES

El ciclo 17 de Ascó 1 presentó 2 varillas defectuosas de un mismo elemento de combustible. Por este motivo se esperaban gases nobles y yodos radiactivos en diferentes hitos de la recarga:

- Tarado Válvula de Seguridad del Presionador (V-10039)
- Venteo Presionador (V-10045)
- Apertura Presionador
- Izado cabeza del Reactor
- Rotura de sifón de GV's para llegar a Plano Medio de Toberas (PMT).
- Apertura cajas de agua de GV-C.

La planificación previa para extraer los gases nobles y los yodos de forma eficaz en dichos hitos consistió en:

- Seguimiento en tiempo real por parte del personal del Servicio de PR de los TR's del Sistema de Vigilancia de la Radiación involucrados en dichos controles: Contención y Descarga por Chimenea.
- Purga de Contención en marcha en los hitos mencionados.
- Filtrado de halógenos en boca del presionador y extracción conectada a la purga de Contención.

Además, en previsión del aumento de concentración de yodo radiactivo se mantuvo, previo a la oxigenación, el plató de solubilización de cobaltos a 90°C del primario en condiciones ácido-reductoras (yodos en forma de sales I-) para permitir la retención del I-131, lo que significó extraer del primario y retener en el desmineralizador del CVCS un total de 4.77 E12 Bq (129 Ci).

### DESCRIPCIÓN DEL SUCESO

Una vez efectuada la apertura de las cajas de agua del Generador de Vapor C el día 16/09/04 a las 14h, la cronología del suceso es la siguiente:

- 16/09/04 a las 15h, inicio de los trabajos en válvulas de plano medio de toberas (PMT) en la zona de interior de lazos.
- Parada de la purga de Contención (17/09/04 a las 9h 20m) tras la verificación de las condiciones ambientales del TR de gases nobles de Contención y la comprobación de la contaminación ambiental de halógenos < 0,1 LDCA mediante muestreos locales (20 horas después de la apertura del GV-C).
- Drenaje desde PMT a Plano Inferior de Toberas (PIT) (17/09/04 a las 17h 20m) para implantación de la modificación de diseño programada de sustitución de válvulas de raíz instrumentación del RCS.
- A las 17h 36m se realiza un conteo especial de contaminación interna a un trabajador que había estado interviniendo en el lapeado de la V-10025 (válvula de PMT) y que presentaba contaminación en la espalda. El resultado da valores de actividad incorporada entorno a 8.000 Bq de I-131 (dosis efectiva comprometida de 0,09 mSv, 9% del nivel de registro establecido en 1 mSv).
- Ante este resultado de yodos se consultan los

Transmisores de Radiación de Halógenos de Contención y descarga continua por chimenea observándose valores entorno a 30 Bq/m<sup>3</sup> a partir de las 17h 20m, momento de la llegada a PIT.

- A las 20h, personal que trabajaba en Contención en válvulas de PMT y PIT, presentó 2 casos de contaminación en pórtico, no atribuibles a contaminación superficial externa, por lo que se enviaron dichas personas a realizar un conteo de contaminación interna (dosis efectiva comprometida de I-131 de 0,13 - 0,15 mSv). Esto llevó a sospechar una contaminación ambiental generalizada por yodos en Contención.
- Para verificar esta situación se amplían los muestreos de contaminación ambiental y se requiere al Laboratorio de Radioquímica que confirme con carácter urgente los valores de yodos (I-131) obtenidos de forma preliminar por el Servicio de PR, dado que estos valores (0,6 y 0,8 LDCA's medidos a través de un detector del SPR) no eran coherentes con los valores de actividad incorporados por los trabajadores evaluados en el Contador de Contaminación Interna.
- A las 21h 30m se reciben los resultados del LQR indicando 7 y 10 LDCA's en la zona del lazo C, con lo que se decide el uso generalizado de mascarillas de protección respiratoria para todo el personal que acceda a Contención. Seguidamente el Servicio de PR requiere al Jefe de Turno poner en marcha la purga de Contención para disminuir la presencia de yodos en el edificio. Este efecto se observa de inmediato en la indicación del TR de halógenos de descarga por chimenea.
- Durante este intervalo otras 6 personas presentaron contaminación a la salida de los pórticos con las mismas características de los 3 anteriores (dosis efectiva comprometida entre 0,1 y 0,2 mSv).
- La contaminación ambiental de yodos en Contención se normalizó durante el día 18/09/04 tras la puesta en marcha de la unidad de filtrado 80A06 A, que estaba en descargo, y la recuperación de nivel de agua en el circuito primario.
- Aunque no hubo más casos de contaminación a la salida de los pórticos de zona controlada, el Servicio de PR requirió a otras 7 personas en estas primeras horas del suceso, a que pasasen por el contador de contaminación interna para confirmar la valoración de resultados de dosis efectiva comprometida.
- Dado que el origen de estas contaminaciones es de tipo ambiental y a pesar de que no hubo más casos de contaminación a la salida de los pórticos

de zona controlada, se decidió confirmar que la dosis efectiva comprometida era en todos los casos muy inferior al nivel de registro e investigación de 1 mSv. Por este motivo el Servicio de PR decide identificar a todo el personal presente en zona controlada que potencialmente pudiera haber estado expuesto a la contaminación ambiental de yodos en Contención.

## ANÁLISIS Y VALORACIÓN DEL SUCESO

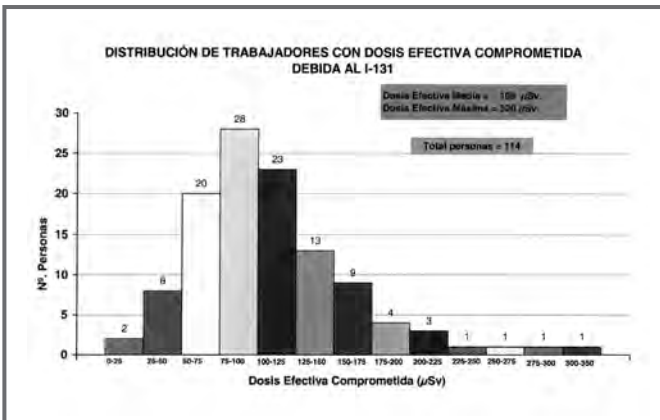
El medio oxidante producido cuando se dosifica H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 60°C también oxida a los yodos pasándolos de yoduros a yodo elemental ( $2 I^- \rightarrow I_2 + 2 e^-$ ), dejando de ser solubles y eliminables por intercambio iónico. El I<sub>2</sub> además de ser insoluble, tiene tendencia a ser depositado en las superficies del RCS, pudiendo ser liberados posteriormente a la atmósfera cuando el circuito primario es drenado y abierto.

Este último efecto es el que se produjo de forma masiva, cuando se drenó el primario a plano inferior de toberas para efectuar la modificación de sustitución de válvulas raíz, hecho que acrecentó la sublimación del I<sub>2</sub> (gas), pues lo normal en una recarga es ir a plano medio de toberas con lo cual hay cierto inventario de agua que puede atrapar los yodos en forma de gas.

El personal total identificado presente en zona controlada que potencialmente pudo haber estado expuesto a la contaminación ambiental de yodos en Contención fue de 238 trabajadores de los cuales 124 no se les detectó contaminación interna. A los 114 trabajadores restantes, se les cuantificó una dosis efectiva comprometida media de 108 μSv, con un máximo de 320 μSv y por consiguiente todas por debajo del nivel de registro de 1 mSv. Estos valores fueron consistentes con los valores de contaminación ambiental de yodos (I-131) al inicio del suceso de 7 a 10 LDCA's alcanzados en el interior de Contención.

La distribución de trabajadores con dosis efectiva por intervalos se presenta en la siguiente gráfica.

De los 114 trabajadores que presentaron contaminación interna por I-131, 9 fueron detectados en los pórticos tipo LB-1044 de salida de zona controlada, lo que supone un 8% respecto el total. La actividad incorporada de I-131 que presentaban estaba entre 6.000 y 14.000 Bq, básicamente situada en los pulmones.



La detección en pórticos, se observaba fundamentalmente en la sonda que mide la caja torácica de la espalda y cuya superficie de detección es de 1.000 cm<sup>2</sup>.

Si bien el detector tipo pórtico de salida de zona controlada está constituido por contadores proporcionales para medir la radiación beta de las contaminaciones superficiales (con una eficiencia  $\beta$  entorno al 25-30% para radionucleidos como el Co-60 y Cs-137), la detección de las sondas se produce por la emisión gamma de 364 KeV del I-131 situado en el interior del organismo, con una eficiencia  $\gamma$  un centenar de veces inferior a la eficiencia  $\beta$  expresada anteriormente.

La actividad  $\beta$  a la cual están taradas dichas sondas, para alertar de contaminación superficial, es de 200 Bq, por lo que la actividad  $\gamma$  equivalente para poder superar dicho tarado es un centenar de veces superior, esto es de un orden de magnitud entorno a 20.000 Bq.

La superación del punto de tarado del pórtico, está influido no solo por el valor de ese orden de magnitud de actividad, sino también por el posicionamiento del individuo frente a las sondas de los pórticos.

Un análisis de respuesta del pórtico, efectuado mediante el posicionamiento en pulmones, de fuentes radiactivas de Cs-137, Co-60 y Ba-133 en el interior del maniquí que simula el cuerpo humano, nos indica que la sonda de la caja torácica de la espalda, es la que geoméricamente es más sensible a la contaminación interna en pulmón, por lo que es la

primera en sobrepasar el punto de tarado de alarma del pórtico, hecho que corrobora la experiencia obtenida en el suceso.

De la misma forma, fuentes posicionadas en la región bucofaríngea del maniquí, nos indica que la sonda del cuello y la sonda de la cara son en este caso las más sensibles.

Las actividades de contaminación interna (Bq) que hacen superar la alarma del pórtico, así como las dosis efectivas comprometidas (mSv) que significan están detalladas en la siguiente tabla:

Rx	Contam. (Bq)		DEC (mSv)	
	Fuente Pulmón	Fuente Bucofar	Fuente Pulmón	Fuente Bucofar
I-131	≈ 30000	≈ 35000	0,33	0,39
Cs-137	≈ 40000	≈ 60000	0,27	0,40
Co-60	≈ 11000	≈ 13000	0,19	0,22

De dichas experiencias resulta que las actividades de contaminación interna que hacen superar la alarma del pórtico están entorno a 30.000 Bq para I-131 (11.000 Bq para Co-60), lo que supone poder detectar una dosis efectiva comprometida a la salida de zona controlada de 0,33 mSv para I-131 (0,22 mSv para Co-60).





## CONTAMINACIÓN INTERNA POR YODO RADIATIVO

Cuando el yodo radiactivo se incorpora al organismo (básicamente por inhalación), la actividad incorporada se elimina por dos mecanismos, el primero por la propia desintegración radiactiva mencionada anteriormente, y el segundo por eliminación biológica (orina y heces) lo que permite que se reduzca más rápidamente. El conjunto de dichos mecanismos de eliminación, hace que el yodo radiactivo incorporado al organismo vía inhalación, al cabo de 3 días se haya depositado en su totalidad en la glándula tiroides y su actividad se haya reducido 10 veces. Cuando han pasado 10 días la actividad depositada en la tiroides ha disminuido 16 veces y al cabo de un mes 100 veces (es decir solo queda un 1 % de la actividad incorporada).

La actividad medida de I-131 en el contador de radiactividad corporal (Quicky o WBC - cama) se determina en las primeras horas de la incorporación, mediante una geometría de calibración de cuerpo entero, y a partir del tercer día de incorporación del yodo radiactivo mediante una geometría de calibración de tiroides, ya que a partir de este día la mayoría del I-131 se ha depositado en dicha glándula.

Por consiguiente, según la formulación expuesta, la actividad incorporada del personal afectado por la contaminación ambiental de yodo radiactivo estuvo entre 2.000 y 29.000 Bq.

Como se ha mencionado anteriormente, al cabo de un mes dichos trabajadores pasan a tener en su tiroides un 1% de la actividad incorporada, es decir de 20 a 290 Bq, valores por debajo del Limite Inferior de Detección del contador de radiactividad corporal tipo Quicky.

No todas las personas eliminan con la misma rapidez las diversas sustancias incorporadas al organismo. Para comprobar la bondad del modelo metabólico de la ICRP-66 seguido, se ha efectuado el seguimiento de 4 personas tanto en Quicky como en WBC mediante la comparación con las funciones de retención resultantes para I-131 para cuerpo entero y tiroides para una inhalación única.

En todos ellos se ha escogido como actividad incorporada de referencia la resultante de la primera medida realizada con el contador de radiactividad

corporal tipo Quicky, por ser esta la más cercana al momento de la incorporación y ser la más fiable estadísticamente por presentar la mayor actividad medida.

En líneas generales las medidas efectuadas tanto en el Quicky como en el WBC (atendiendo a las geometrías de calibración a utilizar en el Quicky: cuerpo entero QW o tiroides QT), son coherentes entre sí y con el modelo metabólico. No obstante existe una desviación en las medidas aportadas en todos los casos, de la geometría de calibración del WBC en la posición estacionaria de tiroides, evaluada en valor absoluto en un déficit entorno al 50% respecto a la actividad incorporada.

### LECCIONES APRENDIDAS Y ACCIONES DERIVADAS

- Mantener en las recargas con bajada a plano medio o inferior de toberas, previo a la oxigenación, el plató de solubilización de cobaltos a 90°C del primario en condiciones ácido-reductoras, para permitir la retención del I-131 en el desmineralizador del CVCS.
- Cuando se deba drenar el primario a cotas de Plano Medio de Toberas o Plano Inferior de Toberas, todas las actividades y tareas a desarrollar en las mismas estarán debidamente identificadas, planificadas y optimizadas en tiempo, siendo necesario establecer un programa específico de detalle para dichas actividades.
- Es básico mantener la Purga de Contención en funcionamiento durante todo el periodo de recarga, no solo en los hitos en que es clara la liberación de gases nobles y yodos radiactivos, (venteo Presionador, Izado Cabeza Reactor, llegada a Plano Medio de Toberas, Apertura Cajas de Agua de GV's, etc...), sino también en todo el Plano Medio de Toberas, Inicio de Desgasificación, etc.
- Es importante para filtrar las partículas y yodos radiactivos generados en todo el proceso de recarga en Contención, tener al menos una de las dos unidades de filtrado de Contención: 80A06A o 80A06B operables y en funcionamiento durante todo el periodo de recarga.
- Las señales del Sistema de Vigilancia de la Radiación, que permiten observar los valores de contaminación ambiental de partículas, gases nobles y yodos radiactivos en continuo del recinto de Contención, es básico tenerlas operables y en funcionamiento durante todo el proceso de recarga.

- Disponer de un monitor ambiental en continuo de radioyodos con alarma audible, dentro de Contención.
- Cambiar la utilización del sistema de detección monocanal para el I-131 en zona controlada, por la de un sistema de detección multicanal que permite visualizar el espectro energético obtenido de la muestra analizada.
- Los pórticos de salida de zona controlada son sistemas eficaces para reconocer problemáticas en el interior de la planta que pueden derivar en contaminaciones internas a los trabajadores. La señal de alarma en los mismos permite que no pase inadvertida ninguna incorporación significativa de contaminación interna y poder efectuar la acción inmediatamente, sin tener que esperar a contajes periódicos anuales con las incertidumbres que ello lleva consigo.
- Las medidas efectuadas tanto en el Quicky como en el WBC, son coherentes entre si y con el modelo metabólico. No obstante existe una desviación en las medidas aportadas en todos los casos, de la geometría de calibración del WBC en la posición estacionaria de tiroides, evaluada en valor absoluto en un déficit entorno al 50% respecto a la actividad incorporada.
- Es necesario gestionar con cuidado y sensibilidad, la decisión de identificar a todo el personal que potencialmente pudiera haber estado expuesto a la contaminación ambiental de yodos en Contención, para confirmar que todas las dosis efectivas comprometidas estaban dentro de las valoraciones previas efectuadas, muy por debajo del nivel de registro, por el desconocimiento general de los trabajadores de los mecanismos de contaminación interna, lo que hace imprescindible impartir una sesión de formación a todo el personal expuesto de la instalación.

# ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN RADIACTIVA EN CENTROS DE INVESTIGACIÓN BIOLÓGICA

F. USERA, T. BARTOLOMÉ, R. HIDALGO, M.T. MACÍAS, A. SÁNCHEZ

## INTRODUCCIÓN

Las técnicas radioisotópicas que se realizan en investigación biológica implican la manipulación de fuentes no encapsuladas en forma de disolución, siendo algunas de ellas volátiles. Estas fuentes contienen emisores beta o gamma, principalmente:  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{125}\text{I}$  y  $^{131}\text{I}$ . Las actividades utilizadas en cada marcaje están en el rango de kBq a MBq (Ci a mCi)<sup>1</sup>.

La manipulación de fuentes no encapsuladas implica un riesgo de contaminación radiactiva, tanto en régimen normal de funcionamiento, como en situaciones de incidente o accidente. En régimen normal de funcionamiento, este riesgo es bajo considerando las actividades utilizadas. Sin embargo, varios factores como determinadas fases críticas de los ensayos (dispensación, centrifugación, agitación, evaporación, extracción con disolventes, etc.); así como la diversidad de técnicas radioisotópicas utilizadas y el uso simultáneo de diferentes radioisótopos unido al elevado número de usuarios en una misma zona radiológica que se pudiera producir en determinados casos, pueden ocasionar un aumento de la probabilidad de dispersión del material radiactivo, haciendo que sea preciso vigilar y controlar el riesgo de contaminación.

En general, se recomienda una adecuada gestión en Protección Radiológica, disponiendo de unas normas específicas para la manipulación segura de radioisótopos. Numerosos trabajos postulan que la mejor forma de reducir la incidencia de las contaminaciones es aplicar buenas prácticas en cuanto a Protección Radiológica y procedimientos de trabajo normalizados<sup>2, 3</sup>, así mismo realizar un programa de vigilancia radiológica operacional<sup>4</sup>.

En el análisis de la contaminación radiactiva en centros de investigación biológica es necesario identificar los posibles escenarios de contaminación en las zonas radiológicas que componen la instalación radiactiva. Para ello se ha de tener en cuenta las características de los radioisótopos utilizados y las diferentes técnicas en las que se utilizan, identificando el riesgo de contaminación implícito en cada una de ellas y las normas de prevención establecidas para las mismas.

Este trabajo se basa en un estudio retrospectivo valorando los datos de contaminación obtenidos desde enero de 2001 hasta diciembre de 2004 en el Centro Nacional de Biotecnología, un centro de investigación perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Estos datos se han obtenido a través del programa de vigilancia radiológica operacional implantado en este centro para reducir la incidencia de las contaminaciones radiológicas. Este programa contempla los siguientes aspectos<sup>4</sup>:

- Métodos de medida de la contaminación radiactiva.
- Tipos de medidas que deben realizarse.
- Periodicidad de las medidas.
- Niveles de Referencia.
- Procedimientos de descontaminación.
- Transmisión y registro de resultados.

En este estudio se valorará como influye la implantación del programa de vigilancia radiológica operacional en la incidencia de las contaminaciones radiactivas que se pueden producir en las superficies, materiales e instrumentación. Para ello se han analizado las contaminaciones radiactivas producidas valorando la magnitud de las mismas, identificando el equipamiento e instrumentación que presenta

mayor posibilidad de contaminación y observando la evolución en la incidencia de la producción de contaminaciones en relación con el número de técnicas radioisotópicas realizadas y el control radiológico aplicado.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### 1. Programa de vigilancia radiológica operacional:

El programa de vigilancia radiológica operacional del cual se han extraído los resultados consta de:

- Inspecciones quincenales en las zonas radiológicas de menor riesgo: zonas radiológicas de laboratorios convencionales.
- Inspecciones semanales en las zonas radiológicas de mayor riesgo: laboratorio central de radioisótopos y almacenes de residuos radiactivos.
- Inspecciones extraordinarias en cualquier tipo de zona tras la sospecha de contaminación o tras la realización de marcajes con riesgo radiológico significativo en el laboratorio central.

Estas inspecciones son llevadas a cabo por operadores y supervisores adscritos a la Instalación Radiactiva.

El nivel de registro establecido para contaminación superficial es de 1 Bq/cm<sup>2</sup>.

### 2. Métodos de medida:

2.1. Monitorización directa: Las medidas se realizaron a una distancia media de 1cm. entre la superficie de la sonda y las superficies examinadas. Se realizaron lecturas de al menos 1 min. o hasta la estabilización de la lectura utilizando criterios conservadores.

La detección de contaminación superficial se realizó en todas las superficies, elementos e instrumentación de los laboratorios: vitrinas de radioisótopos o de extracción de gases, incubadores de cultivos, desecadores a vacío, centrifugas, agitatorios, termobloques, etc.

En el cálculo de los datos se tuvo en cuenta la extensión de la contaminación en cm<sup>2</sup>, la forma y simetría de la contaminación y del material contaminado. Los valores de contaminación se pudieron expresar

en unidades absolutas (Bq/cm<sup>2</sup>). ya que se corrigió el fondo ambiental y se tuvo en cuenta la eficiencia de detección del detector para cada radioisótopo<sup>5</sup>.

Los detectores utilizados fueron los siguientes:

- Contador proporcional marca FAG, mod. Contamat FHT-111 con sonda de Xenon con superficie de 166 cm<sup>2</sup>.
- Detector marca Berthold, mod. Umo LB 123 con la sonda intercambiable tipo Contador proporcional, de Xenon, mod. 6357-F. La superficie de la ventana de detección tiene 120 cm<sup>2</sup> de área

2.2 Detección indirecta por frotis y posterior contaje en centelleo líquido: Este método es utilizado para posibles contaminaciones por radioisótopos  $\beta^-$  de baja y muy baja energía (<sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C y <sup>35</sup>S) y para determinar con mayor fiabilidad las contaminaciones debidas a cualquier radioisótopo  $\beta^-$ .

La superficie muestreada con torundas en cada frotis fue de aproximadamente 100 cm<sup>2</sup>, asignando una eficiencia de arrastre (contaminación desprendible) de un 10%.

Los disolventes utilizados fueron mezcla de centelleo para muestras acuosas CytoScint™ de ICN o etanol al 70% en agua. Se usaron programas de contaje con corrección de eficiencia mediante el método del estándar externo y con corrección de fondo mediante la utilización de tubos blanco.<sup>5,6</sup>

El contador de centelleo líquido utilizado fue de la marca Pharmacia, mod. Wallac 1410.

## RESULTADOS

### 1. Magnitud de las contaminaciones detectadas:

Durante el periodo de 2001 a 2004, se registraron 472 contaminaciones, de las cuales 456 resultaron ser desprendibles y 16 fijas. Como se muestra en la figura 1, el 82,46% de las contaminaciones no superaron el valor de 10 Bq/cm<sup>2</sup>. Esta tendencia se repite en los cuatro años de estudio tal y como muestra la figura 2. En esta figura se observa como a lo largo del periodo de estudio se produce una bajada en el número de contaminaciones, siendo más relevante en las contaminaciones de magnitud inferior a <10 Bq/cm<sup>2</sup> (57,5%). En el resto, con valores superiores a 10

Bq/cm<sup>2</sup>, no se puede establecer una tendencia que se considere fiable ya que el no de contaminaciones detectadas en este rango es mucho menor.

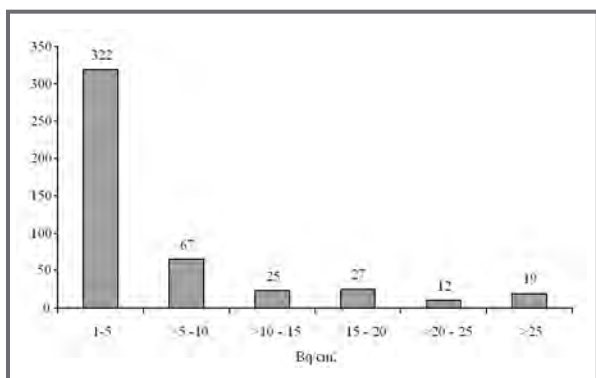


Figura 1: Magnitud de las contaminaciones radiactivas detectadas en la Instalación Radiactiva del Centro Nacional de Biotecnología durante el periodo de 2001 a 2004.

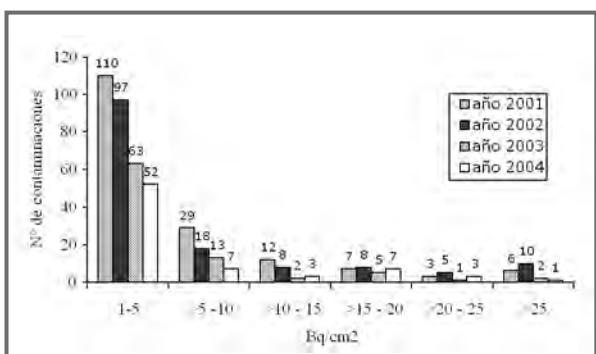


Figura 2: Magnitud de las contaminaciones radiactivas detectadas en la Instalación Radiactiva del Centro Nacional de Biotecnología en los cuatro años de estudio.

## 2. Tipos de contaminaciones superficiales detectadas:

Como se puede observar en la figura 3, los materiales que se contaminaron con mayor facilidad fueron los relacionados con los medios de protección radiológica, con un 43,2% del total de las contaminaciones detectadas. En concreto, los materiales más contaminados fueron los medios de contención como bandejas y tallas de papel plastificado, seguidos de los materiales de acondicionamiento de residuos radiactivos, principalmente los contenedores de residuos radiactivos.

En segundo lugar, con un 34,3% se encuentra la instrumentación de laboratorio, resultando muy

significativo el nº de contaminaciones en centrifugas con un 58% del total de la instrumentación.

En tercer lugar, se encuentran los medios de dispensación y ensayo, mobiliario y suelos, donde se detectó el 22% de las contaminaciones.

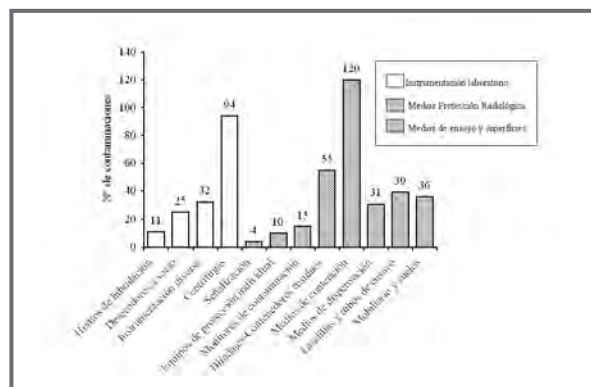


Figura 3: Tipos de superficies, instrumentación de laboratorio y materiales contaminados en la Instalación Radiactiva del Centro Nacional de Biotecnología durante el periodo de 2001 a 2004.

## 3. Evolución de la incidencia de las contaminaciones radiactivas:

Tras comprobar que se producía una reducción del número de contaminaciones durante el periodo de 2001 a 2004 (figura 2), nuestro estudio se encaminó a determinar si esta reducción se estaba produciendo realmente ya que se conocía que en este periodo también se estaba produciendo una bajada en la adquisición de material radiactivo comercial. Para ello, se estudió en detalle a lo largo del periodo indicado la evolución de la actividad adquirida, del número de marcajes radiactivos realizados y del personal radioexpuesto, comparando estos datos con el número de contaminaciones detectadas. Como se puede observar en la figura 4, los dos primeros parámetros sufren un descenso significativo, principalmente en el periodo de 2002 a 2003. Igualmente, desciende el número de personal expuesto a partir del 2002, aunque de forma menos significativa.

La gráfica también demuestra la disminución significativa del número total de contaminaciones ya indicada anteriormente. Esta reducción ya se aprecia durante el periodo de 2001 a 2002, se hace más pronunciada durante el periodo de 2002 a 2003 y continúa en el periodo de 2003 a 2004.

Sin embargo, y como se ha comentado ante-

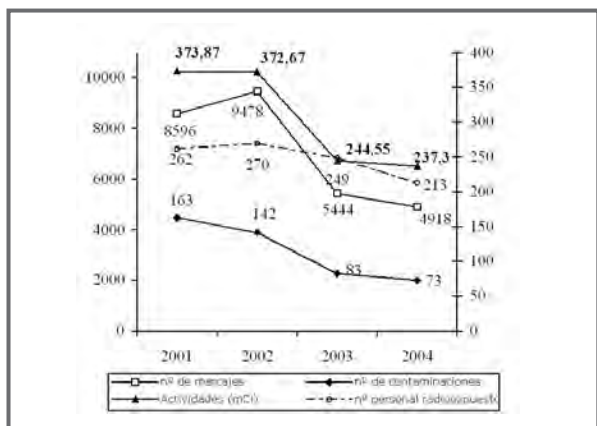


Figura 4. Evolución de la actividad total adquirida, del no de marcajes realizados, del personal radioexpuesto y del no de contaminaciones detectadas en la Instalación Radiactiva del Centro Nacional de Biotecnología.

riormente, para comprobar si esta disminución era realmente significativa, se comparó la reducción del número de marcajes frente a la reducción del número de contaminaciones en el periodo estudiado. Como se muestra en la figura 5, el número total de contaminaciones frente al número total de marcajes fue del 1,94% en el año 2001, reduciéndose hasta un 1,48% en el 2004. Por tanto se puede afirmar que la incidencia de las contaminaciones durante el periodo estudiado se ha reducido realmente en un 76,3%.

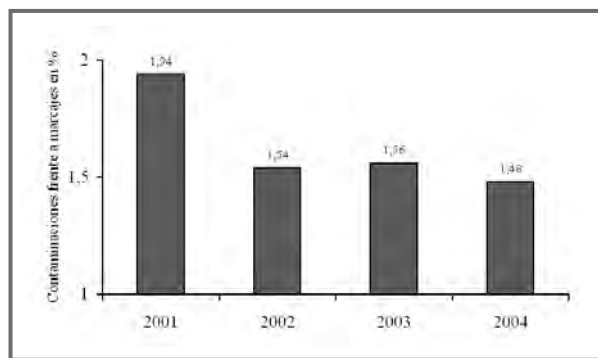


Figura 5. Evolución de la incidencia de las contaminaciones detectadas en los marcajes radiactivos realizados en el Centro Nacional de Biotecnología.

## DISCUSIÓN

Este estudio aporta datos a tener en cuenta con respecto a las contaminaciones detectadas en los diferentes tipos de superficie, instrumentación y materiales de laboratorio, así como con respecto a la evolución temporal de dichas contaminaciones si se

empieza a aplicar un programa de vigilancia radiológica operacional.

Lo más relevante es que a lo largo del periodo de estudio se ha producido una reducción muy significativa en el número de contaminaciones. Esta disminución sin duda, es debida a la implantación de un programa de vigilancia radiológica operacional donde se establecen unas normas de descontaminación y se imparte una formación específica. De esta manera, el personal expuesto produce menos contaminaciones y elimina más eficazmente las contaminaciones producidas durante la realización de los marcajes. Por otra parte, la reducción observada (57,5%) es más relevante en contaminaciones de baja magnitud (<10 Bq/cm<sup>2</sup>). Esto puede ser debido en parte a que en este rango de magnitud se tiene un mayor número de datos para observar dicha tendencia.

Por otra parte, durante el periodo de estudio también se observa una disminución de la actividad adquirida, del número de marcajes realizados y del personal expuesto. Esta disminución se debe fundamentalmente a la sustitución de las técnicas radioisotópicas por otras que se basan en principios de detección diferentes, como la fluorescencia o la colorimetría. Además, hizo pensar que podría ser responsable de la disminución en el número de contaminaciones detectado. Con objeto de deslindar ambas tendencias se comparó la reducción en el número de contaminaciones frente a la reducción en el número de marcajes, comprobando que la incidencia de las contaminaciones por marcaje se había reducido en un 76,3%. Por tanto se puede asegurar que aunque se ha reducido el uso de radioisótopos, la reducción del número de contaminaciones ha sido mucho más significativa. Esta reducción se realiza prácticamente en el periodo comprendido entre el año 2001 y el 2002, posiblemente porque es cuando se empezó a aplicar el programa de vigilancia radiológica operacional.

En cuanto al tipo de contaminaciones detectado, los materiales que se contaminaron con mayor facilidad fueron los medios de contención. Parece lógico ya que son los elementos que específicamente se utilizan para evitar dispersiones de material radiactivo por posibles salpicaduras y derrames durante los ensayos. En segundo lugar, cabe destacar el número elevado de contaminaciones detectado en centrifugas y desecadores a vacío ya que en estos aparatos se pueden producir muy fácilmente aerosoles radia-

tivos y como consecuencia la contaminación de sus superficies internas. Teniendo en cuenta este dato, se puede concluir que es necesario adaptar aún más las normas de manipulación de fuentes radiactivas no encapsuladas y la formación del personal expuesto, propugnando la utilización de frascos o tubos herméticos para evitar la propagación de aerosoles y la contaminación de los aparatos indicados. Así mismo, se habrían de seleccionar materiales que se contaminen menos o que sean más fácilmente descontaminables.

Por otra parte, este estudio recoge exclusivamente las contaminaciones detectadas en el programa de vigilancia radiológica operacional, sin tener en cuenta las que son detectadas y eliminadas por el propio personal expuesto. Tal vez sea debido a ello, que se hayan detectado menos contaminaciones de las esperadas en la indumentaria de trabajo y equipos de protección individual (guantes, batas, etc.) y en los sistemas de pipeteo como micropipetas y pipetas.

Se puede resumir por tanto, que la mayoría de las contaminaciones son de bajo nivel y ocurren en determinados aparatos como centrifugas. Además, existe una reducción clara en la incidencia de las contaminaciones a lo largo del periodo de estudio.

Todo ello indica que el programa de vigilancia radiológica operacional implantado en este centro

de investigación, junto con la formación impartida al personal expuesto y la aplicación de unas buenas prácticas de laboratorio son adecuados para que se produzca una reducción gradual en la incidencia de la contaminación radiactiva.

## REFERENCIAS

1. Radioisotopes in Biology. A Practical Approach. R. J. Slater. Ed. IRL PRESS. 1990
2. R.C. Klein, E. Party and E.L. Gershey. Removable surface contamination at a biomedical research institution. Health Physics, 72(2), 296-299, 1997.
3. General principles for the radiation protection of workers. ICRP. Publication 75. 1997.
4. A. Sánchez, A. Carnero, M Cebrián, S. Durá, M.T. Macías, A. Martínez, M.J. Menéndez, M. Sánchez y F. Usera. Manual de Protección Radiológica en Centros de Investigación Biológica. Sociedad Española de Protección Radiológica. SEPR no 3. 2001.
5. ISO – 7503-2. Evaluation of surface contamination, tritium surface contamination. 1988.
6. NRPB – DL 2. Derived Limits for surface Contamination. A. D. Wrixon, G.S. Linsley, K. C. Binns and D. F. White. 1979.

# DISTRIBUCIÓN DEL MATERIAL RADIACTIVO DURANTE LA FUSIÓN DE FUENTES HUÉRFANAS EN ACERÍAS DE HORNO ELÉCTRICO DE ARCO

I. PEÑALVA, F. LEGARDA, P. ZULOAGA, M. ORDÓÑEZ (2), I. SERRANO

## INTRODUCCIÓN

Las fuentes radiactivas se emplean en todo el mundo para una amplia variedad de propósitos beneficiosos en industria, medicina, agricultura, investigación y educación; también se utilizan en aplicaciones militares. Las Normas de Seguridad Básicas Internacionales proporcionan una base internacionalmente armonizada para asegurar un uso seguro de las fuentes de radiación ionizante.

El hecho de que se empleen fuentes radiactivas para múltiples actividades lleva asociada la existencia de un control regulador de las mismas, con el objeto de que no supongan un riesgo. Desgraciadamente la aparición de *fuentes huérfanas* es inevitable. Una fuente huérfana es aquella fuente que nunca ha estado bajo control regulador pero debería haberlo estado o aquella fuente que habiendo estado bajo control regulador ha sido abandonada, perdida, perdida momentáneamente, robada o retirada sin autorización.

La industria de producción de acero es una de las más afectadas por esta problemática. En efecto, una fuente huérfana puede llegar al interior del parque de chatarra oculta entre la propia chatarra. En consecuencia, existe la posibilidad de que el material radiactivo constituyente de la fuente sea introducido involuntariamente en el interior del horno. De hecho, la aparición de fuentes huérfanas constituye, hoy día, una realidad en el quehacer diario de estas instalaciones industriales.

En este contexto, se han producido ya algunos casos en los que una fuente radiactiva ha sido introducida en el horno oculta entre la chatarra y ha resultado fundida a la vez que ésta, produciéndose, en consecuencia, la dispersión del material radiactivo

de la fuente. Diversos estudios que han analizado estos accidentes indican la gravedad del problema en cuestión<sup>1, 2, 3, 4</sup>, aportando datos sobre fusiones reales de fuentes huérfanas en acerías de las que se tiene constancia.

La Universidad del País Vasco (UPV-EHU) con la colaboración de la Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A. (ENRESA) y el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), ha desarrollado un Proyecto de Investigación analizando este problema<sup>5</sup>. En una fase de ese Proyecto se ha llevado a cabo un análisis de la distribución del material radiactivo constituyente de varias fuentes de uso industrial al ser introducidas en el interior de hornos eléctricos de arco (HEA).

## SELECCIÓN DE FUENTES

Debido a la amplia variedad de usos y actividades de las fuentes radiactivas, resulta necesario disponer de un sistema de categorización tal que los controles que se apliquen a las fuentes sean proporcionales a los riesgos radiológicos. A tal efecto, el OEIA ha desarrollado un sistema de categorización de fuentes radiactivas<sup>6</sup>. La finalidad de esta categorización es proporcionar un sistema simple y lógico para jerarquizar fuentes radiactivas en función de su potencial para causar daño a la salud humana y para agrupar las prácticas en las que estas fuentes se utilizan dentro de cada una de las categorías. El sistema de categorización, por tanto, proporciona una jerarquización y un agrupamiento de fuentes y prácticas, en base al cual se pueden adoptar las decisiones.

El sistema de categorización se basa en el potencial que poseen las fuentes radiactivas en causar efectos deterministas sobre la salud. Este potencial contempla en parte las propiedades físicas de la fuente y en parte la forma en la que se utiliza la fuen-



te. Se tienen en cuenta la práctica actual en la que se utiliza la fuente, el suministro inherente de cualquier blindaje suministrado por el aparato que contiene la fuente, la transportabilidad, el nivel de supervisión y cualquier otro criterio deliberativo.

Esta categorización considera fuentes compuestas por un total de 31 isótopos. Así, se han categorizado estos 31 isótopos agrupándolos en 5 categorías. Un determinado isótopo puede pertenecer a diferentes categorías, en función de la actividad empleada, la práctica para la que se usa, etc.

De acuerdo con este sistema, las fuentes categorizadas como Categorías 4 y 5 no suponen riesgo de daño permanente para los seres humanos en caso de dispersión del material radiactivo que contienen, por lo que el estudio se limita inicialmente a las fuentes categorizadas como Categorías 1, 2 y 3. Encuadrados en estas categorías se tienen 12 radionucleidos susceptibles de análisis a priori:  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{75}\text{Se}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{169}\text{Yb}$ ,  $^{170}\text{Tm}$ ,  $^{192}\text{Ir}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu/Be}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{241}\text{Am/Be}$  y  $^{252}\text{Cf}$ .

Ahora bien, el  $^{90}\text{Sr}$  y el  $^{238}\text{Pu}$  pertenecientes a la Categoría 1 se refieren a los radioisótopos empleados con fines de generación termoeléctrica. Resulta altamente improbable encontrar fuentes de este tipo, más aún dentro del parque de chatarra de una acería. Por otra parte, el  $^{252}\text{Cf}$  perteneciente a la Categoría 3 es un isótopo relativamente moderno y, en consecuencia, su control regulador parece más garantizado que el del resto de isótopos. Debido a estas particularidades se ha decidido descartar del estudio de fusión de fuentes huérfanas a aquellas fuentes cuyo material radiactivo esté compuesto por dichos isótopos ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  y  $^{252}\text{Cf}$ ) siempre y cuando pertenezcan a las categorías indicadas.

Por el contrario, algunos isótopos son ampliamente empleados y existe una alta probabilidad de encontrar fuentes huérfanas compuestas por material radiactivo de los mismos, si bien su potencial para causar daño no es tan elevado y, por consiguiente, pertenecen a Categorías 4 o 5. Dentro de este grupo se han seleccionado dos isótopos: el  $^{226}\text{Ra}$  y el propio  $^{90}\text{Sr}$  pero perteneciente a Categorías 4 y 5.

La siguiente tabla resume los radionucleidos que compondrán las fuentes huérfanas a tener en cuenta en el estudio:

	CATEGORIA				
	1	2	3	4	5
$^{60}\text{Co}$	X	X	X		
$^{75}\text{Se}$		X			
$^{90}\text{Sr}$				X	X
$^{137}\text{Cs}$	X	X	X		
$^{169}\text{Yb}$		X			
$^{170}\text{Tm}$		X			
$^{192}\text{Ir}$		X			
$^{226}\text{Ra}$				X	X
$^{238}\text{Pu}$			X		
$^{239}\text{Pu/Be}$			X		
$^{241}\text{Am}$			X		
$^{241}\text{Am/Be}$			X		

### FACTORES DE DISTRIBUCIÓN

Cuando una fuente radiactiva se funde en el interior de un horno eléctrico de arco (HEA) el material radiactivo no se destruye. Existen tres posibles compartimentos en los que puede distribuirse el material radiactivo constitutivo de la fuente:

- colada, fase líquida,
- escoria, fase sólida, y
- humos, fase gaseosa.

Las características físico-químicas de los elementos activos (forma química, composición, puntos de fusión, puntos de ebullición, etc.) y las condiciones en las que se encuentre el horno (temperatura, características de los refractarios utilizados, características de las escorias producidas, turbulencias, etc.) determinarán en cada uno de los casos las fracciones de reparto correspondientes. En consecuencia, las múltiples variables que intervienen en este proceso de reparto del material radiactivo vendrán definidas tanto por la propia fuente como por el horno.

Este comportamiento de fuentes fundidas en hornos y el posterior reparto del material radiactivo son fenómenos que han sido poco estudiados como tal. Sin embargo, a lo largo de la década de los 80, la Comunidad Europea desarrolló un programa de investigación orientado al desmantelamiento de instalaciones nucleares<sup>7</sup>. Debido a que algunos componentes de estas instalaciones pasan a ser inevitablemente radiactivos a lo largo de su operación, el programa en cuestión pretendía afrontar el desafío tecnológico de buscar soluciones que fueran capaces de garantizar la seguridad y la protección, tanto de

los seres humanos como del medio ambiente, ante los peligros potenciales que supone el desmantelamiento de las mismas. Así, una de las líneas de investigación desarrolladas se centraba en el tratamiento específico de materiales residuales entre los que se encontraba el acero.

Este proyecto de investigación fue desarrollado por varias compañías y centros de investigación y su objetivo principal fue optimizar el manejo de los residuos radiactivos metálicos con el mínimo impacto radiológico. Para ello se experimentó la fusión de acero radiactivo con el objeto de inmovilizar la contaminación y reducir el volumen de residuos. Posteriormente se contempló la posibilidad de reciclar el acero obtenido.

Los resultados obtenidos en este programa de la Comunidad Europea resultan de gran utilidad en este Proyecto. Si bien la fusión accidental de una fuente radiactiva en un HEA supone un proceso diametralmente opuesto a la fusión de residuos radiactivos metálicos para su inmovilización y reducción de volumen, el conocimiento obtenido en relación con los repartos experimentados por los correspondientes radionucleidos entre las distintas fases, así como las condiciones que afectan a dichos repartos serán aplicables a este Proyecto.

Dicho reparto será diferente en función de las características en las que se encuentre el horno y, evidentemente, del isótopo implicado en la fusión, así como de la forma física del mismo. La distribución del material radiactivo se analizará mediante la definición de las posibles rutas, identificando para ello los factores de distribución de cada una de las fases. El reparto de algunos radioisótopos entre las tres posibles fases encontrables en un HEA ha sido ampliamente estudiado, caso por ejemplo del  $^{60}\text{Co}$  y el  $^{137}\text{Cs}$ , mientras que, por el contrario, otros radioisótopos no se han investigado tan profundamente. El caso extremo lo representan el  $^{169}\text{Yb}$  y el  $^{170}\text{Tm}$ , de los que no existe referencia experimental alguna con relación a su comportamiento en el interior de un HEA.

Cabe destacar que todos estos estudios sobre el reparto de radioisótopos entre las fases en el interior de un HEA se han llevado a cabo con materiales radiactivos depositados sobre o embebidos en la chatarra. En ningún caso los resultados obtenidos para los factores de distribución se han conseguido con

fuentes radiactivas, por lo que el comportamiento de las mismas en el interior del horno podría diferir, en función de las características de la propia fuente.

El mencionado programa estableció unos factores de distribución para el reciclaje por fusión de materiales provenientes del desmantelamiento de instalaciones nucleares bajo criterios de protección radiológica, si bien no pudo obtener este reparto para todos los isótopos radiactivos presentes en los metales recuperados. Por otra parte, otros programas de investigación también han obtenido resultados en este campo. Tal es el caso del programa TACIS de la Unión Europea 8, 9, que ha desarrollado y establecido comercialmente la tecnología de fusión como método adecuado y seguro de reciclaje de material radiactivo. Adicionalmente otros estudios han abordado también este estudio <sup>10, 11, 12, 13, 14</sup>. En algunos casos se han obtenido resultados experimentales mientras que en otros se ha recurrido a análisis termodinámicos mediante el estudio de la energía libre estándar de reacción de los elementos para formar óxidos, puesto que la tendencia a formar óxidos indica una mayor incorporación a la escoria.

Uno de los elementos más estudiados es el cesio. Los estudios experimentales llevados a cabo han analizado la influencia del carácter ácido/básico de los refractarios y de la escoria de los hornos, así como de la forma química en la que se incorpora el cesio <sup>15, 16, 17, 18, 19</sup>. Los resultados más importantes de cara al estudio de fuentes huérfanas muestran que:

La retención del cesio en la escoria es altamente dependiente de la química del horno. Una escoria ácida puede retener hasta 10 veces la cantidad que puede retener una escoria básica. En cualquier caso, incluso en las condiciones más favorables para la retención, no se logra retener por completo el cesio en la escoria.

En lo que se refiere a la forma química en la que se encuentra el cesio destaca la alta volatilidad del cloruro de cesio ( $\text{CsCl}$ ) frente a la mayor estabilidad de otras formas como el sulfato de cesio ( $\text{Cs}_2\text{SO}_4$ ).

Parte del material radiactivo introducido en el horno se deposita en los conductos del sistema de extracción de gases y resulta arrastrado durante las sucesivas coladas hasta la planta de filtración.

El cesio no se disuelve en el acero, puesto que el

Cs-Fe es virtualmente completamente inmiscible en las fases sólida y líquida.

Habiendo analizado todos los estudios mencionados sobre el reparto de radionucleidos, se han definido unos factores de distribución para cada uno de los radioisótopos seleccionados. Para ello se ha concedido mayor credibilidad a los resultados obtenidos experimentalmente frente a los estudios termodinámicos teóricos. En lo que se refiere al cesio, se ha considerado el cloruro de cesio como elemento activo constitutivo de la fuente por tratarse de la forma más habitual. Igualmente se han considerado hornos con refractarios y escorias de carácter básico, puesto que ésta es la única tendencia en los hornos que se encuentran actualmente en operación. Con todo, los factores de distribución definidos se muestran a continuación:

	[ <sup>0</sup> o]		
	colada	escoria	polvo
<sup>60</sup> Co	93,5	6	0,5
<sup>75</sup> Se	19	77	4
<sup>90</sup> Sr	3	95	2
<sup>137</sup> Cs	0	0	100
<sup>169</sup> Yb	4	95	1
<sup>170</sup> Tm	4	95	1
<sup>192</sup> Ir	99	0	1
<sup>226</sup> Ra	0	95	5
<sup>238</sup> Pu	1	98	1
<sup>239</sup> Pu/Be	1	98	1
<sup>241</sup> Am	1	98	1
<sup>241</sup> Am/Be	1	98	1

## CONCLUSIONES

El conocimiento de los actores de distribución facilita la labor de seguimiento del material radiactivo. Los valores obtenidos muestran que el <sup>60</sup>Co y el <sup>192</sup>Ir se incorporarán predominantemente a la colada. El <sup>137</sup>Cs, sin embargo, se incorporará a la fase gaseosa, recogiendo junto al polvo de acería. El resto de los isótopos estudiados muestra una tendencia a incorporarse a la escoria. Actualmente, las acerías no llevan a cabo un control radiológico de la escoria. Sin embargo, los factores de distribución obtenidos indican que ésta se debe tener en cuenta. En el caso particular de las fusiones de fuentes constituidas por <sup>75</sup>Se se deberá considerar que el material radiactivo puede aparecer de forma significativa tanto en la escoria como en la colada.

## REFERENCIAS

1. J.O. Lubenau. A historical overview of orphan sources and radioactivity in scrap metals. Proceedings of the 10<sup>th</sup> Congress of the IRPA; 14-19 May 2000 Hiroshima, Japan; IRPA, 2000.
2. J.O. Lubenau y J.G. Yusko. Radioactive materials in recycled metals. Health Physics, 1995.
3. J.O. Lubenau y J.G. Yusko. Radioactive materials in recycled metals-an update. Health Physics, 1998.
4. Fusión de una fuente de cesio en la planta de producción de acero inoxidable de Acerinox en Los Barrios (Cádiz). Consejo de Seguridad Nuclear, 1998.
5. F. Legarda et al., Evaluación Cuantitativa de las Rutas de Transporte de Radionucleidos en la Fusión de Fuentes Huérfanas, XXX Reunión Anual de la Sociedad Nuclear Española, Alicante 2004.
6. Categorization of radioactive sources, IAEA-TECDOC-1344. International Atomic Energy Agency, 2003.
7. Radiological Protection Criteria for the Recycling of Materials from the Dismantling of Nuclear Installations- Part 1: Recycling of Steel. European Community. Luxembourg, 1994.
8. W. Steinwarz. Radioactive Metal Scrap Recycling by Melting Process at the Chernobyl Site. Radioactive Waste Management and Environmental Restoration, 1995.
9. M. Sappok et al. Experience Gained with the Melting of Beta/Gamma Radioactive Scrap. Second Seminar on Practical Decommissioning Experience with Nuclear Installations in the European Community, Final Report, EUR 14363.1992,
10. D. Sacco et al. Radioactivity in the Scrap Recycling Process: Radiation Protection Aspects and Experimental Monitoring Problems. Proceedings Portoroz 95. Portoroz 1995.
11. Potential Recycling of Scrap Metal from Nuclear Facilities, Technical Support Document. U.S. Environmental Protection Agency, 2001
12. K. Baldry et al. Accidental Melting of Radioactive Sources. Proceedings of the 11th Congress of the IRPA. Madrid, 2004.
13. J. Feaugas et al. Experience with Melting

Beta and Gamma Contaminated Metals. Third International Conference on Decommissioning of Nuclear Installations. Luxembourg, 1994.

14. E. Schuster et al. Behaviour of Difficult to Measure Radionuclides in the Melting of Steel. Decommissioning of Nuclear Installations, EUR 12690. 1986.

15. C. R. Gomer et al. Smelting of Contaminated Steel Scrap Arising in the Dismantling of Nuclear Power Plants. British Steel Corporation, 1985.

16. D.S. Harvey. Melting of Contaminated Scrap from Decommissioning. Decommissioning of Nuclear Installations, EUR 12690. 1986.

17. D.S. Harvey. Research into the Melting/ Refining of the Contaminated Steel Scrap Arising in the Dismantling of Nuclear Installations, EUR 12605. 1990.

18. The Community's Research and Development Programme on Decommissioning of Nuclear Installations. First Annual Progress Report (1985). Luxembourg, 1986.

19. J. T. Lambley. Melting Procedures and Techniques Assessed by British Steel Corporation. Melting and Recycling of Radioactive Metals from Decommissioning of Nuclear Installations. Proceedings of a Workshop. Karlsruhe, 1986.

## COMPARACIÓN DE LAS INCERTIDUMBRES DE LAS INCORPORACIONES DIARIAS DE AEROSoles DE $UO_2$ USANDO TOMAMUESTRAS FIJOS Y MUESTREADORES DE MEDIDA CONTINUA

AGUSTÍN PÉREZ, DIEGO ORTIZ, GUILLERMO SÁNCHEZ

### INTRODUCCIÓN

En la fábrica de Juzbado se fabrican elementos combustibles para reactores de agua ligera. Existe riesgo de contaminación ambiental con aerosoles de óxidos de uranio en algunas áreas, en particular en las áreas que forman la Zona Cerámica. La dosis interna para los trabajadores de dichas áreas, se calcula por medio de muestreadores estáticos (SAS) situados en los lugares de trabajo. En estos muestreadores, el aire pasa a través de un filtro donde se recogen los aerosoles. Este filtro se sustituye periódicamente, o bien al cambiar el turno, o bien al finalizar el día, y se mide la actividad recogida en todo el periodo de muestreo. Con los datos de la actividad medida y el tiempo de muestreo se calcula la concentración. Dado que la actividad que se mide es la debida a los aerosoles recolectados en el turno realmente lo que se obtiene es la concentración promedio durante dicho periodo. El trabajador registra a lo largo de la jornada los periodos de tiempo que ha permanecido junto a cada tomamuestras fijo. En la fig. 1 se representa la situación a la que esta sometida el trabajador. A partir de los tiempos de permanencia y de las concentraciones promedio estiman las incorporaciones individuales. Al usar la concentración promedio se tiene una incertidumbre estadística respecto a la concentración verdadera (desconocida) durante el tiempo que el trabajador ha permanecido junto al filtro. Eso implica que por esta causa se tenga una incertidumbre estadística en la estimación de las incorporaciones diarias. Para evaluar esta incertidumbre se han utilizado muestreadores en continuo (llamados ABPM)) que miden instantáneamente la concentración y por consiguiente permiten estimar la variabilidad de la concentración a lo largo del turno. A partir de los datos de algunos de estos ABPM se ha comprobado las concentraciones pueden repre-

sentarse por una distribución log-normal. Este hecho se ha utilizado para estimar las incertidumbres que se comete al usar muestreadotes fijos.

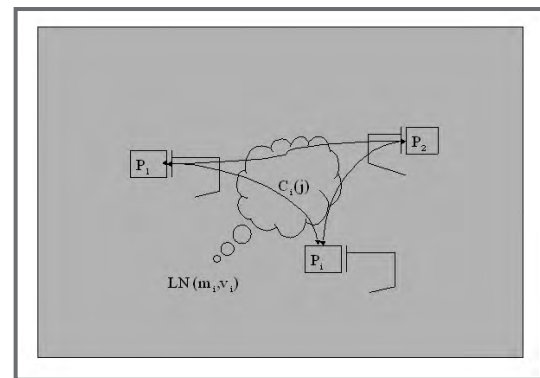


Figura 1 El trabajador se desplaza dentro de una misma área permaneciendo un tiempo variable en los tomamuestras de esa área. Se ha observado que la actividad diaria medida en cada tomamuestras puede aproximarse a una distribución logarítmico normal

### ESTIMACION DE LAS INCORPORACIONES A PARTIR DE TOMAMUESTRAS FIJOS.

Para estimar las incorporaciones de aerosoles de uranio a los trabajadores de la Zona Cerámica [Sánchez y Pérez F, 2003] se utilizan tomamuestras fijos ubicados en lugares representativos de las condiciones ambientales en las que se encuentran los trabajadores. Cada tomamuestras tiene un filtro, donde se depositan los aerosoles, que es periódicamente recogido (usualmente al cambio de turno). A continuación se mide la actividad acumulada en cada filtro  $A_{id}$  (actividad medida el día  $d$  en el tomamuestras situado en el punto  $i$ ). La concentración media  $C_{id}$  será

$$C_{id} = A_{id} / (rT) \quad (1)$$

$r$  el flujo del tomamuestras, que se supone constante y  $T$  el tiempo en el que permanece el filtro en el tomamuestras (asumimos que es constante y corresponde a la duración de un turno de trabajo). Cada trabajador registra cada día  $d$  el tiempo  $\Delta t_{id}$  de permanencia junto a cada tomamuestras  $i$ . La incorporación total de un trabajador el día  $d$  se estima como sigue:

$$I_d \approx \frac{R}{rT} \sum_{i=1}^n A_{id} \Delta t_{id} \quad (2)$$

donde  $R$  es la tasa de respiración del trabajador que se considera constante. Por simplicidad supondremos  $r = R$  (aunque esto no se verifique no afecta a las conclusiones), asimismo consideraremos que  $T = 1$  día laborable (desde aquí cuando nos refiramos a día, se entenderá que es 1 turno de 8 h), y que los tiempos de permanencia se expresan en fracciones de 1 día y  $A$  en Bq. Con estos criterios la ecuación anterior nos queda:

$$I_d (\text{Bq/día}) \approx \sum_{i=1}^n A_{id} \Delta t_{id} \quad (3)$$

Esta ecuación es una aproximación, y no una igualdad, pues implícitamente se está suponiendo que la concentración en cada punto de muestreo  $i$  es constante a lo largo del día  $d$  (realmente ésta va variando, pero esta variación es desconocida, lo que se conoce es la actividad acumulada en el filtro todo el turno y de aquí se obtiene la concentración media). Por este motivo se comete un error en la asignación de la actividad del filtro  $i$  al intervalo de tiempo  $\Delta t_{id}$ . Por otro lado el propio trabajador inevitablemente cometerá un error en la asignación de los tiempo de permanencia,  $\Delta t_{id}$ . En cualquier caso, aunque el registro fuese exacto esto no mejora la información que se tiene sobre la concentración a la que ha estado sometida el trabajador, pues no se conoce cual es la concentración real en el periodo en el que el trabajador a permanecido en el punto  $i$ . Cada trabajador registra el tiempo total de permanencia en cada punto  $i$  para el día  $d$  pero no distingue a que horas de inicio y fin corresponden.

**INCERTIDUMBRE EN LA ESTIMACIÓN DE LAS INCORPORACIONES**

Si conociésemos la concentración instantánea  $C(t_{id})$  a lo largo de la jornada  $d$  en el punto de muestreo  $i$  y tuviésemos una indicación exacta el periodo en los que el trabajador permanece en dicho punto podríamos calcular la actividad inhalada (obviamente asumiendo que las condiciones del punto de muestreo son las mismas a las que el trabajador

$$I_d = R \sum_{i=1}^n C(t_{id}) \Delta t_{id} \quad (4)$$

está sometido) aplicando la ecuación siguiente:

Podemos considerar que un trabajador habitualmente realiza su trabajo en un área concreta permaneciendo en cada punto de muestreo una fracción  $f_{ij}$  de la jornada. Si suponemos que la duración total de la jornada es  $T$ , y es idéntica todos los días (habitualmente 8 h), la ecuación anterior queda con la siguiente expresión (usamos el símbolo de aproximación en lugar del de igualdad pues el trabajador registra el

$$I_d = RT \sum_{i=1}^n C(t_{id}) f_{id} \quad (5)$$

tiempo total que permanece en cada punto y no el periodo concreto)

La mayor parte de las asignaciones de dosis se realizan a no más de 4 puntos de muestreo, no superando 4 registros a día.

Nos planteamos valorar la incertidumbre que se comete en la asignación de las incorporaciones (y por consiguiente a las dosis) diarias al usar las concentraciones medias a lo largo del turno en vez de las instantáneas, para ello usaremos la información proporcionada por los tomamuestras de medida continua disponibles en algunas áreas.

Un tomamuestras de medida continua o ABPM realiza una medida instantánea (realmente la mide cada minuto, que en la practica se puede considerar que es una medición instantánea) de las concentración del punto en el que está ubicado. Los ABPM no están exactamente en los mismos puntos de muestro que los SAS, por lo que no miden las mismas concentra-

ciones no obstante se asume que son representativos de la concentraciones del área y de la variación temporal de la concentración, que se produce a lo largo del tiempo. Se ha analizado la variabilidad del ABPM situado en prensado por ser esta una de las áreas en las que las concentraciones medias diarias son más altas y se produce una mayor variabilidad. Dado que los trabajadores normalmente permanecen en un punto más de 30 minutos se ha considerado conveniente agrupar los datos por minuto (dados por las ABPM) en intervalos de 30 minutos. En la figura que sigue se muestran las concentraciones obtenidas y su frecuencia.

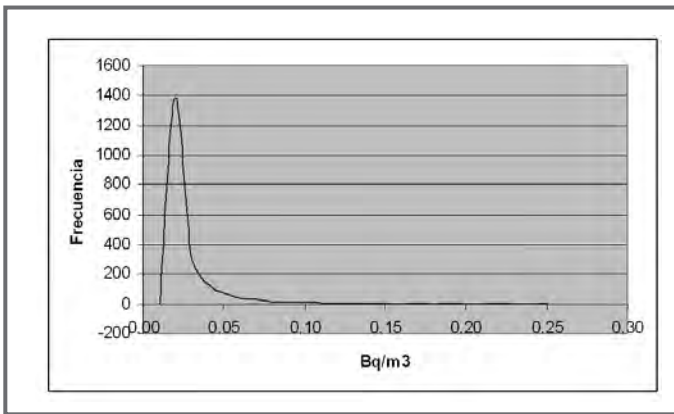


Figura 2.- Concentraciones obtenidas y frecuencia (datos de dos meses tomados un ABPM situado en el área de prensado)

Se ha analizado los datos de un periodo de dos meses comprobándose (fig. 2) que las concentraciones de 30 minutos en un punto de muestreo  $i$ ,  $c_i$ , pueden aproximarse a una distribución log-normal  $LN(\mu_i, \sigma_i)$ .

$$LN(\mu_i, \sigma_i) \equiv \begin{cases} f_i(c) = \frac{1}{\sigma_i c \sqrt{2\pi}} \text{Exp} \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{\ln c - \mu_i}{\sigma_i} \right)^2 \right] \\ \text{si } c > 0, \\ f_i(c) = 0, \text{ en otro caso} \end{cases} \quad (6)$$

donde:

$$\hat{\mu}_i = \frac{1}{N} \sum_i \ln c_i$$

$$\hat{\sigma}_i^2 = \frac{1}{N} \sum_i (\ln c_i - \hat{\mu}_i)^2,$$

N: n° de medidas realizadas

Por tanto suponemos que en la ecuación (5)  $C(t_i)$  sigue una distribución  $LN(\mu_i, \sigma_i)$  en la que  $\mu$  y  $\sigma_i$  son conocidos. Por otro lado, suponemos que la fracción de tiempo que el trabajador permanece junto a cada punto de muestreo no difiere sustancialmente unos días con otros, por ello reescribimos la ec. (5) usando los tiempos medios de permanencia, que le llamamos  $w_i$  y llamando  $k = R T$ .

$$I_d \approx k w_i \sum_{i=1}^n C(t_{id}) \quad (7)$$

Dado que hemos supuesto que  $C(t_i)$  sigue una distribución  $LN(\mu_i, \sigma_i)$  la ec. (7) corresponderá a una suma de lognormals. La suma de Log-normales puede aproximarse [Lopez F. y Sánchez 2005] por

(8)

$$\begin{aligned} u_2 &= u_1^2 + k^2 \sum_i w_i^2 e^{2\mu_i + \sigma_i^2} (e^{\sigma_i^2} - 1) = \\ &= u_1(t)^2 + k^2 \sum_i w_i^2 \sigma_{I,i}^2 \end{aligned} \quad (9)$$

Entonces, tenemos que la aproximación lognormal resultante tendrá por media y varianza

$$\begin{aligned} u &= 2 \ln u_1 - \frac{1}{2} \ln u_2, \\ \sigma^2 &= \ln u_2 - 2 \ln u_1 \end{aligned} \quad (10)$$

La distribución acumulada de probabilidad de I será

(11)

donde  $F$  es la distribución (acumulada)  $F(x)$ . Entonces obtendremos una bandas de probabilidad de  $y(t)$  fijado la probabilidad  $p$ ,

(12)

donde

con  $z$  correspondiente a

$z$ -cuantil de la distribución normal estándar, por tanto

(13)

donde,

y de aquí

(14)

En nuestro caso  $y(t)$  corresponde a la incorporación diaria, por tanto la incorporación media diaria y su correspondiente incertidumbre está dada por

(15)

El primer término es equivalente al que mediría un tomamuestras fijo situado en el mismo punto y el segundo corresponde a la incertidumbre que se comete por usar las concentraciones medias en vez de las instantáneas. Con los datos analizados el término correspondiente a la incertidumbre es pequeño. La valoración numérica hay que realizarla a partir de los datos concretos de  $w_i$  y  $C_i$  aplicados a cada trabajador. También se puede hacer una asignación conjunta de la incertidumbre para grupos de trabajos expuesto a condiciones similares, por ejemplo: aquellos que realicen el mismo tipo de trabajo.

**CONCLUSIÓN**

La ecuación deducida nos permite determinar la incertidumbre que se comete en la asignación de las incorporaciones diarias, como consecuencia de utilizar las concentraciones medias diarias (dadas por los tomamuestras fijos) en vez de usar las concentraciones continuas, medidas con los ABPM. En cualquier caso dado que se trata de distribuciones lognormales fuertemente asimétricas la probabilidad de que un trabajador se le asigne una incorporación que subestime la realmente incorporada es muy baja y en un periodo largo tiende a compensarse con aquellos casos en los que el valor medio sobreestime la cantidad realmente incorporada.

Este estudio junto con el presentado en la 29 reunión de la SNE [Sánchez y Pérez F, 2003] permiten concluir que podría simplificarse el sistema de asignación de dosis agrupando conjunto de trabajadores que realicen el mismo tipo de actividad (por ejemplo: Prensadores, rectificadores, etc.) y asignando tiempos medios de permanencia.

**REFERENCIAS**

Sánchez G. y Perez F, A. Incertidumbres en la estimación de dosis a trabajadores expuestos a la inhalación de aerosoles. 29 Reunión anual de la SNE. Zaragoza 2003

López-Fidalgo J. y Sánchez G. Statistical Criteria To Establish Bioassay Programs, Health Phys. (En prensa).



# CO-B2

- Radiactividad Ambiental
- Dosimetría, Metrología e Instrumentación

*Presidente:* **José Luis González Martínez**  
Presidente de ENUSA.

*Relator:* **Rafael Gracia Tenorio García Balmaseda,**  
Catedrático de Física Aplicada de la Universidad  
de Sevilla.

Jueves 22 de septiembre de 2005  
11:00 h  
Salón de Grados



# EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL TRITIO Y RADIOCESIOS EN AGUA Y CARPAS DEL EMBALSE DE REFRIGERACIÓN DE LA CENTRAL NUCLEAR DE ALMARAZ.

A. BAEZA, J.A. CORBACHO, E. GARCÍA, J. GUILLÉN C. MIRÓ, A. RODRÍGUEZ, A. SALAS

## INTRODUCCIÓN

Desde 1994 hemos venido desarrollando diversos estudios sobre las aguas superficiales del entorno de la Central Nuclear de Almaraz (CNA), que nos permiten afirmar que sus contenidos radiactivos distan mucho de ser constantes en el tiempo, sino que por el contrario, su evolución temporal es un reflejo de la operativa seguida por la citada instalación. Así, podemos señalar que los niveles de tritio en las aguas están fuertemente condicionados por la temperatura ambiente de la zona, la cual determina la mayor o menor necesidad de intercambiar aguas entre el embalse de Arrocampo, y el de Torrejón en el río Tajo, para poder utilizar a las del primero como refrigerante de la CNA [2]. Por su parte, algunos cationes radiactivos artificiales en las citadas aguas, como son los radiocesios, se detectan con mayor frecuencia y actividad específica, en los momentos en los que se producen las paradas para la recarga de combustible en alguna de sus dos unidades [1].

En el presente estudio hemos determinado, para el trienio 2002-2004, la evolución temporal de los niveles de actividad del tritio y de los radiocesios en el agua y en las carpas (*Ciprynus carpio*) recolectadas en el embalse de Arrocampo. El objetivo perseguido es múltiple. Primero, establecer si para alguno de estos radionucleidos se produce una bioacumulación en las carpas con respecto a los niveles presentes en el agua. Segundo, identificar las contribuciones de los dos términos fuente que inicialmente deben contribuir a la existencia del  $^{137}\text{Cs}$ , el depósito histórico y las evacuaciones de la CNA. Tercero, valorar la dosis máxima que puede incorporarse por la ingesta de los radionucleidos analizados en los medios considerados.

## EXPERIMENTAL

Las muestras de agua y carpas del embalse de Arrocampo fueron recogidas mensualmente y sobre ellas sistemáticamente hemos determinado los niveles de actividad específica del  $^3\text{H}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$ .

El contenido en  $^3\text{H}$  se cuantificó mediante espectrometría de centelleo líquido, con un Quantulus 1220. Dadas las características químicas y radiactivas de las aguas a analizar [3], el único pretratamiento aplicado fue el de filtración, sin necesidad de realizar una concentración electrolítica previa. Para las muestras de carpas, el pretratamiento consistió en la extracción del agua libre de su musculatura, mediante destilación de unos 50 g de muestra con ciclohexano, por el método Dean-Stark. Así, el agua forma un azeótropo con el ciclohexano en estado de vapor, lo que permite que aquella sea extraída de la muestra, para posteriormente ser separada del ciclohexano en el condensado final, al ser inmiscibles en frío. La actividad mínima detectable en la determinación del  $^3\text{H}$  en aguas y carpas es de 1.4 Bq/L y 1.0 Bq/kg, respectivamente.

Para los análisis espectrométricos gamma, se parte de no menos de 15 L de agua, cuyo pretratamiento consiste en la obtención por evaporación de su residuo salino. En cuanto a las carpas, se procura tratar al menos 1 kg de masa fresca y se obtiene su residuo seco, que es posteriormente triturado y calcinado a baja temperatura. Las actividades mínimas detectables obtenidas tras 48 h de medida/muestra son del orden de 3.0 y 1.4 Bq/m<sup>3</sup> para  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  para las aguas, respectivamente, y de 0.03 y 0.02 Bq/kg para  $^{134}\text{Cs}$  y  $^{137}\text{Cs}$  para las carpas, respectivamente.

	Agua			Carpas			Carpas-agua	
	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>3</sup> H	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>3</sup> H	Cociente de actividad	Cociente de actividad
	(Bq/m <sup>3</sup> )	(Bq/m <sup>3</sup> )	(Bq/L)	(Bq/kg)	(Bq/kg)	(Bq/kg)	<sup>3</sup> H carpas/ <sup>3</sup> H agua (L/kg)	<sup>137</sup> Cs carpas / <sup>137</sup> Cs agua ·10 <sup>3</sup> (L/kg)
Media ± S. D.	3.2 ± 2.3	2.2 ± 0.7	146 ± 101	0.12 ± 0.08	0.6 ± 0.3	65 ± 23	0.8 ± 0.3	0.4 ± 0.3
Máximo	3.2 ± 2.3	3.7 ± 1.4	433 ± 20	0.28 ± 0.05	1.28 ± 0.05	108 ± 5	1.3	0.91
Mínimo	3.2 ± 2.3	1.3 ± 1.0	53 ± 3	0.048 ± 0.017	0.17 ± 0.09	30.2 ± 2.2	0.4	0.09
%>AMD sobre datos	2.8	33.3	100	62.5	100	100		

Tabla 1. Niveles de actividad para el <sup>3</sup>H, <sup>137</sup>Cs y <sup>134</sup>Cs en muestras de agua y carpas recolectadas mensualmente en el embalse de Arrocampo entre 2002 y 2004.

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN:**

Un resumen estadístico de los resultados obtenidos para los radionucleidos y medios receptores analizados se muestran en la tabla 1. En primer lugar ha de señalarse que éstos son perfectamente compatibles con los reportados por el Consejo de Seguridad Nuclear para del entorno de Almaraz [5].

Un análisis más detallado de los niveles de <sup>3</sup>H puede realizarse a partir de la figura 1, donde vemos que estas actividades experimentan periódicamente grandes variaciones, perfectamente acopladas en las carpas y en el agua. De hecho, es posible obtener una correlación positiva entre ambos conjuntos de datos, R=0.7613, aspecto éste que podía fácilmente intuirse a partir de los resultados de la tabla 1, en la que el cociente entre las actividades media para el <sup>3</sup>H, en ambos tipos de muestras, es bastante próximo a la unidad, (0.8±0.3) L/kg. Todo ello nos permite concluir la existencia de una situación de práctico

equilibrio entre la presencia del <sup>3</sup>H en el agua del embalse de Arrocampo y el agua libre existente en la musculatura de las carpas que viven en dicho embalse, como resultado de su metabolismo de incorporación y eliminación del agua.

Sin embargo, al observar la evolución temporal de los niveles de actividad del <sup>137</sup>Cs en las carpas y en el agua del embalse de Arrocampo, ver figura 2, no se observan oscilaciones de tanta amplitud como en el caso del <sup>3</sup>H, ni la existencia de una correlación significativa, R=-0.2783, entre ambos conjuntos de actividades para el <sup>137</sup>Cs. En otro orden de cosas, a partir de las actividades específicas del <sup>137</sup>Cs en muestras de carpas y agua, podemos deducir, ver figura 2 y tabla 1, que se produce un intenso proceso de concentración radiactiva en las carpas frente a las actividades existentes en el agua. De hecho el cociente entre sus respectivos valores medios es de (0.4±0.3)·10<sup>3</sup> L/kg, lo cual refleja la importante incorporación que los peces realizan para el cesio en su musculatura, por analogía química al nutriente K, esencial para su desarrollo. Este proceso de bioacumulación hace que sea factible medir niveles de actividad por encima de la mínima detectable para el <sup>134</sup>Cs en un porcentaje significativo de muestras de peces, ver tabla 1. Su presencia en los mismos, dado su relativamente pequeño periodo de semidesintegración, debe asociarse inequívocamente al funcionamiento de la CNA y por lo tanto, también al menos a una parte de las actividades detectadas para el <sup>137</sup>Cs.

En este sentido, hemos estudiado la evolución temporal de <sup>137</sup>Cs y <sup>134</sup>Cs en las carpas, encontrando

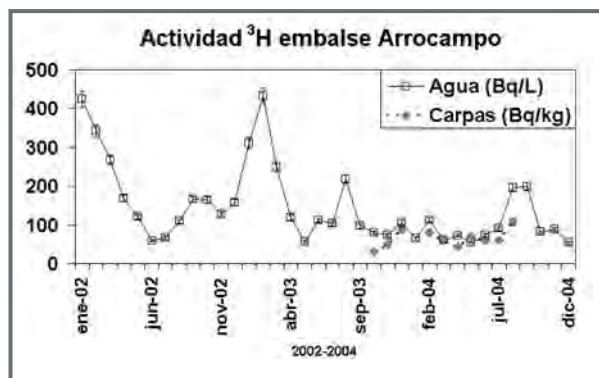


Figura 1. Evolución temporal del contenido en <sup>3</sup>H en agua y carpas del Embalse de Arrocampo.

que ambas series de valores están muy bien correlacionados,  $R=0,9818$ , es decir que podemos establecer una proporcionalidad, del tipo:

$$A(^{137}\text{Cs})_{\text{CNA}} = m \cdot A(^{134}\text{Cs})_{\text{CNA}} \quad (1)$$

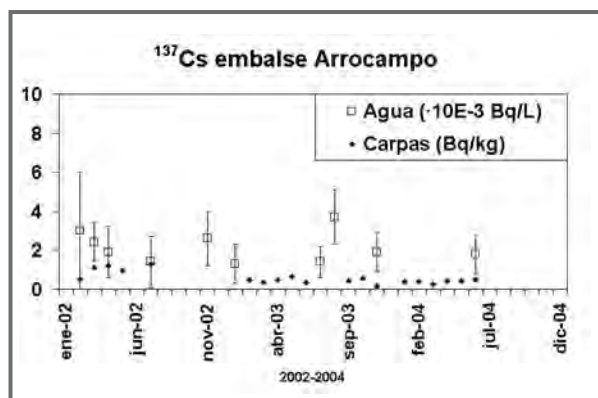


Figura 2. Evolución temporal del contenido de  $^{137}\text{Cs}$  en agua y carpas del embalse Arrocampo.

En donde con el subíndice CNA asignamos como origen de la actividad detectada al funcionamiento de esta central nuclear. Lógicamente, no toda la actividad del  $^{137}\text{Cs}$  presente en el músculo de las carpas será procedente de la CNA, sino que una parte de la misma corresponderá a los restos de la actividad aportada a este ecosistema tras las explosiones nucleares atmosféricas de las décadas de los años 50 y 60, que identificaremos como  $A(^{137}\text{Cs})_{\text{FALLOUT}}$ . Asumiendo la hipótesis de que no existe diferencia en la biodisponibilidad para las carpas del  $^{137}\text{Cs}$  existente en el embalse de Arrocampo, independientemente de su origen, y que lo mismo ocurre para los dos isótopos del cesio evacuados por la CNA, las actividades detectadas en las carpas pueden escribirse como:

$$A(^{137}\text{Cs})_{\text{carpas}} = A(^{137}\text{Cs})_{\text{CNA}} + A(^{137}\text{Cs})_{\text{FALLOUT}} \quad (2)$$

Expresión de la cual, combinándola con la ecuación (1) y ajustándola a los niveles de actividad medidos para ambos radionucleidos en las 15 muestras de carpas para las que simultáneamente obtenemos actividades por encima de la mínima detectable, se obtiene la siguiente ecuación, cuya representación vemos en la figura (3):

$$A(^{137}\text{Cs}, \text{Bq/kg}) = (4.4 \pm 0.3) A(^{134}\text{Cs}, \text{Bq/kg}) + (0.12 \pm 0.03) \text{Bq/kg}$$

De esta ecuación podemos extraer dos valores importantes para los radiocesios en el ecosistema estudiado. En primer lugar, que la evacuación de radiocesios ( $^{137}\text{Cs}$  y  $^{134}\text{Cs}$ ) por parte de la CNA al agua del embalse de Arrocampo se efectúa de forma tal que el cociente de sus actividades es el mismo que el obtenido para las carpas:  $(^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}) = (4.4 \pm 0.3)$ . En segundo lugar, que la actividad de  $^{137}\text{Cs}$  presente en las carpas atribuible a los restos del depósito histórico es de  $(0,12 \pm 0,03)$  Bq/kg. Esta última predicción está de acuerdo con las actividades medidas para el  $^{137}\text{Cs}$  en diversas especies de peces marinos en Brasil,  $0.33 \pm 0.38$  (SD) Bq/kg-fresco [6], y en Cuba,  $0.17 \pm 0.08$  (SD) Bq/kg-fresco, [8], en donde en principio debe ser prácticamente total la contribución histórica a la actividad del  $^{137}\text{Cs}$ . Así mismo, es idéntica a los niveles detectados en este tipo de peces en la parte portuguesa del río Tajo,  $0.12 \pm 0.05$  (SD) Bq/kg-fresco [7].

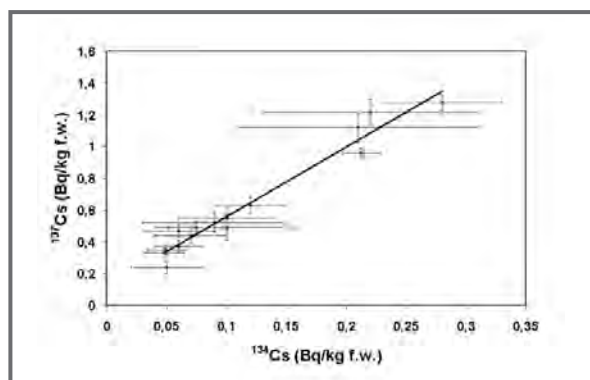


Figura 3. Análisis de regresión lineal establecida entre las actividades de  $^{137}\text{Cs}$  y de  $^{134}\text{Cs}$  en carpas capturadas en el embalse de Arrocampo.  $R^2 = 0.9805$

Por último, una valoración de la importancia radiológica de las actividades detectadas puede realizarse a partir de la dosis máxima incorporable por un individuo que bebiese, a razón de 1.9 L/día y comiese, a razón de 0.139 kg/día, respectivamente las aguas y carpas analizadas. La dosis efectiva incorporada sería siempre inferior a  $5.5 \cdot 10^{-3}$  mSv/a debido al tritio y a  $1.2 \cdot 10^{-3}$  mSv/a debido a los radiocesios. Como puede verse, dichos valores son muy inferiores a los máximos permitidos por nuestra legislación [4].

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible realizarlo gracias a la financiación obtenida para el convenio en materia

de Vigilancia Radiológica Ambiental establecido con la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura.

### BIBLIOGRAFÍA

[1] A. Baeza, M. Del Río, C. Miro, J.M. Paniagua. Radiological impact of the Almaraz Nuclear Power Plant (Spain) during 1986 to 1989 on the surrounding environment. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, Vol. 152, (1991), 175-188.

[2] A. Baeza, M. Del Río, E. García, A. Jiménez, C. Miro, J.M. Paniagua, M. Rufo. Temporal evolution of the  $^3\text{H}$  levels in the surface waters around the Almaraz Nuclear Power Plant. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, Vol. 219, No.1 (1997), 25-31.

[3] A. Baeza, M. Del Río, E. García, A. Jiménez, C. Miro, J.M. Paniagua, M. Rufo. Puesta a punto de un equipo de centelleo líquido y ultrabajo fondo para la medida de tritio en muestras ambientales de agua. *Anales de Física*, 93, No. 3 (1997), 177-184.

[4] Boletín Oficial del Estado, 2001. Reglamento

sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes. Real Decreto 783/2001 de 6 de julio, no 177. Madrid.

[5] Consejo de Seguridad Nuclear. Programa de Vigilancia Radiológica Ambiental. Resultados 2002. Colección informes técnicos. 12.2004.

[6] J. M. Godoy, Z.L. Carvalho, F. Dacosta Fernandes, O.M. Danelon, A.C.M. Ferreira, L.A. Rodao.  $^{137}\text{Cs}$  in marines samples from the Brazilian southeastern coastal region. *J. Env. Radioact.* 70 (2003) 193-198

[7] M. C. Vaz Carreiro y M. Manuela Sequeira, Estudo comparado da radioactividade artificial nos ríos Tejo e Guadiana: 1989-90. Proc. 3a Conf. Nac. Sobre Qualidade do ambiente, Aveiro 1992.

[8] C. Alonso-Hernández, M. Diaz-Asencio, A. Muros-Caravaca, E. Suarez-Morey, R. Avila-Moreno.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Po}$  dose assessment from marine food in Cienfuegos bay (Cuba). *J. Env. Radioact.* 61(2002) 203-212.

## RADIATIVIDAD ARTIFICIAL Y NATURAL EN UN MEDIO AMBIENTE URBANO

C. GASCÓ, MA. C. HERAS, R. GARCÍA, M. POZUELO, J. MERAL, E. FERNÁNDEZ,  
J. A. GRACIA, C. FERNÁNDEZ

### INTRODUCCIÓN

En el año 2003, y como consecuencia de la documentación aportada por el CIEMAT para apoyar la solicitud de desmantelamiento de sus instalaciones (PIMIC), se propuso una ampliación del Plan de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA) que el CIEMAT tiene establecido desde sus comienzos como Instalación Nuclear. En esta ampliación se contempla el análisis de una serie de radionucleidos ( $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238,235,234}\text{U}$ ,  $^{63}\text{Ni}$  y  $^{55}\text{Fe}$ ) que podrían ser integrados por vía aérea en el Medio Ambiente Urbano circundante al CIEMAT.

Con el objeto de determinar la concentración de actividad de los radionucleidos artificiales ( $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{90}\text{Sr}$ ) del poso radiactivo procedente de las explosiones nucleares de los sesenta y del fondo de radiactividad natural ( $^{234,235,238}\text{U}$  y  $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ ), se estableció un plan de muestreo y medida "pre-operacional" en el entorno urbano de la periferia del CIEMAT (Dehesa de la Villa) antes de iniciar las operaciones de desmantelamiento.

El Medio Ambiente Urbano próximo al CIEMAT se caracteriza por: a) la modificación antropogénica de los perfiles del suelo, o bien por la construcción de edificios o, por remodelaciones paisajísticas, b) la erosión del suelo y posible transporte entre zonas altas y valles (orografía) con la consiguiente migración de los radionucleidos asociados a éste, c) existencia de una gran masa arbórea y abundante vegetación en las zonas ajardinadas y d) presencia de recintos privados (club deportivo) y edificios públicos.

Las variaciones de radiactividad natural y artificial en los alrededores del CIEMAT previa a la puesta en

marcha de la ampliación del PVRA se presentan en este trabajo. El empleo de instrumentación más precisa y de bajo fondo combinada con la mejora de los métodos analíticos para la determinación cuantitativa de radionucleidos, hace posible detectarlos en los niveles actuales del poso radiactivo.

### EXPERIMENTAL

#### *Muestreo y pretratamiento*

##### *Suelo*

Se han tomado 5 muestras georeferenciadas de suelo superficial (0-3 cm) en el entorno del CIEMAT y una muestra "testigo" en las afueras de Madrid. El muestreador utilizado es una estructura de acero cuadrada de 20 cm de lado. Esta plantilla se introduce en el suelo hasta la profundidad deseada procediéndose a la extracción de la capa interna mediante una pala. La cantidad de suelo extraída (2-3 Kg) es suficiente para la determinación de los radionucleidos. Una vez seca la muestra y determinado su peso, se calcina a 450°C y se tamiza a través de una malla de 0,5 mm.

##### *Aire*

El aire se toma mediante un muestreador de alto flujo que permite recoger hasta 100.000 m<sup>3</sup> por semana. Los filtros recogidos se calcinan a 450°C hasta la obtención de cenizas.

#### *Radioanálisis*

##### *Plutonio y Americio*

El plutonio y americio se han determinado según los procedimientos normalizados CIEMAT<sup>1,2</sup>. Los

transuránicos se extraen de la matriz de suelo mediante 3-4 ataques con HNO<sub>3</sub> 8N en caliente (60°C), siendo purificados de sus interferentes químicos y radioquímicos mediante resinas aniónicas. Una vez eliminados los interferentes, el plutonio y americio se electrodepositan en discos de acero de 2,5 cm y se miden por espectrometría alfa con detectores PIPS durante un periodo variable de 1-2 semanas.

<sup>90</sup>Sr

La determinación de la concentración de actividad de <sup>90</sup>Sr en las muestras de suelo<sup>3</sup> se lleva a cabo mediante su extracción cuantitativa en medio HNO<sub>3</sub> y su posterior separación radioquímica con precipitaciones sucesivas de carbonato de estroncio. En el caso de los filtros<sup>4</sup> la separación radioquímica del <sup>90</sup>Sr del resto de emisores beta existentes en el aire, se realiza por medio de una resina de intercambio iónico y la retención selectiva del complejo formado por el Sr en medio Na<sub>2</sub>EDTA a pH 5.1. El <sup>90</sup>Sr se mide por su emisión beta en contador proporcional de flujo continuo de gas.

<sup>137</sup>Cs

El Cs-137 se cuantifica a partir del fotopico de 661,6 KeV (probabilidad de emisión del 85,21 %) mediante espectrometría gamma<sup>5</sup>, empleando detectores de Ge.

Uranio

Los isótopos de uranio se determinan mediante radioanálisis según el procedimiento CIEMAT<sup>6</sup>. La muestras de suelo y aire se atacan con una mezcla de ácidos HF/HNO<sub>3</sub>/HCl en horno microondas hasta su total disolución. El Uranio presente en la matriz resul-

tante se precipita con Fe(OH)<sub>3</sub>. Este precipitado se redisuelve, eliminándose el Fe mediante una extracción líquido-líquido en éter. El Uranio se purifica mediante columnas de intercambio iónico y se electrodeposita en discos de acero de 2,5 cm. Se cuantifica mediante espectrometría alfa con detectores PIPS.

<sup>210</sup>Po y <sup>210</sup>Pb

El <sup>210</sup>Pb se determina mediante espectrometría gamma a través de su emisión de 46,5 KeV (probabilidad del 4,05%)

El <sup>210</sup>Po se determina por el procedimiento normalizado CIEMAT<sup>7</sup>. El método consiste en su extracción de la matriz de suelo (0,5 g) con HF/NO<sub>3</sub>H y HCl. El <sup>210</sup>Po se autodeposita en discos de plata de 2,5 cm y se cuantifica mediante espectrometría alfa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de concentración de actividad e inventarios de los radionucleidos artificiales y naturales en suelo, se muestran en las Tablas 1 y 2.

El suelo tiene unos valores de concentración de actividad de Plutonio-239,240 comprendidos entre 0,037 y 0,362 Bq·Kg<sup>-1</sup>, de Am-241 entre 0,092 y 0,132 Bq·Kg<sup>-1</sup>, de Cs-137 entre 1,1 y 17,1 Bq·Kg<sup>-1</sup>, de Sr-90 entre 0,46 a 3,1 Bq·Kg<sup>-1</sup>, de U-238 entre 21 a 36 Bq·Kg<sup>-1</sup>, de Pb-210 de 19 a 82 Bq·Kg<sup>-1</sup> y de Po-210 de 24 a 60 Bq·Kg<sup>-1</sup>.

Los valores de los inventarios de los radionucleidos artificiales y naturales en el suelo (0-3 cm) se encuentran en un rango de valores comprendidos de 2 a 16 Bq·m<sup>-2</sup> para el Pu-239+240; de 3 a 6

Coordenadas	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	Inv <sup>239,240</sup> Pu	Inv <sup>241</sup> Am	Inv <sup>137</sup> Cs	Inv <sup>90</sup> Sr
1 N 40° 27,290' W 03° 43,507'	-----	-----	-----	0,63±0,50	-----	-----	-----	28±23
2 N 40° 27,408' W 03° 43,294'	0,086±0,019	0,092±0,034	3,16±0,62	0,46±0,47	4,30±0,48	4,6±1,7	158±31	23±24
3 N 40° 27,556' W 03° 43,412'	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
4 N 40° 27,494' W 03° 43,764'	0,197±0,030	0,096±0,016	7,12±0,93	3,07±0,70	6,25±0,48	3,04±0,51	226±29	97±22
5 N 40° 27,299' W 03° 43,775'	0,037±0,013	-----	1,1±0,5	1,50±0,57	2,15±0,39	-----	62±29	89±34
6 N 40° 33,198' W 03° 42,652'	0,362±0,046	0,132±0,032	17,1±1,5	2,40±0,68	15,9±1,0	5,8±1,4	751±66	105±30

Tabla 1: Concentración de actividad en suelos expresada en Bq·Kg<sup>-1</sup> 1s, e inventarios (0-3 cm) expresados en Bq·m<sup>-2</sup> 1s de los radionucleidos artificiales en la Dehesa de la Villa

	$^{210}\text{Po}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{238}\text{U}$	$^{235}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	Iny $^{210}\text{Po}$	Iny $^{210}\text{Pb}$	Iny $^{226}\text{Ra}$
1	40,9±2,1	60,5±8,9	65,9±7,6	27,7±2,4	1,25±0,43	26,83±0,16	1843±95	2726±401	2960±342
2	24,9±1,6	19,7±13,2	36,7±4,1	20,8±2,6	0,96±0,59	20,7±1,7	1244±80	984±660	1834±205
3	24,4±1,5	37,2±6,9	45,7±3,8	24,2±2,4	1,09±0,45	23,0±1,5	1230±76	1876±348	2304±192
4	38,6±2,0	61,2±9,4	72,6±6,4	35,9±2,9	1,46±0,48	33,91±0,51	1224±63	1941±298	2302±203
5	32,3±1,6	50,9±8,2	70,5±6,3	-----	-----	-----	1902±94	2997±483	4152±371
6	59,7±3,0	82±9,9	66,3±4,1	30,0±2,3	1,02±0,37	30,4±1,4	2623±132	3603±435	2913±180

Tabla 2: Concentración de actividad en suelos expresada en  $\text{Bq}\cdot\text{Kg}^{-1}\pm 1\text{s}$ , e inventarios (0-3 cm) expresados en  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\pm 1\text{s}$  de los radionucleidos naturales en la Dehesa de la Villa

$^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{238}\text{U}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$
$5,4\cdot 10^{-9}$	$7,3\cdot 10^{-10}$	$7,7\cdot 10^{-7}$	$2,5\cdot 10^{-7}$	$1,3\cdot 10^{-6}$	$1,16\cdot 10^{-3}$	$1,8\cdot 10^{-4}$

Tabla 3: Datos preliminares de concentración de actividad expresada en  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  en aire del entorno del CIEMAT de radionucleidos naturales y artificiales (media mensual Mayo-2003).

a) Los datos son preliminares porque falta aplicar el criterio de umbral de decisión para medidas de muy bajo fondo (en la presentación oral se incluyen)

$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  para el Am-241, de 62 a 751  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  para el Cs-137, de 23 a 105  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  para el Sr-90. Los radionucleidos naturales tienen un inventario entre 1 a tres órdenes de magnitud por encima de los artificiales.

El primer hecho que destaca al observar la concentración de radionucleidos artificiales en suelos es su variabilidad. Esta diferencia en la concentración e inventarios se puede explicar por un conjunto de procesos que experimenta el suelo una vez ha incorporado los radionucleidos vía atmosférica o vía acuática (agua circulante).

Entre los fenómenos acontecidos en la capa de suelo que afectan a la distribución de los radionucleidos se encuentran: translocación de suelo por remodelaciones paisajísticas, composición del suelo (que afecta a su capacidad para retener radionucleidos), orografía (movimiento de partículas de suelo desde áreas altas a los valles) y factores químicos y físicos diversos (pH, tamaño de partícula, enriquecimiento de arcillas, reacciones químicas, etc). Al no ser un inventario total su distribución vertical en el suelo podría variar dependiendo del año en que fueron incorporados los radionucleidos y las propiedades de retención del propio suelo

El inventario y la concentración más alta de radionucleidos naturales y artificiales aparece en el punto 6 (a más de 10 Km del CIEMAT) con lo que la influencia de los factores mencionados anteriormente debe ser tenida en cuenta al interpretar futuros datos de concentración en el suelo. Las pruebas estadísticas que se deben aplicar para evaluar una posible incorporación adicional de radionucleidos por el CIEMAT sobre este fondo deben ser muy estrictas para evitar alarmas sociales infundadas.

Los resultados de aire procedentes de una campaña anterior se muestran en la Tabla 3 y son preliminares. Los niveles de concentración de actividad de los radionucleidos artificiales están de 4 a 7 órdenes de magnitud por debajo del  $^{210}\text{Pb}$ , es decir de la actividad generada por los descendientes del Radón.

Los filtros de aire contienen una cantidad variable de (2-5 g) de sólido debido no sólo a la resuspensión del suelo sino también a las partículas en suspensión atmosférica (polen, combustión del carbón y gasolinas de las calefacciones y vehículos urbanos). La concentración existente en el aire de los radionucleidos artificiales se explicaría a través del contenido existente en los mismos en suelo (min-máx).

$$C_{\text{aire}} = C_{\text{suelos}} \cdot g_{\text{suelo, filtro}} \cdot \frac{1}{M_{\text{aire filtrado}}} \quad (1)$$

$C_{\text{aire}}$  = concentración en aire estimada de  $^{239,240}\text{Pu}$  por resuspensión de suelo expresada en  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$



El nivel de plutonio existente en aire aplicando (1) estaría en el orden de los nanobequerelios por metro cúbico cuando el aire contuviera 2 g de suelo (2).

$$C_{\text{238Pu(aire)}} = 0,362(\text{Bq / kg}) \cdot 0,002(\text{kg}) \cdot \frac{1}{300.000\text{m}^3 (\text{1 mes})} = (2)$$

$2,4110^{-6} \text{ Bq m}^{-3}$  Datos del CIEMAT (suelos / P. Suspensión)

Los niveles de transuránicos en aire encontrados provendrían principalmente de la resuspensión de los terrenos circundantes.

Esta misma fórmula (1) podría aplicarse para los demás elementos con el propósito de tener el rango de los niveles de detección que se deberían alcanzar en aire para observar el fenómeno de resuspensión de suelos.

Medidas de  $^{137}\text{Cs}$  en filtros de alto flujo a lo largo de los años han comprobado la estacionalidad de la presencia de  $^{137}\text{Cs}$  en la atmósfera (mayor concentración en los meses de primavera y verano). El  $^{137}\text{Cs}$  existente en estas estaciones proviene de regiones con mayor actividad de  $^{137}\text{Cs}$  en suelos (zonas afectadas por Chernobyl) y en las que durante estos meses se produce una resuspensión mayor.

La materia sólida resuspendida y los radionucleidos fijados a ella es la que contribuye al contenido encontrado en la actualidad en el aire, no siendo probable ninguna otra fuente de contaminación.

Se han comparado los resultados de concentración de los transuránicos en Madrid con los niveles existentes en Badajoz en el agua de lluvia, al no poseer datos españoles sobre el nivel actual de concentración de estos radionucleidos en la atmósfera.

En las medidas efectuadas por Rubio<sup>8</sup> se puede hacer una aproximación similar a la hecha en suelos. La medida máxima (1995) en agua de lluvia es de  $18,6 \text{ B} \cdot \text{L}^{-1} (^{239,240}\text{Pu})$ . Multiplicando esta cifra por el volumen analizado (90 L) y dividiendo por el aire filtrado en un mes (aprox) se obtendría una concentración aproximada en la atmósfera ( $1 \cdot 10^{-9} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ).

El poso radiactivo de transuránicos existente en la actualidad en el CIEMAT está en el orden de magnitud del encontrado por Laboratorios Americanos en el Hemisferio Norte en estaciones alejadas de fuentes potenciales de emisión de radionucleidos artificiales  $9 (0,02 - 0,7 \text{ Bq} \cdot \text{Kg}^{-1}$  para suelos(28) y  $5 \text{ nBq} \cdot \text{m}^{-3}$  en aire, 1989) .

## CONCLUSIONES

Los niveles de radiactividad artificial encontrados en el suelo del entorno del CIEMAT corresponden a los existentes en medio ambientes naturales alejados de fuentes potenciales de radiactividad artificial.

Los Transuránicos existentes en aire corresponde en su mayoría a la resuspensión del terreno circundante no justificándose su existencia por ninguna fuente externa.

## REFERENCIAS

- [1] C. Gascó y J. Meral. Procedimiento simplificado para la determinación de  $^{239+240}\text{Pu}$  y  $^{238}\text{Pu}$  en sedimentos y suelos. Ed. CIEMAT. 2005.
- [2] C. Gascó. Procedimiento simplificado para la determinación de  $^{239+240}\text{Pu}$  y  $^{238}\text{Pu}$  en filtros de aire de alta capacidad. Ed. CIEMAT. 2005.
- [3] Norma UNE 73340-3:2004. Determinación de la concentración de actividad de  $^{89}\text{Sr}$  y  $^{90}\text{Sr}$  en suelos y sedimentos. 2004.
- [4] R. García. Procedimiento para la determinación de  $^{89}\text{Sr}$  y  $^{90}\text{Sr}$  en muestras de agua, biológicas y filtros de aire. PE-IA-LRA-03 ( Rev.2) . Ed.CIEMAT. 2002.
- [5] M. Pozuelo. Procedimiento de determinación de emisores gamma en muestras ambientales. Procedimiento específico PE-IA-LRA-07. CIEMAT 2002
- [6] M. Heras. Procedimiento para la separación radioquímica y determinación mediante espectrometría alfa de uranio en aguas, suelos, sedimentos y muestras biológicas. Procedimiento específico PR-X2-09. Ed. CIEMAT. 2005.
- [7] C. Gascó y J. Meral. Procedimiento para la determinación de  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  en sedimentos y suelos utilizando horno microondas. Procedimiento específico. PR-X3-15. Ed. CIEMAT. 2000.
- [8] M. P. Rubio, A. Martín Sánchez. Activity of  $^{239+240}\text{Pu}$  and  $^{238}\text{Pu}$  in atmospheric deposits. Applied Radiation and Isotopes 55, 97-102, 2001.
- [9] R. S. Cambray, K. Playford, G. N. J. Lewis, R. C. Carpenter. Radioactive Fallout in Air and Rain. Results to the end of 1987. DOE/RW/89/059 (AERE R 13226) June 1989. In: [http://www.llrc.org/plutonium/subtopic/plutonium\\_pollution.htm](http://www.llrc.org/plutonium/subtopic/plutonium_pollution.htm).

# ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DEL CAMBIO EN LA POLÍTICA DE GESTIÓN DE RESIDUOS POR FABRICAS DE PRODUCCIÓN DE ACIDO FOSFORICO EN LA DISMINUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR RADIONUCLEIDOS NATURALES EN LA RIA DE HUELVA

G. MANJÓN, R. GARCÍA-TENORIO, A. ABSI, M. VILLA, H. P. MORENO, R. PERIÁÑEZ

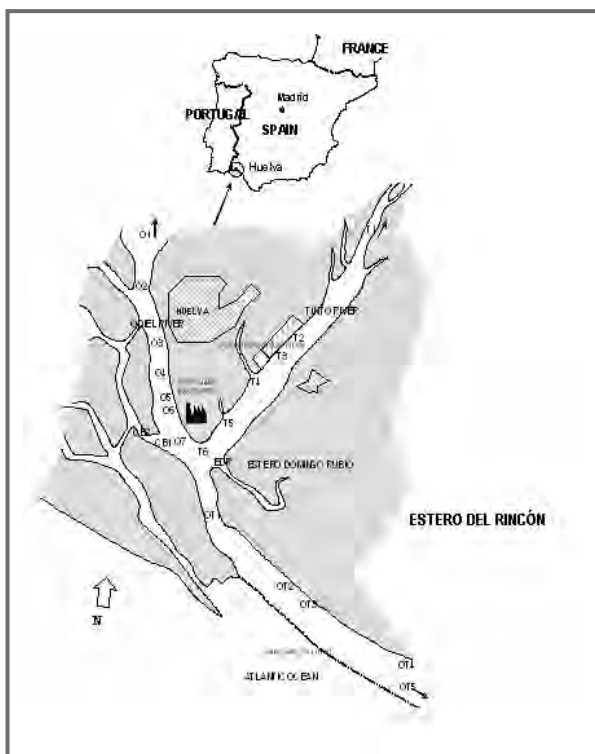


Figura 1. Mapa del estuario de los ríos Odiel y Tinto a su paso por Huelva, mostrando la localización de los puntos de muestreo.

## INTRODUCCIÓN

El estuario de los ríos Odiel y Tinto se encuentra situado junto a la ciudad de Huelva. A poca distancia de su desembocadura en el océano Atlántico, se encuentra la confluencia de los dos ríos. Las aguas de ambos recorren, antes de llegar al estuario, un cauce que inicialmente se encuentra sobre materiales

paleozoicos y, más concretamente, sobre minerales volcánico-sedimentarios que dan lugar a la mayor reserva de sulfuros de Europa <sup>1</sup>.

Históricamente, la oxidación de una parte de estos sulfuros (favorecida por la actuación de actividades mineras) ha dado lugar a la formación de ácido sulfúrico y la consecuente acidificación de sus aguas, lo que ha producido la lixiviación de metales pesados que son arrastrados por éstas hasta las proximidades del estuario <sup>2</sup>. Así, se puede observar la presencia de elevadas concentraciones de metales pesados y valores de pH menores que 3 en las aguas de ambos ríos antes de que lleguen éstas al estuario.

Además de las actividades mineras que tienen lugar en la zona inicial del cauce de los ríos Tinto y Odiel, un importante polo industrial se encuentra situado cerca de su desembocadura. Los procesos industriales que tienen lugar en dichas fábricas han dado lugar a aportes adicionales de metales pesados y otros contaminantes al estuario.

Desde la década de 1960 se encuentran operando en el área del estuario (ver su situación en la figura 1) dos fábricas dedicadas a la producción ácido fosfórico y fertilizantes (Foret y Ferteberia) que realizaban, hasta finales de 1997, vertidos directos de residuos de fosfoyeso (alrededor del 20 % del total) al río Odiel en la zona limitada por los puntos O4 y O5 de la figura 1. El resto de los vertidos se acumulaba en pilas (llamadas balsas) situadas en las proximidades de la margen derecha del río Tinto, en la zona limitada por los puntos T2 y T4 de la figura 1. Para ello bombeaban el fosfoyeso con agua de mar hasta las balsas donde

éste decantaba mientras que las aguas utilizadas para el transporte drenaban al río Tinto.

El impacto radiactivo ambiental que esta gestión de vertidos ha tenido sobre el estuario ha sido motivo de preocupación pues el fosfoyeso puede considerarse como material TENORM al estar enriquecido en radionucleidos naturales. Dicho impacto ha sido estudiado de manera continua por nuestro grupo desde 1989 hasta 1997<sup>3</sup>, momento en que la gestión de estos vertidos se modifica paralizándose tanto los vertidos directos al río Odiel como el drenaje de sobrenadantes desde las balsas de fosfoyeso al río Tinto.

El objetivo de este trabajo ha sido la determinación de las concentraciones de actividad de radionucleidos naturales en aguas y sedimentos la ría de Huelva, estudiando su evolución, a partir del momento del cambio en la gestión de los vertidos. Compararemos, además, la situación posterior al cambio en la gestión de vertidos con la que presentaba el estuario en el periodo anterior.

### EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE $^{226}\text{Ra}$ EN AGUA

El  $^{226}\text{Ra}$  se puede considerar como el radionucleido más representativo cuando se pretende evaluar el impacto ambiental y radiológico de los vertidos de fábricas de producción de ácido fosfórico, pues el fosfoyeso se encuentra particularmente enriquecido en este elemento radiactivo.

Nuestros resultados indican que en el río Odiel, se observa una clara tendencia a que los niveles de concentración de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  en las aguas disminuyan drásticamente tras el cese de los vertidos (Fig.2). Además los valores máximos que se observaban en la zona situada frente a las fábricas de ácido fosfórico, en las muestras recogidas en 1990 y 1991, ya no se observan en las muestras recogidas en fechas posteriores a 1998. De hecho, en 1999 y 2001 parece haber cambiado esta tendencia, observándose concentraciones relativamente más elevadas río abajo, conforme nos acercamos a la confluencia con el río Tinto 4,5. Ello podría explicarse por un aporte de radionucleidos desde el río Tinto, que en 1999 estaría relacionado con un accidente que afectó en 1998 a las nuevas balsas de fosfoyeso y que describiremos posteriormente. No obstante, en las muestras recogidas en 2002 tampoco se observa ese pequeño

incremento en la confluencia, lo que nos lleva a indicar que el proceso de limpieza de la ría también puede haber alcanzado al río Tinto en dichas fechas.

Efectivamente, las concentraciones observadas en las aguas del río Tinto (Fig. 3) en las campañas de 2001 y 2002, son muy bajas en relación con las obtenidas con anterioridad al cambio en la política de gestión de vertidos y tienen una explicación clara: en 1997 cesa el drenaje desde las balsas situadas en su margen de las aguas utilizadas para el bombeo del fosfoyeso y que por lixiviación introducían  $^{226}\text{Ra}$  en el río Tinto. Además la posible redisolución de radio desde los sedimentos es difícil al encontrarse este elemento ligado a las fases más residuales 6, siendo por ello la proporción de  $^{226}\text{Ra}$  que puede pasar

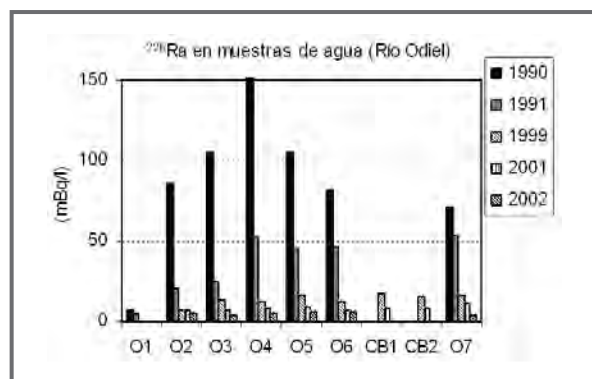


Figura 2. Concentraciones de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  en aguas del río Odiel a su paso por Huelva.

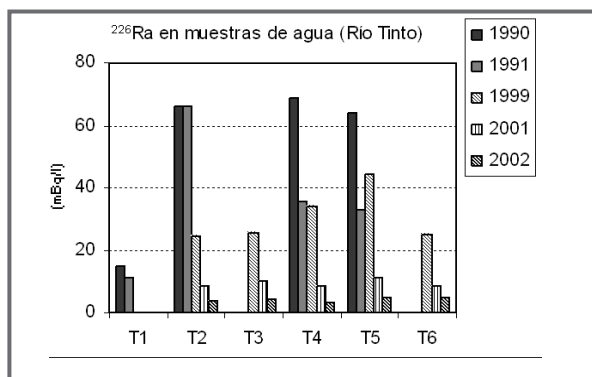


Figura 3. Concentraciones de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  en aguas del río Tinto a su paso por Huelva.

de sedimento a agua mínima. La situación irregular que se observa en las muestras recogidas en el Tinto en 1999 se explica por un accidente ocurrido en las balsas de fosfoyeso, pues aunque éstas desde finales

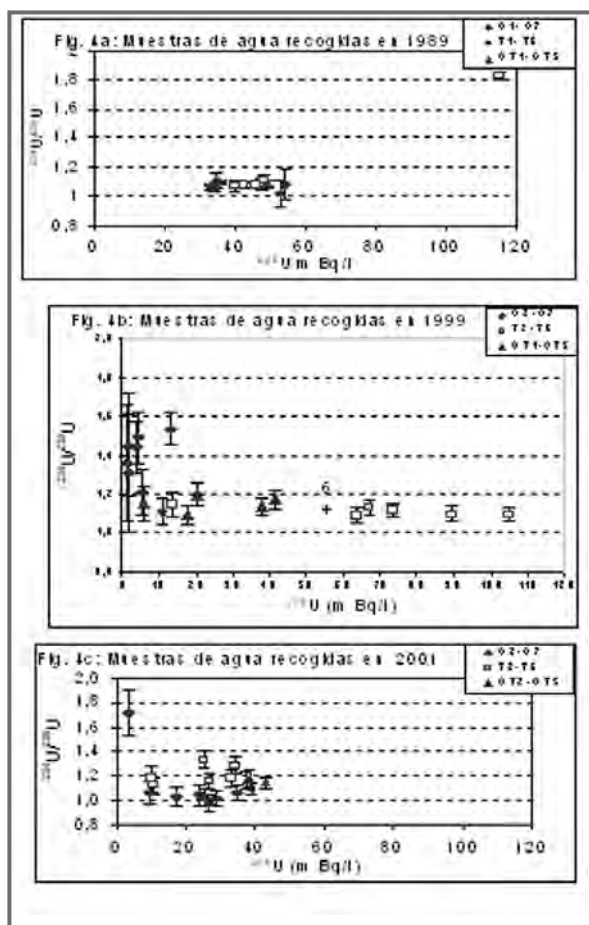
de 1997, están dotadas de sistemas de protección que impiden el paso de fosfoyeso y aguas de drenaje hacia el río Tinto, a finales de 1998, y asociado a motivos meteorológicos, tuvo lugar una fuga de residuos desde las balsas hacia un arroyo denominado Estero de El Rincón, cuya desembocadura al río Tinto está justo en la zona donde se recolectó la muestra T4 (ver *Figura 1*). En principio se podría esperar que, con el paso del tiempo, el radio vertido durante el accidente hubiera acabado diluyéndose rápidamente por el efecto de las mareas y la entrada de aguas desde río arriba. Sin embargo, se encuentran relativamente altos niveles de  $^{226}\text{Ra}$  en las muestras recogidas entorno a T4 en 1999 que hemos relacionado con lixiviaciones desde el material que tuvo que ser removido en las labores de reparación de las balsas después del accidente.

#### EVOLUCIÓN DE LA RAZÓN DE ACTIVIDAD $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ Y LA CONCENTRACIÓN DE $^{238}\text{U}$ EN AGUA

Combinando las razones de actividad  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  con los resultados absolutos de concentración de actividad de los isótopos de uranio en muestras de agua recogidas en los diversos muestreos <sup>7,8,9,10</sup>, vamos a tratar de ratificar la conclusión general de que el estuario ha evolucionado hasta una situación natural en la actualidad.

Para ello comparamos la situación típica de estuario contaminado por los vertidos de fosfoyeso (muestreo correspondiente a 1989, Fig 4a) que presenta para el Uranio razones de actividad próximas a la unidad y concentraciones de actividad entre 30 y 60 mBq/l en general, con la observada en 1999 (Fig. 4b) donde las aguas del río Odiel ya presentan un comportamiento natural, pues las razones de actividades y las concentraciones de uranio se explican simplemente por la dinámica mareal del estuario. Sin embargo, en el río Tinto se observan valores de la razón isotópica cercanos a la unidad, con altos valores de concentración entre 60 y 110 mBq/l. Estos últimos resultados están relacionados, como ya se ha expuesto con anterioridad, con el accidente que afectó a la nueva balsa de fosfoyeso en 1998. En definitiva se trata de uranio asociado a los vertidos industriales.

Por último, en la figura 4c se presenta la distribución de la razón de actividad  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  frente a la actividad de  $^{238}\text{U}$  para todo el estuario en 2001. Se



Figuras 4a, 4b y 4c. Razones de actividad  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  en muestras de agua a lo largo de los ríos Odiel y Tinto a su paso por Huelva.

observa un desplazamiento” en la gráfica razón de actividad frente a concentración de actividad con respecto a la de 1999 que reflejaría la diferencia entre una situación afectada por el impacto radiactivo ocasionado por actividades humanas en el estuario (accidente en las balsas de fosfoyesos) y una situación de “normalidad ambiental” en la zona. En 2001 ambos ríos presentan una distribución que se puede considerar propia de un estuario no afectado por actividades industriales. Podemos pues indicar que desde que se modificó la gestión de residuos se ha ido produciendo una restauración espontánea del estuario.

#### EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ACTIVIDAD DE $^{238}\text{U}$ Y $^{210}\text{Po}$ EN SEDIMENTOS

Los resultados obtenidos indican claramente una disminución general de las concentraciones de  $^{210}\text{Po}$

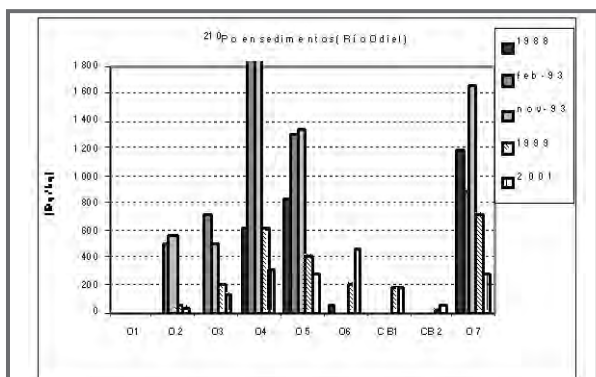


Figura 5. Concentraciones de actividad de  $^{210}\text{Po}$  en sedimentos del río Odiel a su paso por Huelva.

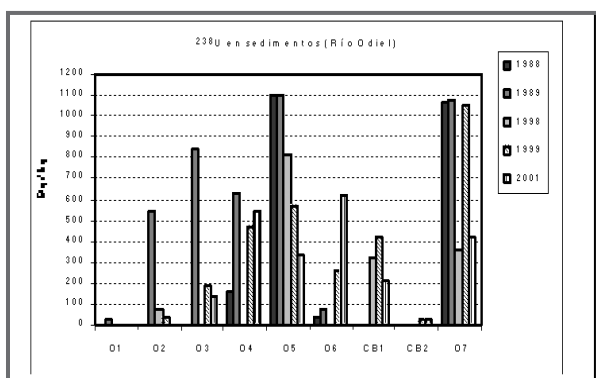


Figura 6. Concentraciones de actividad de  $^{238}\text{U}$  en sedimentos del río Odiel a su paso por Huelva.

en sedimentos superficiales desde el cambio de la política de gestión de vertidos si comparamos los resultados obtenidos antes de 1998 con los obtenidos después de 1998 (Figura 5, sedimentos del Odiel). Los altos valores observados antes de 1998 se explican por efecto de los vertidos directos de fosfoyeso, que están especialmente enriquecidos en  $^{210}\text{Pb}$ , del cual desciende el  $^{210}\text{Po}$ , que es el determinado en las muestras analizadas. Llama la atención lo drástico de la disminución de la concentración de actividad de  $^{210}\text{Po}$  ( $^{210}\text{Pb}$ ) en sedimentos, lo que indica que el proceso de recuperación espontánea del estuario alcanza claramente a este compartimiento natural. Los sedimentos previamente contaminados están siendo cubiertos por material sedimentario libre de esta contaminación al haber cesado los vertidos.

Los resultados obtenidos indican claramente una disminución general de las concentraciones de  $^{210}\text{Po}$  en sedimentos superficiales desde el cambio de la política de gestión de vertidos si comparamos los re-

sultados obtenidos antes de 1998 con los obtenidos después de 1998 (Figura 5, sedimentos del Odiel). Los altos valores observados antes de 1998 se explican por efecto de los vertidos directos de fosfoyeso, que están especialmente enriquecidos en  $^{210}\text{Pb}$ , del cual desciende el  $^{210}\text{Po}$ , que es el determinado en las muestras analizadas. Llama la atención lo drástico de la disminución de la concentración de actividad de  $^{210}\text{Po}$  ( $^{210}\text{Pb}$ ) en sedimentos, lo que indica que el proceso de recuperación espontánea del estuario alcanza claramente a este compartimiento natural. Los sedimentos previamente contaminados están siendo cubiertos por material sedimentario libre de esta contaminación al haber cesado los vertidos.

Sin embargo, si comparamos las concentraciones de actividad de  $^{238}\text{U}$  en sedimentos del río Odiel (Figura 6), antes y después del cambio de gestión de los residuos industriales en el estuario, no se observa el descenso brusco que apreciamos en el caso del  $^{210}\text{Po}$ . Estos resultados indican que con anterioridad al cambio de gestión de residuos además del uranio aportado por los vertidos directos existían otras fuentes de uranio (naturales) a los sedimentos, de magnitud comparable y que obviamente perduran en la actualidad. En este sentido, podemos indicar que una fracción del uranio presente en el sedimento puede llegar lixiviado desde la zona minera del río (San Miguel, 2001) y, por otra parte, el contenido de uranio en agua de mar es más alto que en agua de río y, por efecto de las mareas, el agua de mar puede aportar otra fracción del uranio del sedimento, que es lo que se observa en la actualidad.

## REFERENCIAS

- Grande, J.A., Borrego, J., Morales, J.A. y Torre, M.L. (2003) "A description of how metal pollution occurs in the Tinto-Odiel rias (Huelva-Spain) through the application of cluster analysis". *Marine Pollution Bulletin* 46, pp.475-480.
- Santos-Bermejo, J. C., Beltrán, R. and Gómez-Ariza, J. L. (2003) "Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel River (Southwest Spain)". *Environment International* 29, pp. 69-77.
- Periáñez, R. y García-León, M. (1993). *Journal of Radioanal. and Nucl. Chem.*, Articles, 172, pp. 71-79.

4. Absi, A., Villa, M., Moreno, H.P., Manjón, G. y Periañez, R. (2004) "Self-cleaning in an estuarine area formerly affected by  $^{226}\text{Ra}$  anthropogenic enhancements" *Science of the Total Environment* 329, pp183–195.

5. Periañez, R., Absi, A., Villa, M., Moreno, H.P., Manjón G. (2005)"Self-cleaning in an estuarine area formerly affected by  $^{226}\text{Ra}$  anthropogenic enhancements: numerical simulations" *Science of the Total Environment* Vol 339/1-3 pp 207-218.

6. Aguado, J.L. (2003). "Aplicaciones de la espectrometría alfa en la caracterización de isótopos de Ra y U en residuos industriales y matrices ambientales" Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla

7. Martínez-Aguirre, A. (1991) "Radiactividad natural en diversos compartimentos naturales de

Andalucía" Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.

8. Martínez-Aguirre, A., García-León, M. e Ivanovich, M. (1994)"U and Th distribution in solution and suspended matter from rivers affected by the phosphate rock processing in southwestern of Spain. *Nuclear Instruments and Methods and Physics Research A* 339, pp. 287-293.

9. Bolívar, J.P., García-Tenorio, R. y Vaca, F. (2000) "Radioecological study of an estuarine system located in the south of Spain". *Wat. Res.* 34 No. 11, pp. 2941-2950.

10. Periañez, R. (1995) "Un modelo matemático para la simulación de la dispersión de radionucleidos no conservativos en un sistema estuario: aplicación a la ría de Huelva." Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla

# CARACTERIZACIÓN DE UN SISTEMA DE DOSIMETRÍA IN VIVO CON DIODOS DE SEMICONDUCTOR PARA EL CONTROL DE CALIDAD DE LA DOSIS A PACIENTE EN RADIOTERAPIA

C.J. SANZ, C. MARTÍN, Y. PREZADO, P. COLLADO, C. MONTES, E. DE SENA

## INTRODUCCIÓN

En un tratamiento radioterápico la incertidumbre total en la dosis administrada al paciente es la contribución de las incertidumbres acumuladas durante todos los pasos del proceso de tratamiento. Fuentes de incertidumbre importantes son el cálculo de dosis y la calibración de la unidad de terapia. Estos pasos deben ser controlados de forma individual. Existen además otras fuentes de incertidumbre como el posicionamiento del paciente, movimiento interno de los órganos y variación del contorno respecto al momento de la simulación. Así mismo, se pueden cometer errores en el momento de la transmisión o introducción de datos en la unidad, colocación de modificadores en el haz y colocación diaria del paciente, entre otros<sup>1-6</sup>. En definitiva, el control final del tratamiento debe obtenerse a partir de una medida lo más directa posible<sup>1,2</sup>. La dosimetría *in vivo* permite realizar la comprobación de la dosis realmente administrada al paciente.

Mediante el empleo de los sistemas "Record and Verify" (R/V) es posible conocer las condiciones diarias en que se lleva a cabo la irradiación de los pacientes. Si bien la implementación de estos sistemas en las unidades modernas de radioterapia se ha generalizado, máquinas más antiguas como las unidades de cobaltoterapia pueden carecer de ellos. Además, los errores mencionados previamente no son controlados ni registrados por dichos sistemas R/V7. El empleo de dosímetros durante la irradiación del paciente solventa este problema.

El empleo de la dosimetría *in vivo* es especialmente útil en técnicas donde se necesita una mayor

precisión dosimétrica y geométrica (técnicas conformadas) así como en técnicas especiales (Irradiación de Cuerpo Entero)<sup>1,8-10</sup>.

Este trabajo se enmarca dentro de la implementación de la dosimetría *in vivo* en nuestro Servicio. La unidad de cobaltoterapia instalada en el Servicio de Radioterapia del Hospital Universitario de Salamanca carece de cualquier sistema R/V. Cualquier error en la introducción de datos (tiempo de irradiación, colocación de protecciones, cuñas, tamaños de campo, distancia fuente-superficie, etc) así como en el posicionamiento diario del paciente resultan complicados de detectar. La dosimetría durante la irradiación del paciente permitirá conocer la dosis que se está dando al paciente en un punto y por tanto conocer la posible existencia de errores en los parámetros anteriormente señalados.

En nuestro Servicio la dosimetría *in vivo* se llevará a cabo mediante el empleo de diodos y dosímetros termoluminiscentes (TLD)<sup>1,3,4</sup>. En la primera sesión del tratamiento se hará una medida conjunta con diodos y TLD. Realizaremos dosimetría absoluta con los diodos, colocándolos en la entrada y en la salida del haz sobre la piel del paciente, de forma que a partir de ambas medidas y mediante un algoritmo apropiado podemos calcular la dosis en cualquier punto a lo largo del haz de radiación. La colocación de un TLD en esta primera sesión sirve para establecer una medida de referencia. Así, la colocación de los TLD en varias sesiones posteriores permitirá conocer la reproducibilidad del tratamiento.

Los diodos poseen características que los hacen particularmente adecuados para la dosimetría *in*

vivo, como son la alta sensibilidad, buena resolución espacial, pequeño tamaño y solidez mecánica, sencillez de uso, voltaje de polarización innecesario y lectura de la dosis en tiempo real<sup>1,2,4,6,11</sup>. Ambos conjuntos de dosímetros, los diodos y los cristales TLD, deben ser caracterizados y en el caso de los diodos también calibrados antes de ser empleados<sup>1-4,6</sup>. En el presente trabajo se describe la caracterización de los diodos de que disponemos en nuestro Servicio y se muestran los resultados obtenidos.

## **MATERIAL**

En nuestro Servicio disponemos de dos conjuntos de diodos: 11 diodos tipo N de Nuclear Associates modelo 30-490-8 para haces de fotones en el rango de la energía del Co<sup>60</sup> hasta 4 MV y 10 diodos de tipo N Sun Nuclear modelo Isorad-P 114400-0 diseñados para haces con energías en el rango de 15 a 25 MV. La conexión con el electrómetro se realiza mediante una caja de conectores para diodos MULTIDOS TBI BOX (PTW). El electrómetro empleado es un MULTIDOS (PTW). Para las medidas hemos empleado un maniquí de agua sólida RW3 (PTW). Los diodos para baja energía han sido caracterizados en la unidad de Cobaltoterapia THERATRON-780 (AECL) mientras que los diodos para alta energía han sido caracterizados en el acelerador lineal PRIMUS (SIEMENS) con fotones de 18 MV. Para aquellas pruebas en que se precisa la medida de dosis hemos empleado una cámara de ionización cilíndrica de tipo Farmer de 0.6 cm<sup>3</sup> PTW 30001.

## **MÉTODOS**

La caracterización debe ser realizada de forma individual ya que diodos de un mismo modelo pueden presentar comportamientos muy diferentes<sup>6</sup>. El conjunto de pruebas que se realiza sobre los diodos debe garantizar su correcto funcionamiento, los resultados deben encontrarse dentro de unas tolerancias predefinidas y deben permitir conocer bien sus características para un correcto uso (punto efectivo de medida, perturbación que introduce la presencia del diodo en el haz)<sup>2-4</sup>. Estas pruebas se describen a continuación:

### ***Corriente de fugas***

Se mide la carga integrada por el electrómetro con los diodos conectados en ausencia de radiación. Se pretende evaluar la integridad del cable del diodo así

como su conexión. Se realiza una medida conjunta de todos los diodos durante 5 minutos sin haz. Las fugas deben ser próximas a cero y en cualquier caso despreciables respecto a las medidas con radiación.

### ***Estabilidad de la respuesta tras la irradiación***

Se compara la lectura de los diodos inmediatamente después de una irradiación, con la lectura mostrada tras cinco minutos sin haber irradiado y sin haber puesto a cero la medida del electrómetro. Colocamos los diodos sobre el maniquí de RW3 con un campo de radiación que cubre perfectamente todos los diodos, e irradiamos durante 2 minutos en la unidad de Cobalto y con 200 Unidades Monitor (UM) en el acelerador lineal. La pérdida de carga debe ser menor del 1%.

### ***Precisión intrínseca***

Se estudia la reproducibilidad de la respuesta de todos los diodos en diez irradiaciones idénticas consecutivas., en las mismas condiciones que en la prueba anterior, con 1 minuto en la unidad de Cobalto y 100 UM en el acelerador lineal. La reproducibilidad debe ser mejor que el 1%.

### ***Linealidad de la respuesta con la dosis***

Se comprueba la linealidad de la respuesta del diodo al variar la dosis de irradiación en un amplio rango. La irradiación de los diodos se lleva a cabo en las mismas condiciones descritas en los apartados anteriores, con tiempos de irradiación desde 0.5 hasta 4 min en Cobalto y con 50 hasta 400 UM en el acelerador, de forma que se cubra ampliamente el rango clínico en el que serán empleados los diodos. El ajuste lineal debe tener un coeficiente de correlación de  $r^2=1.000$ .

### ***Profundidad del punto efectivo de medida***

Se mide el espesor de la caperuza de equilibrio que poseen los diodos, que debe coincidir con el máximo de la curva de rendimiento en profundidad para la energía considerada. Para ello se introducen los diodos en los huecos de un maniquí de acrílico hecho a medida para albergarlos, y se añaden espesores de agua sólida encima, hasta alcanzar la dosis máxima. El punto efectivo de medida es la diferencia entre el máximo de dosis para la energía considerada y el espesor necesario para obtener la máxima lectura.



### **Pérdida de sensibilidad con la dosis acumulada**

La radiación induce daños en la estructura cristalina del semiconductor e introduce defectos que producen centros de recombinación y trampas que capturan portadores de carga, reduciendo la sensibilidad del diodo<sup>1,2,4,11</sup>. Este efecto es mayor en diodos de tipo N como los que aquí estudiamos. En esta prueba se estudia cómo varía la respuesta de los diodos tras una irradiación larga. La desviación de la media debe ser menor del 1%.

### **Perturbación del haz de radiación tras el diodo**

La presencia del diodo sobre la piel del paciente atenúa el haz de radiación, modificando la homogeneidad y simetría del haz. El efecto de perturbación del haz queda reducido en nuestro caso al emplear diodos solo durante la primera sesión de tratamiento. Con esta prueba se evalúa la disminución de la dosis en el maniquí de agua sólida tras el diodo a distintas profundidades en el eje central del haz. Se emplea la cámara de ionización cilíndrica para la medida de la atenuación.

## **RESULTADOS**

A continuación se analizan los resultados obtenidos para los diodos para baja y alta energía:

### **Corriente de fugas**

Todos los diodos de ambos tipos han mostrado corrientes de fuga menores de 0.1 pA, en comparación con corrientes leídas en condiciones clínicas alrededor de 1 nA.

### **Estabilidad de la respuesta tras la irradiación**

Únicamente 2 diodos de un total de 21 han mostrado variación de la lectura tras una irradiación y 5 minutos de integración sin haz. La pérdida de carga ha sido inferior al 1 por mil en ambos casos.

### **Precisión intrínseca**

La desviación estándar de las 10 lecturas ha sido de 0.09 % en promedio para los diodos para baja energía, y del 0.06 % en promedio para los de alta

energía. Ningún diodo supera la tolerancia del 1 % de desviación respecto a la media.

### **Linealidad de la respuesta con la dosis**

La regresión lineal muestra un coeficiente de  $r^2=1.0000$  para los diodos de baja energía excepto en un caso cuyo coeficiente es  $r^2=0.9998$ . Todos los diodos de alta energía muestran  $r^2=1.000$ .

### **Profundidad del punto efectivo de medida**

Los diodos de Nuclear Associates para baja energía han sido irradiados bajo espesores de agua sólida que van desde 0 hasta 15 mm. La respuesta es constante dentro de las variaciones intrínsecas de la respuesta entre 1 y 8 mm. Las medidas realizadas se muestran en la *figura 1*. En cambio, los diodos para alta energía Isorad-P muestran claramente el máximo de dosis con espesor 0 mm, siendo por tanto el espesor de equilibrio de la caperuza de 3 mm. Las medidas con estos diodos se muestran en la *figura 2*.

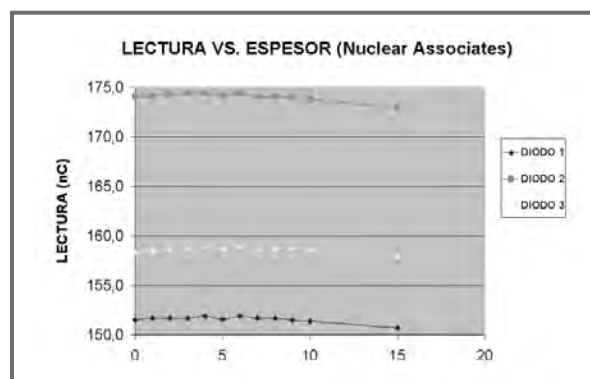


Figura 1. Lectura de los diodos para baja energía en función de los espesores de agua sólida colocados encima

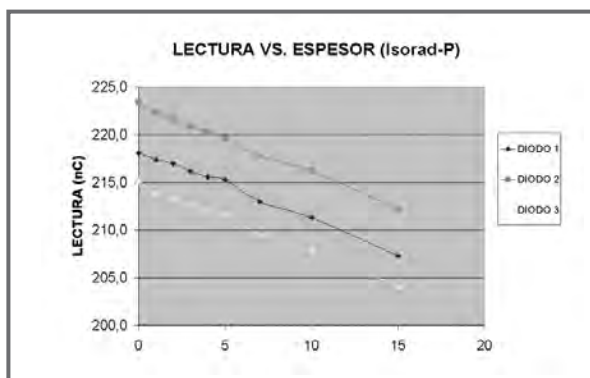


Figura 2. Lectura de los diodos para alta energía en función de los espesores de agua sólida colocados encima.

### ***Pérdida de sensibilidad con la dosis acumulada***

La prueba de pérdida de sensibilidad con la dosis ha sido realizada para los diodos para alta energía. La variación de la respuesta es de 0.2 % tras ser irradiados con 3000 UM.

### ***Perturbación del haz de radiación tras el diodo***

La atenuación medida tras los diodos de Nuclear Associates para baja energía es de 2.1 % a 1.7 cm de profundidad y de 3.2 % a 5 cm de profundidad en agua sólida. La presencia de los diodos Isorad-P en el haz de fotones de 18 MV atenúa la dosis un 3.2 % a 3 cm de profundidad y un 3.5 % a 10 cm de profundidad en agua sólida.

### **CONCLUSIONES**

A partir del análisis de los resultados se comprueba que todos los valores medidos se encuentran dentro de tolerancias. Los diodos para alta energía de Sun Nuclear Corporation Isorad-P tienen suficiente espesor de equilibrio para ser empleados con haces de fotones de 18 MV en condiciones clínicas. En cambio, los diodos de Nuclear Associates muestran una respuesta constante que no hace posible evaluar con precisión el espesor de equilibrio de su caperuza. La escasa perturbación que introduce la presencia de los diodos en el haz no va a suponer modificaciones significativas de la dosis en el tratamiento, teniendo en cuenta que dicha perturbación se produce de forma muy puntual y en una sola sesión del tratamiento.

Se concluye por tanto que los dos conjuntos de diodos estudiados son adecuados para realizar la dosimetría in vivo de los tratamientos radioterápicos.

### **REFERENCIAS**

1.- Essers, M., Mijnheer, B.J., In vivo dosimetry during external photon beam radiotherapy. Int. J. Radiation Oncology Biol. Phys., Vol 43, No 2, pp. 245-259, 1999.

2.- AAPM Report 87. Diode in vivo dosimetry for patients receiving external beam radiation therapy. American Association of Physicist in Medicine, 2005.

3.- Huyskens, D.P. et al, Practical guidelines for the implementation of in vivo dosimetry with diodes in external radiotherapy with photon beams (entrance dose). ESTRO booklet on Physics for Clinical Radiotherapy No. 5, 2001.

4.- Curso de dosimetría in vivo en radioterapia externa de la SEFM. Barcelona, 2002.

5.- Noel, A., et al, Detection of errors in individual patients in radiotherapy by systematic in vivo dosimetry. Radiotherapy and Oncology, 34, 144-151, 1995.

6.- Jursinic, P.A., Implementation of an in vivo diode dosimetry program and changes in diode characteristics over a 4-year clinical history. Med. Phys. 28 (8), 1718-1726, 2001.

7.- Fontenla, D.P., et al, Customization of a radiation management system to support in vivo patient dosimetry using diodes. Med. Phys. 23 (8), 1425-1429, 1996.

8.- Ribas M., et al, Midplane dose determination during total body irradiation using in vivo dosimetry. Radiotherapy and Oncology, 49, 91-98, 1998.

9.- Lanson, J.H., et al, In vivo dosimetry during conformal radiotherapy. Requirements for and findings of a routine practice. Radiotherapy and Oncology, 52, 51-59, 1999.

10.- Higgins, P.D., et al, In vivo diode dosimetry for routine quality assurance in IMRT. Med. Phys. 30 (12), 3118-3123, 2003.

11.- Rikner, G., Grusell, E., Patient dose measurements in photon fields by means of silicon semiconductor detectors. Med. Phys. 14 (5), 870-873, 1987.

## ARMONIZACIÓN EN LA DETERMINACIÓN DE LA DOSIS INTERNA OCUPACIONAL: CONCLUSIONES DE LA ACCIÓN DE EURADOS

M.A. LÓPEZ, A. DELGADO, J.F. NAVARRO

### 1.- INTRODUCCIÓN

La Comisión Europea publicó el 13 de Julio de 1996 la Directiva 96/29 de EURATOM, cuya transposición a la normativa española se llevó a cabo en 2001, tras la publicación del Reglamento para la Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes. Ahora el principal objetivo a cumplir es la armonización entre los laboratorios que llevan a cabo la dosimetría personal tanto interna como externa de los trabajadores expuestos en nuestro continente.

En este contexto la organización EURADOS puso en marcha un Proyecto para la "Armonización en Dosimetría Personal por exposiciones ocupacionales" (2000-2004) dentro de la Acción Concertada "Dosimetry Network" (5º PM EURATOM). Muchos de los servicios de dosimetría españoles, así como el CSN participaron en las actividades propuestas.

Dentro de esta Acción de EURADOS, se formó un grupo de expertos para investigar cómo llevar a cabo la integración de métodos dosimétricos en un único sistema de Dosimetría Personal, donde se gestionarían conjuntamente las dosis ocupacionales por exposición externa y por exposición interna, incluyendo las fuentes naturales de radiación (radón, materiales NORM,...) en lugares de trabajo.

Como consecuencia de estas actividades se ha establecido una red de servicios de Dosimetría Personal de 28 países. En lo que respecta a la exposición interna, uno de los objetivos de este estudio fue recoger la información más relevante de los procedimientos operativos de los servicios de dosimetría interna, y realizar un inventario de los métodos y técnicas utilizados para la evaluación de las dosis efectivas comprometidas en Europa. De importancia era también conocer aspectos legales y tener una visión de las prestaciones y servicios existentes en los distintos países.

### II.- LA DOSIMETRÍA INTERNA EN EUROPA

Se ha generado el Catálogo EURADOS de servicios, técnicas de medida, métodos de estimación dosimétrica y aspectos reglamentarios que se aplican en los laboratorios de Dosimetría Interna Europeos. 73 servicios de dosimetría interna han aportado datos acerca de sus equipos, procedimientos de calibración, sensibilidad de la técnica, control de calidad, requerimientos legales y otros aspectos de interés (herramientas para el cálculo de dosis, niveles de referencia, registro nacional de dosis...).

Todos esta información relativa a instalaciones de 26 países se registró en la Base de Datos "Eurados Dosimetric Database", que se ha creado en el Laboratorio del Contador de Radiactividad Corporal del CIEMAT como un sistema de gestión de datos relacional desarrollado en Access 2000.

El análisis de los datos registrados permite conocer el grado de armonización que existe en Europa en dosimetría interna, y reconocer los puntos que son mejorables. Los resultados han sido compartidos con la comunidad internacional gracias a la publicación "Individual Monitoring for Internal Exposure in Europe and the Integration of Dosimetric Data" (Lopez et al, 2004)<sup>(1)</sup> y al Workshop IM2005 organizado en Viena en Abril de 2005.

La mayoría de los trabajadores europeos con riesgo de exposición interna desarrollan tareas en centrales nucleares, centros de investigación y en el campo médico. Otros lugares de trabajo de riesgo son instalaciones industriales no-nucleares, la fabricación del elemento combustible nuclear y el desmantelamiento de instalaciones obsoletas.

La Actividad de los radionucleidos incorporados al organismo puede obtenerse a través de métodos de

medida directa (Contador de Radiactividad Corporal para emisores  $\gamma$ ) o bien por técnicas de medida indirecta (Actividad en excretas y PAS/SAS).

Cada tipo de medida tiene ventajas e inconvenientes. La medida directa en CRC permite una estimación rápida de la Actividad del radionucleido en el cuerpo en el momento de la medida, pero dicha estimación está afectada por una serie de incertidumbres asociadas principalmente al proceso de calibración del equipo de medida, que son especialmente importantes en la determinación de emisores de rayos X y de radiación  $\gamma$  de baja energía. Por otra parte, las medidas in-vitro de Actividad en muestras biológicas requiere la puesta a punto de un laboratorio de radioquímica analítica. Todas estas consideraciones se han tenido en cuenta en el estudio de EURADOS.

### **Medida directa de la contaminación interna**

La técnica de medida directa comúnmente utilizada para la vigilancia de trabajadores expuestos en Europa es la determinación de emisores  $\gamma$  (200-2000 keV) en cuerpo entero, supuesta una distribución homogénea de Actividad en el organismo. La detección de radioyodos en tiroides suele estar asociada a exposiciones ocupacionales en el medio hospitalario y de investigación, mientras que la determinación in vivo de radionucleidos en pulmón se suele realizar en personas expuestas a la inhalación de Actínidos en el ámbito de la industria nuclear. Otras técnicas operativas en algunos laboratorios son la medida de Actínidos en hígado y/o huesos, la evaluación de incorporaciones a través de heridas y la medida directa de algunos emisores  $\beta$ .

#### *Medida in-vivo de emisores $\gamma$ en cuerpo entero*

Los 63 CRCs de 52 Servicios de Dosimetría Interna estudiados son una muestra representativa de los métodos directos para la medida de Actividad retenida en el organismo como consecuencia de una exposición interna. En el catálogo se registra la información asociada a 5 Unidades Móviles, 30 sistemas de detección in-vivo operativos en cámaras blindadas y 28 equipos de medida sin blindaje.

Se encontró armonización en materiales y dimensiones de las cámaras blindadas, cuyo objetivo principal es la reducción de la contribución de fondo ambiental y minimizar el límite de detección de los equipos de medida (máxima sensibilidad). Un CRC

típico europeo consistiría en una cámara construida con paredes de 16 cm de acero, al que se le superponen finas capas de Pb (4 mm), Cu y Cd.

La determinación de emisores  $\gamma$  en cuerpo entero es posible según diferentes geometrías de contaje, buscando siempre la máxima eficiencia de detección. La geometría cama (scan o estacionaria), es la preferida por los laboratorios in vivo europeos. Como alternativa está la posición del sujeto en silla, mientras que las medidas rápidas en CRC se realizan de pie.

La mayoría (53%) de los CRCs europeos utilizan detectores centelleadores tipo NaI(Tl) para la determinación in vivo de emisores gamma en cuerpo entero (configuración de uno o varios detectores). Un gran número de laboratorios han instalado ya los detectores de semiconductores de Ge de alta pureza (HP Ge) de excelente resolución espectral.

Para la calibración de un sistema de detección in vivo se requiere el uso de maniqués con propiedades de transmisión y atenuación equivalentes a las de los tejidos humanos. Maniqués fabricados con botellas de plástico, simuladores del cuerpo humano hechos con "ladrillos de polietileno" (maniquí San Petesburgo) y unidades BOMAB son las elecciones más comunes en la calibración de emisores gamma en cuerpo entero.

El catálogo EURADOS muestra que la mezcla de isótopos seleccionados para la calibración de CRCs incluye  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{60}\text{Co}$  en la mayoría de los casos. Otros elementos como  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{139}\text{Ce}$ ,  $^{203}\text{Hg}$ ,  $^{113}\text{Sn}$  e  $^{88}\text{Y}$  son elegidos en menos ocasiones. Algunos CRCs prefieren utilizar radionucleidos emisores de múltiplos como  $^{152}\text{Eu}$  o el  $^{133}\text{Ba}$ . En pocos casos se considera una contribución en el rango de las bajas energías ( $^{57}\text{Co}$  o  $^{241}\text{Am}$ ), y sólo el 15% de los laboratorios realiza la calibración con  $^{40}\text{K}$ .

La Actividad Mínima Detectable (AMD) es el indicador de la sensibilidad del sistema de detección y se calcula a partir de la medida de una persona o maniquí blanco conteniendo una cantidad cercana a los 4500 Bq de  $^{40}\text{K}$  (hombre estándar). El Catálogo EURADOS contiene los AMDs obtenidas por los CRCs europeos de  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{60}\text{Co}$  en cuerpo entero. Existe buena concordancia en las AMD entre los datos (tiempo de contaje, nº de detectores, geometría de media) proporcionados por los laboratorios que miden con detector/es NaI(Tl), lo que no ocurre con las instalaciones que utilizan detectores HP Ge.

Un instalación de CRC típica europea utilizaría un detector grande NaI(Tl) en geometría cama o silla, con un tiempo de contaje de 1200 s; la sensibilidad alcanzada en este caso sería de 60 Bq of  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{60}\text{Co}$  en cuerpo entero. Los valores mínimos de AMD se han conseguido en sistema mixtos de detectores NaI(Tl)+HPGe operando en el interior de una cámara blindada (en 600 s, AMD - 20-30 Bq). Las medidas rápidas de CRC se llevan a cabo con detectores NaI(Tl) en geometría de pie, para cortos tiempos de contaje (1-2 minutos), obteniéndose AMDs entorno a los 100-250 Bq. Para determinaciones in vivo con detectores de HP Ge, se han registrado valores de AMD alrededor de 50-200 Bq de AMD para  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{60}\text{Co}$  en cuerpo entero, con un tiempo de 1000 s.

#### *Medida in-vivo de Radioyodo ( $^{131}\text{I}$ , $^{125}\text{I}$ ) en Tiroides*

38 CRCs han participado en esta parte del estudio de EURADOS. La determinación in vivo de  $^{131}\text{I}$  (364.5 keV) se lleva a cabo en el 50% de los casos con un detector NaI(Tl) a una distancia media de 10-15 cm de la zona tiroidea. El rango de AMD obtenido es de 4-800 Bq, dependiendo del tiempo de contaje, entre 10 y 1800 s, típicamente 600 s. Algunas instalaciones utilizan detectores HP Ge para este tipo de determinaciones.

13 de los laboratorios estudiados evalúan el  $^{125}\text{I}$  retenido en el tiroides. Aquellos que utilizan detectores de semiconductor (HPGe o LEGe) obtienen valores de AMD alrededor de los 5 Bq de  $^{125}\text{I}$  (27 keV). En pocos casos se utiliza detectores tipo NaI(Tl), con una AMD  $\geq 25$  Bq of  $^{125}\text{I}$  evaluada a partir de la emisión gamma de 35 keV (rayo  $\gamma$ ).

#### *Contaje in-vivo Pulmonar*

La medida directa en pulmón se lleva a cabo en trabajadores expuestos a la inhalación de Actínidos con largo tiempo de retención en pulmón (óxidos de U, Pu y Am). Los maniqués LLNL y Alderson son los aceptados para la calibración en geometría pulmón (ningún servicio utiliza el maniqué japonés JAERI), con capas supletorias de distintos espesores torácicos, con una composición de 50% músculo y 50% tejido adiposo (grasa) para el estudio de eficiencias

La estimación de la Actividad en pulmón se realiza para la determinación de las dosis por inhalación de  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  y  $^{232}\text{Th}$ , con tiempos de contaje entre 1200 y 3000 s. La sensibilidad del

sistema de detección de obtiene en este caso para un espesor torácico medio de 3 cm. Valores mínimos de AMD (3-5 Bq) se alcanzan en determinaciones de  $^{235}\text{U}$  (186 keV) en pulmón (Uranio enriquecido). Las AMDs en la medida directa de  $^{241}\text{Am}$  están entre 4 y 8 Bq. 45 Bq of  $^{234}\text{Th}$  es el valor asociado a la sensibilidad de detección para la determinación de  $^{238}\text{U}$  en pulmón (Uranio Natural).

#### **Medida Indirecta de la Exposición Interna**

43 laboratorios han participado en el estudio de medidas indirectas de la exposición interna, aportando información acerca de los procedimientos de medida in-vitro de Actividad en excreta o de vigilancia con muestreadores PAS/SAS.

#### *Medidas de Actínidos en excretas*

La Espectrometría Alfa es la técnica comúnmente utilizada por los servicios para la determinación indirecta de Actínidos en orina y heces. Actualmente la técnica ICP/MS se está implementando en muchas instalaciones por su alta sensibilidad en la medida de isótopos de Uranio y Torio. Otro tipo de determinaciones in-vitro de Actínidos se realizan por Fluorimetría, Phosphorescence Laser induced o KPA, Centelleo Líquido, LABSOC y Espectrometría  $\gamma$ .

Los Análisis de orina de muestras de 24-h se realizan por Espectrometría Alfa con valores típicos de AMD en el rango de 0.1 - 0.5 mBq/día, para tiempos de contaje variando desde 220000 s a 430000 s. Un segundo grupo de laboratorios proporcionaros AMDs entre 0.1 (500000 s) y 0.5 (250000 s) mBq/l en orina. Valores cercanos a 0.1 mBq/día son los AMDs recomendados. Los detectores PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon) son utilizados habitualmente para Espectrometría Alfa. Destacar que la normalización del contenido de creatinina en orina fue confirmado únicamente por 2 instalaciones.

#### *Determinación de emisores $\beta$ puros en excretas*

La técnica de Centelleo Líquido (LSC) está implementada en la mayoría de los laboratorios que realizan determinaciones de emisores beta en orina y heces, siendo la alternativa en pocos casos, el contador proporcional. Los radionucleidos típicos que se evalúan por estos métodos son el  $^3\text{H}$  y el  $^{90}\text{Sr}$ , junto con  $^{14}\text{C}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ,  $^{125}\text{I}$  y  $^{45}\text{Ca}$ . Los datos de AMDs registrados por los servicios indican unos

valores típicos en el intervalo 25 – 250 Bq/l de  $^3\text{H}$  en orina, por técnica de Centelleo Líquido.

#### *Determinaciones por Espectrometría gamma*

Los detectores HP Ge detectors son los comúnmente utilizados por los servicios para las determinaciones de radionucleidos emisores gamma en excretas. Otro tipo de detectores como Ge(Li) y NaI(Tl) son también empleados. Los valores de AMD se encuentran entre 0.01 y 1 Bq para  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  y  $^{131}\text{I}$ , dependiendo del tiempo de contaje.

#### *Vigilancia PAS/SAS*

El uso de PAS (Personal Air Sampler) exige la recolección de muestras representativas de la concentración de Actividad en Aire inhalada por el trabajador expuesto. Los muestreadores SAS (Static Air Samplers) son utilizados habitualmente para la vigilancia de las condiciones de trabajo, pero pueden subestimar la concentración de Actividad en aire en la zona de respiración del trabajador (ICRP78). 13 laboratorios Europeos (8 SAS, 5 PAS) incluidos en el catálogo de EURADOS aplican las técnicas PAS/SAS. Isótopos de  $^{131}\text{I}$ , Uranio, Torio y Plutonio. pueden ser evaluados con esta metodología. Un valor típico de AMD proporcionado por los Servicios de Dosimetría Interna del Reino Unido para PAS es 0.02 Bq de  $\alpha$ -total que aplica a U,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$  y Pu.

#### **Evaluación de la Dosis Interna en Europa**

De los 26 estados europeos participantes en el estudio de EURADOS, el 60% ha implementado un Límite Anual de 20 mSv y el 40% prefiere un Límite de 100 mSv en 5 años, con Dosis máxima de 50 mSv/y.

En lo que se refiere a la existencia de un Registro Nacional de evaluaciones dosimétricas, 14 países confirmaron la existencia de un Centro Dosimétrico Nacional para este tipo de funciones. De cara al futuro se recomienda la implementación de tal Registro Nacional de Dosis por exposición interna en todos los países de la UE, para poder a continuación registrar tales evaluaciones a nivel Europeo.

El software disponible en los servicios de dosimetría interna para el cálculo de dosis a partir de la Actividad medida in vivo (CRC), in vitro (excretas) o

por PAS/SAS, incluye los códigos IMBA, LUDEP, IMIE, Mondal/Moldes, MIRD, INDAC, Cindy, Remedy, and Redes. Es importante destacar que no todos estos programas operan con las últimas recomendaciones de ICRP (Directiva EU 96/29) ni con la reglamentación nacional en vigor.

En relación a los Niveles de Referencia aplicables en los distintos servicios de dosimetría interna europeos, se podría hablar de un "Nivel Mínimo de Registro de Dosis" Europeo de 0.1 mSv, pero realmente no existe armonización en este campo. Algunos laboratorios calculan la Dosis siempre que la Actividad medida esté por encima de la AMD, mientras que otras instalaciones sólo registran dosis por encima de 2 mSv. La misma falta de acuerdo existe en el Nivel de Investigación con valores entre 0.1 y 6 mSv.

#### **III.- FUTURAS ACCIONES: CONRAD**

Como comentario final de este trabajo baste decir que la Armonización es una realidad en muchos aspectos de la Dosimetría interna, pero no en su conjunto. Hay todavía un camino por recorrer. Para el futuro se recomienda insistir en la falta de guías y herramientas adecuadas para que los servicios evalúen correctamente las dosis efectivas comprometidas, utilizando los modelos metabólicos y parámetros adecuados recomendados por ICRP. La continuidad de las actividades de investigación y armonización de EURADOS en dosimetría interna se ve asegurada gracias al Proyecto CONRAD (VI PM EURATOM). Se ha creado un grupo de trabajo, dirigido por el CIEMAT, para llevar a cabo una investigación coordinada en dosimetría interna en Europa; uno de los objetivos principales es la Armonización en el procedimiento de cálculo de las dosis efectivas comprometidas por incorporación de material radiactivo al organismo, que se está elaborando desde el grupo IDEAS con la generación de unas guías generales para la estimación de las dosis internas.

#### **IV.- REFERENCIAS**

1.- Lopez M.A., Castellani C.M., Currivan L., Falk R., Olko P and Wernli C. Individual Monitoring for Internal Exposure in Europe and the Integration of Dosimetric Data. Radiation Protection Dosimetry 112, No.1, 69-119 (2004).

## UTILIZACIÓN DEL LiF TLD-600 EN CAMPOS MIXTOS NEUTRÓN-GAMMA

A. DELGADO, J.L. MUÑIZ, J.M. GÓMEZ ROS, A.M. ROMERO, R. RODRÍGUEZ

### INTRODUCCIÓN

Los dosímetros basados en  $6\text{LiF}$  son buenos detectores de neutrones térmicos y puede ser una alternativa conveniente para el desarrollo de dosímetros basados en el método de moderación. Para aquellas aplicaciones en las cuales es adecuada la utilización de dosímetros integradores, los pequeños pero sensibles dosímetros de termoluminiscencia (TLDs) pueden ofrecer buenas características de funcionamiento cuando se emplean en tales sistemas moderadores. Se han desarrollado para ello procedimientos especialmente adaptados para dosimetría de campos mixtos neutrón-gamma que proporcionan una capacidad de discriminación razonable para las dos componentes (1). Algunos de ellos están basados en la diferente sensibilidad de fotones y neutrones en las regiones de baja y alta temperatura de la curva de termoluminiscencia del LiF TLD-600. No obstante, el uso combinado de pares de dosímetros de TLD-600 / TLD-700, los primeros sensibles a neutrones mientras que los segundos no lo son, es quizás el procedimiento más comúnmente empleado para la dosimetría TL de campos mixtos.

El dosímetro multidetector moderado para vigilancia de área en cuya construcción se ocupa el CIEMAT está basado en una esfera en cuyo interior se alojan TLDs en distintas posiciones con diferente moderación, de modo que permite estimar un factor de corrección espectral para mejorar la precisión de las determinaciones de la dosis ambiental. Se ha montado recientemente un primer prototipo, con el que se han obtenido algunos resultados preliminares y alentadores utilizando pares de TLD-600/700 como detectores térmicos (2). No tuvieron éxito en nuestro laboratorio los intentos, partiendo sólo de las curvas TL del TLD-600, de utilizar la relación entre las áreas de las regiones de baja / alta temperatura para

estimar las contribuciones de neutrones y gammas, principalmente por la dificultad de estimar adecuadamente el área de la región de alta temperatura (HTR) debida a neutrones. La sensibilidad gamma en esa región no es despreciable y puede ser diferente cuando se compara entre lotes diferentes de detectores. Además, la HTR es propensa a presentar señales no causadas por la radiación, lo cual es también dependiente del sistema de calentamiento empleado en la lectura. Estos factores complican la utilización del área de la HTR para dosimetría, particularmente para la estimación de las dosis bajas de neutrones. No obstante, el atractivo de un método para dosimetría de campos mixtos basada exclusivamente en un único tipo de detector es alto cuando se compara con el método del par ya que sólo se requiere la mitad de detectores.

Para el sistema multidetector del CIEMAT la reducción del número de detectores es una ventaja considerable, y por esta razón se ha desarrollado una nueva aproximación en nuestro laboratorio tratando de extraer separadamente las dosis debidas a neutrones de las debidas a gammas a partir de las curvas TL del TLD-600, sin volver exclusivamente a la problemática de la región de alta temperatura. La nueva aproximación se basa en la diferente estructura de la curva TL que producen gammas y neutrones, lo cual puede apreciarse bien mediante la aplicación de métodos de análisis que resuelven los picos individuales de la curva. Las dos estructuras mencionadas, para un campo gamma puro y campos de neutrones casi puros, se pueden emplear para estimar a través de un proceso de minimización, la contribución relativa de cada tipo de radiación en un campo mixto neutrón / gamma ( $n/\gamma$ ) de composición desconocida.

Esta comunicación describe los rasgos principales del nuevo procedimiento, presentando también

algunos resultados preliminares obtenidos en un experimento que utiliza campos  $n/\gamma$  en proporciones controladas. El objetivo ha sido comprobar la validez del nuevo procedimiento y su rango de aplicación en términos de dosis absorbida gamma y neutrónica.

### TÉCNICAS EXPERIMENTALES

Se han utilizado detectores de LiF TLD-600 ( $3 \times 3 \times 0.9 \text{ mm}^3$ ). Ocasionalmente se emplearon también detectores de TLD-700 de las mismas dimensiones para permitir una estimación independiente de la componente gamma en campos mixtos. La lectura de los dosímetros se ha realizado siempre utilizando un calentamiento lineal a  $5^\circ\text{C/s}$  hasta  $350^\circ\text{C}$ . Los detectores han sido reutilizados tras la lectura, sin ningún tratamiento adicional de borrado, mostrando muy buena estabilidad y reproducibilidad.

Los detectores de TLD se han irradiado en términos de dosis absorbida en el rango 1-200 mGy para radiación gamma, y entre 10 mGy y 2.5 Gy para neutrones. Para la irradiación de neutrones se empleó una fuente de Am-Be altamente moderada (parafina), estimándose las dosis de neutrones térmicos mediante comparación con la lectura de un medidor LB 6411 calibrado en términos de dosis ambiental en el PTB. La fuente de Am-Be produjo en la posición de irradiación una débil tasa de dosis gamma del orden de 1.5 mGy/h junto a la tasa de dosis neutrónica estimada en 100 mGy/h. Las irradiaciones gamma adicionales fueron realizadas exponiendo los detectores irradiados con neutrones a uno de los haces de Cs-137 del laboratorio secundario de calibración del CIEMAT. De esta manera, se han simulado campos mixtos  $n/\gamma$  en diferentes proporciones presentando ratios  $n/\gamma$  para las señales TL inducidas en el rango 1/50 - 10.

Se ha empleado un programa de análisis de curvas TL que permite identificar y resolver picos individuales considerando cinética de primer orden y el algoritmo de minimización de Levenberg-Marquadt. Este procedimiento permite estudiar la evolución de la distribución de picos como una función de las contribuciones relativas  $n/\gamma$  y es la base del procedimiento de discriminación. El programa de análisis fue desarrollado en nuestro laboratorio y su utilización ha sido muy satisfactoria durante más de una década. Su funcionamiento fue comprobado, con resultados excelentes, en una intercomparación de métodos de análisis de curvas TL (3).

Como ya se ha indicado, la discriminación  $n/\gamma$  se basa en la diferente y característica estructura de la curva TL producida por la irradiación gamma pura y la irradiación neutrónica pura (en realidad, casi pura). La curva obtenida en un campo mixto se analiza después en términos de estas dos distribuciones a través de un procedimiento de minimización en el cual el parámetro libre es precisamente la proporción de las dos curvas de referencia. El proceso de minimización se efectúa sobre la diferencia entre la curva TL determinada experimentalmente y la producida sintéticamente, sumando las dos curvas de referencia y variando su proporción relativa de un modo iterativo. En todos los casos el proceso iterativo ha convergido, produciendo la estimación satisfactoria de ambas contribuciones gamma y neutrónica, y ello en un amplio rango de las proporciones relativas en diferentes campos mixtos.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El primer paso en el experimento consistió en la determinación y el análisis de las curvas TL de referencia para determinar su estructura. La determinación de la distribución de picos para la curva gamma se obtuvo simplemente irradiando los detectores TLD-600 con haces de Cs-137 y analizando las curvas TL correspondientes. Para neutrones el proceso es un tanto más complicado debido a la contaminación gamma de la fuente de Am-Be. Algunos detectores TLD-700 fueron expuestos a la fuente de Am-Be en la posición de irradiación, una posición fija empleada en todo el experimento, con la intención de estimar la contribución de dosis gamma. La contribución gamma a la dosis fue estimada en 1.5 mGy/h, es decir, una contribución débil de casi 1/10 de la señal TL inducida por los neutrones. Esto fue establecido a partir del análisis de las curvas TL de los detectores TLD-600 irradiados con la fuente de Am-Be para obtener la distribución de picos de la curva TL de referencia para neutrones.

La *figura 1* presenta las curvas TL de referencia tras 20 mGy (Cs-137), curva a); y tras 20 minutos de exposición a la fuente Am-Be (aprox. 20 mGy), curva b). Se presenta también para su comparación la curva TL correspondiente a la contribución gamma débil (0.5 mGy) en la curva b). Las diferencias ya conocidas entre las curvas TL inducidas por gammas y neutrones se pueden apreciar en la *figura 1*: una sensibilidad incrementada de la región HT para neutrones y un sustancial decrecimiento del pico 4 en la



curva de neutrones comparada con la de gammas. La intensidad relativa del pico 3 es además sistemáticamente mayor para irradiación con neutrones que con gammas.

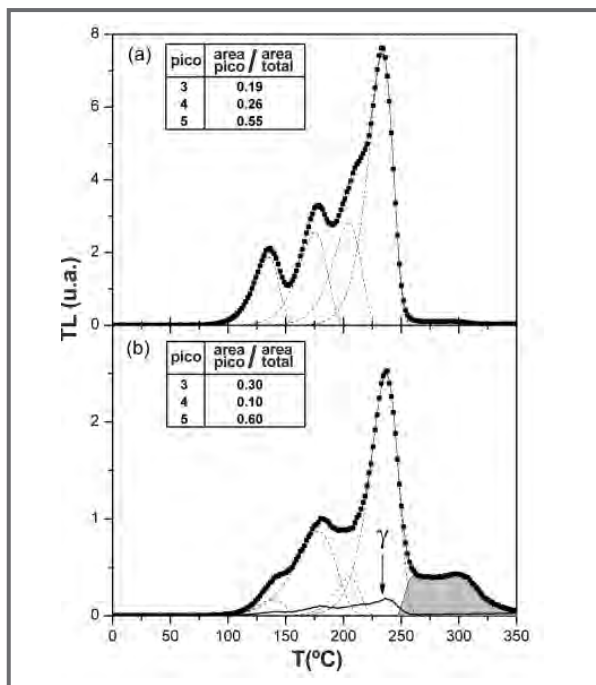


Figura 1. Curvas de TLD-600: a) 20 mGy de irradiación gamma, b) 35 mGy de irradiación por neutrones térmicos, mostrando en ambos casos los picos individuales. En la curva b) se muestra también la débil componente gamma producida por la fuente de neutrones. Las tablas incluidas indican el cociente entre el área de los picos individuales y el área total (área de los picos 3, 4 y 5).

El estimador de la dosis que se ha empleado en el experimento fue la suma de las áreas de los picos 3, 4 y 5,  $P_{345}$ , y para cada curva, cada pico,  $i$ , se caracteriza por la proporción de su área,  $R_i$ , en relación con dicha área  $P_{345}$ :  $R_i = P_i/P_{345}$ , donde  $i$  representa cada pico 3, 4 o 5. La estabilidad de los valores  $R_i$  para las curvas de referencia, gamma y neutrones, fue comprobada en repetidas irradiaciones y medidas TL, encontrándose satisfactoria y conveniente para el propósito de nuestro trabajo. Para las curvas gamma, diez medidas seguidas a 20 mGy producen valores  $R_i$  consistentes entre un 1-2%, mientras que para neutrones estos valores caen entre un 3-5%. La reproducibilidad para los picos 3 y 5 es mejor que para el pico 4, particularmente para neutrones. Figuras similares se obtuvieron para diferentes detectores, seleccionándose grupos de 25 detectores de acuerdo con la homogeneidad del lote (dentro del 5%).

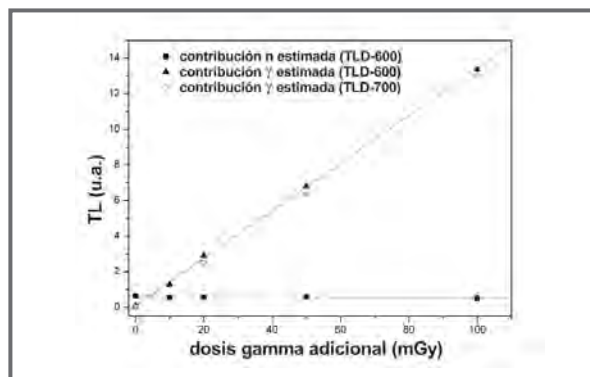


Figura 2. Variación de la contribución estimada para radiación gamma (triángulos negros) y neutrones (cuadrados) en las curvas de TLD-600, en función de la dosis gamma adicional. Para comparación, se muestra la contribución gamma medida con TLD-700 (triángulos blancos).

Una vez caracterizadas las curvas TL de referencia y estimados adecuadamente los valores de  $R_{ni}$  y  $R_{yi}$  correspondientes, se utilizó el programa de minimización para realizar el análisis de las curvas producidas por campos mixtos en términos de las dos curvas de referencia. Un primer ensayo del funcionamiento del programa se hizo irradiando grupos de cinco detectores a una dosis neutrónica constante (35 mGy) y dosis gamma diferentes entre 10 y 100 mGy. El ensayo fue diseñado para comprobar: i) la linealidad de la dosis gamma estimada en campo mixto, ii) la coherencia entre estas estimaciones gamma y los resultados obtenidos a partir de irradiaciones gamma puras con los mismos valores de dosis, y iii) la adecuada constancia de la contribución neutrónica estimada para los grupos con diferentes dosis gamma.

La figura 2 presenta los resultados del ensayo. Se puede apreciar la buena linealidad de la componente gamma estimada, el buen acuerdo entre estas estimaciones y los datos gamma puros para cada valor de dosis y la buena constancia de la estimación de la componente neutrónica para los cinco grupos de detectores. Ensayos similares a dosis diferentes de neutrones (hasta 200 mGy) produjeron resultados de acuerdo con los de la figura 2.

La figura 3 presenta los resultados de un ensayo diferente irradiando con una fuente de Am-Be, para distintos tiempos (desde 20 min. hasta 24 horas), con los detectores colocados siempre en el mismo punto respecto de la fuente. Como la tasa de dosis gamma producida por la fuente en este punto fue independientemente determinada por el LiF TLD-700

(1.5 mGy/h), la contribución gamma para los distintos tiempos de exposición resulta conocida y puede compararse con la estimada por el procedimiento de análisis. En contraste con los ensayos previos, ahora la contribución neutrónica no es constante sino que resulta directamente proporcional al tiempo de exposición, y esta proporción puede ser observada en la contribución neutrónica estimada. Se puede observar en la figura 3 que todas estas predicciones resultan acertadas. El acuerdo entre las dosis gamma medidas (TLD-700) y las estimadas para los distintos tiempos de exposición son siempre aceptables (en un 10-20%), y simultáneamente la contribución neutrónica estimada muestra una linealidad muy buena con el tiempo de exposición, con un coeficiente de regresión 0.9996 y un valor en el origen muy pequeño. Nótese igualmente la respuesta lineal del TLD-600 para dosis de neutrones desde 35 mGy hasta dosis altas, que en este ensayo alcanza valores del orden de 2.5 Gy.

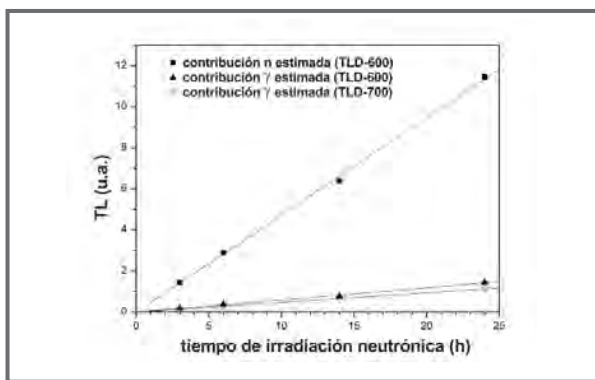


Figura 3. Dependencia de la contribución estimada para radiación gamma (triángulos negros) y neutrones (cuadrados) en TLD-600, en función del tiempo de irradiación con neutrones. La contribución gamma medida con TLD-700 corresponde a los triángulos blancos.

## CONCLUSIÓN

Los resultados satisfactorios obtenidos hasta ahora en los diferentes ensayos aplicados permiten sostener la idea del método aquí descrito para el análisis

de las curvas TL del TLD-600 para campos mixtos. Esto es, que estas curvas TL son aditivas respecto a las componentes neutrónica y gamma, y su estructura respectiva, tomada como referencia, puede ser empleada para el análisis de las curvas TL para campos mixtos, separando ambas contribuciones y permitiendo cuantificar separadamente las dosis absorbidas correspondientes. En este momento, están pendientes nuevos ensayos, y algunos otros están siendo planificados para el futuro próximo, incluyendo irradiaciones en otros laboratorios con distintos campos n/γ, buscándose la mejora de las estimaciones de la dosis de neutrones así como el refinamiento del procedimiento de análisis de las curvas TL del TLD-600 para campos mixtos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal del Laboratorio de Tecnología Nuclear de la ETS de Ingenieros Industriales por facilitar el uso de sus instalaciones y por la colaboración prestada en el desarrollo de las irradiaciones neutrónicas.

## REFERENCIAS

- 1.- Burgkhardt, B. And Schwartz, W. Evaluation for different TL Albedo Dosimeters using Automated Readout. Radiat. Prot. Dosis. 17, 131-134 (1986).
- 2.- Muñiz, J.L., Vicente, M.C., González, E.M., Romero, A.M., Embid and Delgado, A. A New Area Multidetector Dosimeter for mixed n-γ Fields. Radiat. Prot. Dosis. 110, 243-248 (2004).
- 3.- Bos, A.J.J., Piters, T.M., Gómez Ros J.M. and Delgado, A. An Intercomparison of Glow Curve Analysis Programs: I. Synthetic Glow Curves. Radiat. Prot. Dosis. 47, 473-477 (1993).
- 4.- Youssian, D. And Horowitz, Y.S. Estimation of Gamma Dose in Neutron Dosimetry Using Peak 4 to Peak 5 in LiF: Mg, Ti (TLD-100/600). Radiat. Prot. Dosis. 77, 151-158 (1998)

# DETERMINACIÓN DE LA CURVA DE EFICIENCIAS PARA UN DETECTOR DE GERMANIO MEDIANTE LA SIMULACIÓN CON EL MÉTODO DE MONTE CARLO.

J. RÓDENAS, S. GALLARDO, S. BALLESTER, J. ORTIZ, V. PRIMAULT

## INTRODUCCIÓN.

Una de las herramientas más utilizadas en las medidas de radiactividad ambiental es un espectrómetro gamma que normalmente incluye un detector de germanio de alta pureza (HP Ge). La eficiencia del detector debe calibrarse para cada geometría considerada. La simulación de la calibración con un programa informático validado es una herramienta auxiliar importante en los laboratorios de radiactividad ambiental, que resulta útil tanto para optimizar los procesos de calibración como para reducir la cantidad de residuos radiactivos producidos. Concretamente, se ha utilizado el programa MCNP 4C<sup>1</sup>, basado en el método de Monte Carlo, para simular el proceso de detección con objeto de obtener los fotopicos del espectro y poder determinar la curva de eficiencia para cada geometría modelada<sup>2,3,4</sup>

Dicho programa es adecuado para modelar la respuesta del detector puesto que contiene el registro F8 que es específico para la determinación de la altura de los impulsos registrados en el detector por partícula emitida en la fuente, es decir, la eficiencia absoluta para cada pico del espectro y para cada geometría modelada. En el modelo se incluye una tarjeta con la opción GEB (Gaussian Energy Broadening) que aproxima los picos a una función gaussiana, permitiendo obtener una mejor simulación del espectro.

Se ha considerado como geometría de medida un recipiente Marinelli lleno con agua que contiene una cantidad apropiada de la mezcla de emisores gamma de calibración.

Los resultados obtenidos con la simulación de Monte Carlo se han comparado con las medidas experimentales para validar el modelo que permitirá

obtener la curva de eficiencias para el detector estudiado y la geometría considerada.

## MEDIDAS EXPERIMENTALES.

Para las medidas experimentales se ha utilizado un detector HP Ge, modelo GEM-25185-P con una geometría coaxial<sup>5</sup>. El diámetro del cristal de germanio es 58,9 mm y su longitud 54,3 mm. No se dispone de información respecto a las dimensiones de la cavidad interior del cristal y también se desconoce el volumen activo de detección. La distancia entre la parte frontal del cristal de germanio y la envoltura de aluminio es de 3 mm.

Con respecto a las capas absorbentes, los únicos datos disponibles son 1,27 mm y 0,7 mm para la envoltura de aluminio y la capa de germanio inactivo respectivamente. Sin embargo, el espesor de la capa inactiva no es fácil de conocer debido a la existencia de una zona de transición entre dicha capa inactiva y el germanio activo en el cristal cuyo espesor es muy difícil de estimar con precisión<sup>6</sup>.

En un trabajo anterior<sup>7</sup>, los autores llevaron a cabo un análisis de sensibilidad para calcular los valores óptimos tanto del espesor efectivo de la capa de germanio inactivo como del volumen activo de detección del cristal. Los resultados de este análisis han sido adaptados al nuevo modelo obteniendo un espesor de germanio inactivo de 1,27 mm, mientras que el diámetro de la cavidad y su longitud son 14 y 48,03 mm respectivamente, siendo el volumen útil de detección del cristal igual a 121,93 cm<sup>3</sup>.

La fuente empleada para las medidas es una solución patrón, mezcla de emisores gamma que contiene Am<sup>241</sup>, Cd<sup>109</sup>, Co<sup>57</sup>, Ce<sup>139</sup>, Hg<sup>203</sup>, Sn<sup>113</sup>, Sr<sup>85</sup>, Cs<sup>137</sup>,

$Y^{88}$  y  $Co^{60}$  que cubren un amplio intervalo de energía (50-2000 keV). Se ha utilizado un programa comercial, Gammavision8, para la adquisición y análisis del espectro en cada medida.

Existen en la solución dos radionucleidos ( $Y^{88}$  y  $Co^{60}$ ) que emiten fotones en cascada produciéndose un pico suma cuyo efecto en la calibración en eficiencia se ha tenido en cuenta dividiendo las eficiencias experimentales por los factores de corrección listados en la Tabla 1, si bien dichos factores sólo son válidos para soluciones acuosas <sup>9</sup>.

Nucleido	Energía (keV)	Marinelli (11)
Y-88	898.02	0.937
Co-60	1173.24	0.930
Co-60	1332.2	0.932
Y-88	1835.48	0.930

Tabla 1 Factores de corrección para picos suma, en agua.

### MODELO DE MONTE CARLO.

Es necesario desarrollar un modelo preciso del detector con el fin de obtener los resultados lo más exactos posible en la simulación de la calibración. En cuanto a la fuente, se ha modelado un recipiente Marinelli de un litro de capacidad que contiene una solución acuosa con la mezcla de emisores gamma utilizados para la calibración. El recipiente se sitúa sobre el detector lo que proporciona una geometría de alta eficiencia.

La solución gamma presenta más de 100 fotopicos, pero sólo se han utilizado 12 en la medida experimental de la eficiencia. Por tanto, únicamente se han calculado las eficiencias de estos picos para realizar la comparación, aunque se ha incluido el espectro completo de energía en la tarjeta de definición de la fuente en MCNP.

Se ha considerado un modelo de física detallada, incluyendo el efecto fotoeléctrico con producción de fluorescencia y dispersión incoherente con factores de forma y producción de pares, en el intervalo de energía entre 0,001 y 2,0 MeV. La simulación de las trayectorias de los electrones requiere un elevado tiempo de cálculo, pero se ha incluido en el modelo

debido a su influencia en el espectro. Para disminuir el tiempo de cálculo, se ha empleado una tarjeta de corte de energía: 30 keV para el transporte de electrones y 1 keV para fotones. El número de historias se ha establecido en 100 millones con objeto de obtener un error relativo menor del 1% para cada centroide de los picos del espectro. Para la comparación de las eficiencias medidas y calculadas, se ha aplicado un método de propagación de errores, considerando una distribución normal con  $K=2$  lo que proporciona un nivel de confianza igual a 0,95.

El registro F8 junto con la opción GEB del programa MCNP permiten obtener un espectro comparable con el experimental. Los parámetros de la tarjeta GEB se han elegido para reproducir la calibración real en resolución (FWHM) del detector.

La determinación de la eficiencia para cada fotopico en los resultados de MCNP se ha llevado a cabo aplicando el mismo método utilizado por el programa GAMMAVISION en las medidas experimentales <sup>8</sup>.

### RESULTADOS.

En la Tabla 2 se listan, para los 12 picos de interés, las eficiencias experimentales y las calculadas con MCNP junto con las incertidumbres relativas (en %) asociadas y los cocientes entre la eficiencia obtenida mediante simulación con el programa MCNP y el valor determinado experimentalmente. En la *Figura 7* se representan asimismo las curvas de eficiencias experimental y calculada con MCNP.

De la observación de la gráfica se puede deducir que las eficiencias calculadas son ligeramente superiores a las experimentales. Esto se confirma viendo los valores de los cocientes, si bien la desviación máxima está alrededor del 10%. En consecuencia, el modelo desarrollado con el método de Monte Carlo es una buena aproximación de la calibración experimental.

### CONCLUSIONES.

El programa MCNP, basado en el método de Monte Carlo, es una potente herramienta, de gran utilidad para simular la calibración en eficiencia de un detector de germanio de alta pureza, como los utilizados corrientemente en los laboratorios de Radiactividad Ambiental.

Nucleido	Energía (keV)	Eficiencia experimental	Eficiencia MCNP	MCNP / Exp
Am <sup>241</sup>	59,54	6,6830E-03 (2,6)	7,0430E-03 (0,9)	1,054 ± 0,057
Cd <sup>109</sup>	88,03	2,0574E-02 (6,2)	2,1791E-02 (1,2)	1,059 ± 0,133
Co <sup>57</sup>	122,06	2,7937E-02 (1,5)	3,0591E-02 (0,3)	1,095 ± 0,033
Ce <sup>139</sup>	165,85	2,8747E-02 (1,4)	3,0936E-02 (0,4)	1,076 ± 0,031
Hg <sup>203</sup>	279,19	2,0959E-02 (1,5)	2,2672E-02 (0,4)	1,082 ± 0,033
Sn <sup>113</sup>	391,45	1,5804E-02 (3,2)	1,7081E-02 (0,6)	1,081 ± 0,070
Sr <sup>85</sup>	514,01	1,2487E-02 (2,5)	1,3687E-02 (0,6)	1,096 ± 0,056
Cs <sup>137</sup>	661,33	1,0236E-02 (1,9)	1,1140E-02 (0,7)	1,088 ± 0,044
Y <sup>88</sup>	898,02	8,1291E-03 (1,6)	8,7719E-03 (0,8)	1,079 ± 0,038
Co <sup>60</sup>	1173,24	6,5204E-03 (1,5)	7,1833E-03 (0,9)	1,102 ± 0,038
Co <sup>60</sup>	1332,2	5,9280E-03 (1,5)	6,3815E-03 (0,9)	1,077 ± 0,037
Y <sup>88</sup>	1835,48	4,5430E-03 (1,4)	5,0493E-03 (1,1)	1,111 ± 0,039

Tabla 2. Comparación de eficiencias para un recipiente Marinelli.

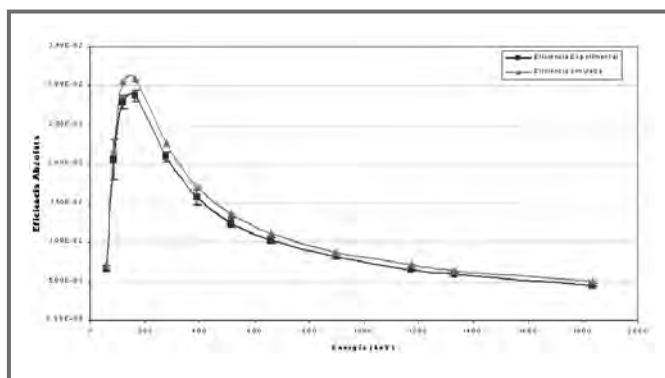


Fig. 1 Eficiencias calculadas y experimentales para el recipiente Marinelli.

Los resultados obtenidos con el modelo desarrollado para un detector GEM tipo p y una fuente patrón de emisores gamma con una geometría de un recipiente Marinelli muestran un acuerdo con las medidas experimentales suficiente para validar el modelo.

El efecto de los picos suma se ha corregido con unos factores apropiados obtenidos de la literatura, pero es necesario profundizar en el estudio del efecto de la emisión de fotones en cascada sobre las curvas de eficiencia.

**REFERENCIAS.**

1. Briesmeister J. F. (Editor): MCNP - A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 4C, LA-13709-M, LANL, Los Alamos, New Mexico, USA, April 2000.
2. Ródenas J., Rius V.: Application of Monte Carlo method to the simulation of Ge-detector calibration. TOPSAFE'98, Valencia (Spain), 15-17 April 1998.
3. Ródenas J., Martinavarro A., Rius V.: Validation of the MCNP code for the simulation of Ge-detector calibration. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 450 (2000) 88-97.
4. Frazier L., Bronson, Ling Wang: Validation of the MCNP Monte Carlo Code for Germanium Detector Gamma Efficiency Calibrations. Waste Management '96, Tucson (AZ) USA, February 28, 1996.
5. EG & G ORTEC, Solid-State Photon Detector Operators Manual, GEM Series, HPGe (High-Purity Germanium) Coaxial Detector System.
6. Clouvas A., Xanthos S., Antonopoulos-Domis M., Silva J.: Monte-Carlo based method for conversion of in-situ gamma ray spectra obtained with a portable Ge Detector to an incident photon flux energy distribution. Health Physics 74(2): 216-230; 1998.
7. Ródenas J., Pascual A., Zarza I., Serradell V., Ortiz J., Ballesteros L.: Analysis of the influence of germanium dead layer on detector calibration simulation for environmental radioactive samples using the Monte Carlo method. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 496 (2003) 390-399.
8. Gamma Vision, Gamma-ray Spectrum Analysis and MCA Emulation for MS Windows, Software User's Manual, version 32, V5.10.
9. Arnold D., Sima O.: Extension of the efficiency calibration of germanium detectors using the GESPECOR software. Applied Radiation and Isotopes 61 (2004) 117-121.

# ESTUDIO DE LA OPTIMIZACIÓN DE LOS SISTEMAS DE DETERMINACIÓN DE DOSIS NEUTRÓNICAS EN CENTRALES NUCLEARES ESPAÑOLAS

X. ORTEGA, F. FERNÁNDEZ, M. GINJAUME, M. TARÉS,  
MA A. DUCH, F.J. GONZÁLEZ-TARDIU

## INTRODUCCIÓN

La dosis personal originada por neutrones en el caso de trabajadores en centrales nucleares es generalmente muy baja en relación con la debida a la radiación gamma. Sin embargo, en lugares específicos de trabajo, particularmente en el interior del edificio de contención del reactor, pueden producirse dosis significativas debidas a la presencia de campos mixtos de radiación gamma y neutrones. En estos casos, la estimación de las dosis está sujeta a incertidumbres que pueden ser elevadas.

El objetivo principal del trabajo que se presenta es el de analizar el "estado del arte" de la dosimetría neutrónica personal utilizada en algunas centrales nucleares europeas, comparar los procedimientos empleados en las centrales españolas y efectuar medidas en tres centrales españolas con diversos sistemas de medida propios y diversos comerciales que permitan alumbrar algunas recomendaciones que pudieran mejorar el control de la dosimetría neutrónica en nuestro país.

El estudio se enmarca en un proyecto de investigación, coordinado entre la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC) y la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), financiado por el Consejo de Seguridad Nuclear y la colaboración de UNESA.

## DOSIMETRÍA NEUTRÓNICA EN EUROPA

A través de una encuesta entre diversos países europeos: Reino Unido, Alemania, Francia, Suecia, Bélgica y Finlandia se ha puesto de manifiesto que en la mayoría de estos países se utilizan sistemas de dosimetría pasivos para la estimación de la dosis neutrónica del personal profesionalmente expuesto de centrales nucleares. Los sistemas más habituales

utilizan dosímetros termoluminiscentes de tipo albedo con factores de calibración específicos para los espectros típicos de un reactor nuclear o bien películas fotográficas con distintos tipos de filtros<sup>(1)</sup>. Francia y Bélgica también emplean de manera sistemática para las operaciones con mayor riesgo potencial de radiación neutrónica dosímetros de burbujas<sup>(2)</sup>.

Recientemente se han desarrollado diversos dosímetros personales de lectura directa para radiación neutrónica que se encuentran en fase comercial o pre-comercial y que se están evaluando en campos de radiación mixtos realistas en el marco del proyecto EVIDOS del V Programa Marco de la Unión Europea<sup>(3)</sup>. Los resultados finales de dicho proyecto se esperan para finales del año 2005 y se confía que los mismos puedan significar un avance importante en una mejor estimación de la dosis neutrónica operacional.

En relación a los monitores de área para radiación neutrónica, se observa una amplia diversidad de marcas y modelos entre los equipos utilizados por los distintos países, prefiriendo los fabricados en el propio país. Así en Francia emplean mayoritariamente los equipos de la marca Nardeux, modelos Dineutron y Cramal y en el Reino Unido los equipos de Nuclear Enterprises NM1 y NM2. Quizá el monitor más universal es el Studsvik-Alnor 2202 que es el equipo de referencia en Finlandia, Suecia y también es utilizado en Alemania, Bélgica y Reino Unido.

## DOSIMETRÍA NEUTRÓNICA EN ESPAÑA

De acuerdo con las directrices del Consejo de Seguridad Nuclear, las centrales nucleares españolas estiman, en general, la contribución de la radiación neutrónica a la dosis individual del personal profesionalmente expuesto a través de la estimación de la dosis neutrónica determinada con un monitor de área.

La Central Nuclear de Almaraz procede de modo distinto y asigna habitualmente como dosis operacional individual debido a la radiación neutrónica, la dosis determinada mediante TLD de tipo albedo. El valor de dosis asignado se compara con la estimación mediante dosimetría de área, estudiando aquellas discrepancias de más del 100% para dosis superiores a 1 mSv. Las Centrales Nucleares Ascó I y Ascó II llevaron a cabo dosimetría personal neutrónica mediante dosimetría termoluminiscente entre los años 1994 y 2003 y en la CN Vandellòs II en los años 2001 a 2003.

Los equipos utilizados en la vigilancia ambiental para radiación neutrónica son principalmente de la marca Nardeux, modelo Dineutron y de la marca Studsvik-Alnor modelo 2202D. La mayoría de centrales disponen de distintas unidades de ambos equipos.

#### MEDIDAS DOSIMÉTRICAS EN LAS CENTRALES NUCLEARES DE ASCÓ

En aras a valorar los distintos sistemas dosimétricos disponibles se han efectuado dos campañas de medidas en las CN de Ascó I y Ascó II durante el último trimestre de 2004 y el primer trimestre de 2005, respectivamente. Se han seleccionado 4 puntos de medida en la contención de cada central por su interés dosimétrico:

- en la cota 50, (punto 1) puerta de entrada de equipos, (punto 2) borde de la cavidad de recarga y (punto 3) tapa de la vasija
- en la cota 42.5, (punto 4) adyacente a la bomba de refrigerante del reactor A.

Los instrumentos seleccionados para la primera campaña de medidas han sido:

- Sistema de espectrometría con esferas Bonner propiedad de la UAB.
- Conjunto de dosímetros personales termoluminiscentes compuestos por un detector de  $^6\text{LiF}$  (TLD600) para dosis neutrónica y tres detectores tipo  $^7\text{LiF}$  (TLD700) para dosis gamma, portadosímetro tipo 8814 de Harshaw, pertenecientes a la CN de Ascó.
- Equipo Nardeux Dineutron propiedad de la CN de Ascó.
- Equipo BERTHOLD LB 6411 perteneciente a la UAB.

- Equipo BTC Tin Meter, con equipo Studsvik Alnor 2202D propiedad de BNFL (Reino Unido) <sup>(4)</sup>.
- Dosímetros personales, con un detector de diodo, de lectura directa pre-comerciales modelo DMC 2000 GN propiedad de MGP Instruments <sup>(5)</sup>.

En la segunda campaña se han incorporado también los dosímetros termoluminiscentes de tipo albedo pertenecientes a la CN de Almaraz compuestos por dos detectores de  $^6\text{LiF}$  (TLD600) para dosis neutrónica y dos detectores tipo  $^7\text{LiF}$  (TLD700) para dosis gamma, en un portadosímetro con plástico borado y diseño específico para cuantificar la radiación incidente y la reflejada.

Los dosímetros personales se han ubicado en la superficie de un maniquí de polimetilmetacrilato de 30 cm x 30 cm y 15 cm de espesor. Para estimar la distribución angular del campo de radiación se situó un dosímetro TLD en cada una de las caras del maniquí.

En estas primeras experiencias se ha pretendido comparar el comportamiento de los dos tipos de dosímetros pasivos de termoluminiscencia con el de un dosímetro activo electrónico personal y tres monitores de área de neutrones. Dada la variada respuesta de los sistemas de detección a los diversos espectros energéticos del campo de neutrones, se ha tomado como referencia para comparar los diversos sistemas de medida, la dosis equivalente ambiental obtenida mediante la determinación espectral de la fluencia de neutrones con el sistema de espectrometría dotado con 11 esferas Bonner <sup>(6)</sup>. El espectro se calcula mediante el programa de deconvolución MITOM UAB y posteriormente se determina la dosis equivalente ambiental de referencia aplicando los factores de conversión relacionados en ICRP 74 <sup>(7)</sup>. Para una correcta estimación de  $H_p(10)$  es necesario conocer además la distribución angular del haz de radiación incidente, aspecto que está pendiente de valoración a partir de las lecturas de los dosímetros TL.

Se presenta el resumen de los primeros resultados del trabajo (*figuras 1 a 4*). Para cada punto de medida se indica la tasa de dosis equivalente ambiental neutrónica determinada mediante las esferas Bonner, el Dineutron, el Studsvik 2202 D y el Berthold LB6411, así como la tasa de dosis equivalente personal determinada mediante los dosímetros TL y el MGP. En el caso del Dineutron se muestra la lectura aplicando el factor de calibración correspondiente al Cf mode-

rado y sin corregir. Una línea continua señala el valor de referencia y las líneas discontinuas una variación de  $\pm 30\%$  respecto a dicho valor.

Para los dosímetros personales se presenta el valor de la tasa de dosis equivalente personal neutrónica  $H_p(10)$ . En este caso el valor de referencia sólo debe considerarse como una guía puesto que en función de la distribución angular del haz  $H_p(10)/H^*(10)$  puede variar entre 1.0 y 0.3<sup>(8)</sup>. Los gráficos presentan la lectura del dosímetro de lectura directa MGP aplicando el factor de calibración correspondiente a un haz de Cf moderado y al haz realista CANEL<sup>(9)</sup>. En el caso de los dosímetros TLD de Ascó se presenta también los resultados correspondientes a dos calibraciones distintas (tomando como referencia la lectura del Dineutron calibrado para la energía del Cf moderado y a partir de un factor de campo específico,  $K_{nd}$ ). En cada figura se detalla el valor de la tasa de dosis equivalente personal para radiación fotónica, determinada mediante los dosímetros termoluminiscentes. Como es bien sabido uno de los problemas de la dosimetría neutrónica en campos mixtos es la correcta discriminación respecto a la contribución fotónica. En la *figura 5* se muestra la distribución espectral de cada uno de los 4 puntos de medida para la primera campaña.

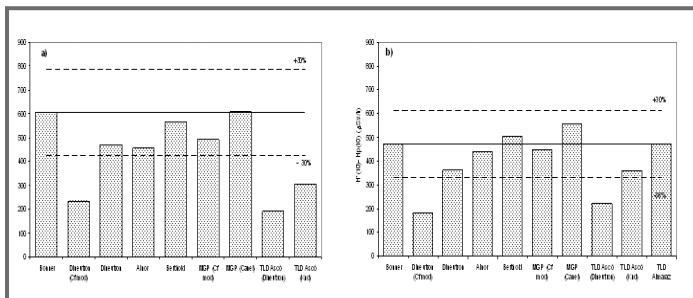


Figura 1: Tasa de dosis equivalente neutrónica determinada mediante los distintos sistemas dosimétricos en el punto 1.

a) Primera campaña de medidas:  $H_p(10) = 87$  Sv/h;  
b) Segunda campaña de medidas:  $H_p(10) = 77$  Sv/h

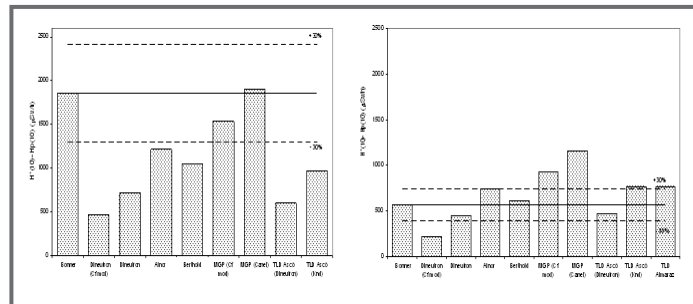


Figura 2: Tasa de dosis equivalente neutrónica determinada mediante los distintos sistemas dosimétricos en el punto 2.

a) Primera campaña de medidas:  $H_p(10) = 213$  Sv/h;  
b) Segunda campaña de medidas:  $H_p(10) = 135$  Sv/h

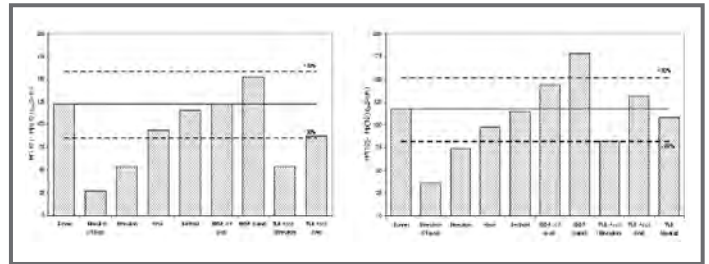


Figura 3: Tasa de dosis equivalente neutrónica determinada mediante los distintos sistemas dosimétricos en el punto 3.

a) Primera campaña de medidas:  $H_p(10) = 29$  Sv/h;  
b) Segunda campaña de medidas:  $H_p(10) = 34$  Sv/h

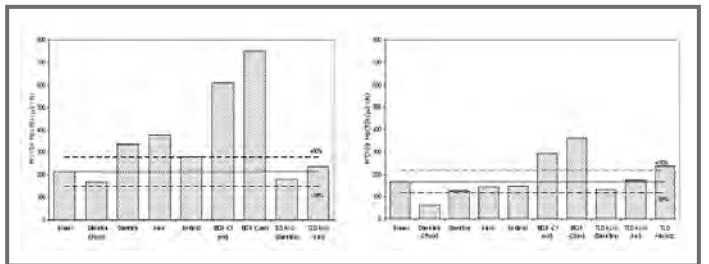


Figura 4: Tasa de dosis equivalente neutrónica determinada mediante los distintos sistemas dosimétricos en el punto 4.

a) Primera campaña de medidas:  $H_p(10) = 366$  Sv/h;  
b) Segunda campaña de medidas:  $H_p(10) = 291$  Sv/h

Cabe señalar que las centrales Ascó I y Ascó II tienen un diseño gemelo, pero que la elección de los puntos de medida en una y otra central no son idénticos, por lo que en algunos casos la variación de la tasa de dosis equivalente es sustancial. En particular, en el caso del punto 2, en la segunda campaña, para reducir la dosis ocupacional del personal que ha participado en la experiencia se ha alejado el punto de medida.

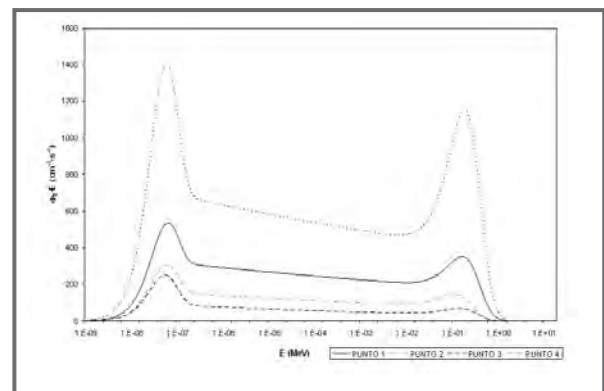


Figura 5: Distribución espectral determinada mediante el sistema de espectrometría Bonner en los 4 puntos de medida (Ascó I, primera campaña)



## DISCUSIÓN DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que las distribuciones espectrales determinadas en los distintos puntos de medida son análogas con una contribución importante de neutrones térmicos y lentos ( $E < 10$  keV) (30%-45%) y una fracción menor (10%-20%) de neutrones rápidos de 25 keV a 1 MeV, característicos de los campos neutrónicos en un edificio de contención de una central nuclear.

Así mismo se puede observar que, en general, los tres monitores de área evaluados en el estudio responden de manera satisfactoria y que sus respuestas suelen situarse dentro de  $\pm 30\%$  respecto a los valores de referencia. En muchos estudios<sup>(8)</sup> se considera aceptable para este tipo de detectores variaciones de hasta un factor 2, por lo que los resultados obtenidos cumplirían ampliamente con dicho requisito. En el caso del equipo Dineutron se comprueba que el factor de calibración correspondiente a una energía del californio moderado subestima significativamente la dosis equivalente ambiental en los puntos de medida por lo que no se recomienda su uso en el edificio de contención de una central de tipo PWR.

Los procesos de calibración para sistemas de medida de radiación neutrónica no están bien definidos y en general se recomienda disponer de factores de calibración para haces de referencia<sup>(10)</sup> así como factores de corrección para haces realistas<sup>(10,11)</sup>. En el caso de los dosímetros personales para radiación neutrónica la definición de los haces de referencia y de los procedimientos de calibración todavía resultan más difíciles de establecer porque en este caso la magnitud de referencia  $H_p(10)$  tiene una dependencia angular y todavía no existen patrones aceptados internacionalmente para este tipo de medidas. En el marco del proyecto EVIDOS, anteriormente citado, se ha diseñado un espectrómetro angular, actualmente en fase de validación, para mejorar la caracterización in situ de los haces de radiación. Sin embargo, a pesar de la indefinición de los valores de referencia para la determinación de  $H_p(10)$  los resultados indicados en las figuras 1 al 4 muestran una respuesta perfectamente consistente para los dosímetros TLD de ambas centrales nucleares y unas medidas muy prometedoras en el caso del dosímetro personal de lectura directa. Para dicho equipo las lecturas se sitúan entre  $\pm 30\%$  respecto a los valores de las esferas Bonner, excepto en el punto 4, en el que probablemente la interferencia de la contribución gamma es demasiado

importante para el equipo MGP que utiliza un detector de diodo como elemento sensible a la radiación.

En resumen, los resultados preliminares de este estudio confirman una fiabilidad adecuada de los monitores de área para radiación neutrónica del tipo detector de gas con moderador. Así mismo resaltan la repetibilidad y la buena estimación de la dosis equivalente personal mediante dosímetros pasivos termoluminiscentes. En este sentido se señala el interés de poner a punto un procedimiento de calibración in situ de estos dosímetros para poder garantizar una interpretación óptima de la señal registrada en los mismos.

## REFERENCIAS

1. Piesch, E., Burgkhardt, B. Albedo dosimetry system for routine personnel monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.* 23, 117-120, 1988.
2. Vanhavere, F. and d'Errico, F. Standardisation of superheated drop and bubble detectors, *Radiat. Prot. Dosim.* 101, 283-285, 2002.
3. Bolognese-Milsztajn, T., Bartlett, D., Boschung, M., et al. Individual neutron monitoring in workplaces with mixed neutron/photon radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 110, 753-758, 2004.
4. Harvey, R., Hart, C.D. A neutron survey instrument which gives information on the low energy neutron spectrum and can be used for albedo dose-meter calibration. *Radiat. Prot. Dosim.* 73, 1-4, 277-288, 1988.
5. MGP 2000 GN. Personal electronic dosimeter technical characteristics. Disponible en [www.mgpi.com](http://www.mgpi.com), 2004.
6. Fernández F., Bakali M., et al. Neutron measurements in the Vandellòs II nuclear power plant with a Bonner Sphere system. *Radiat. Prot. Dosim.* 110, 1-4, 517-521, 2004.
7. ICRP Publication 74. Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation, 1996.
8. Luszik-Bhadra, M., Bolognese-Milsztajn, T., Bartlett, D., et al. Summary of personal neutron dosimeter results obtained within the Evidos project.

European workshop on individual monitoring of ionizing radiation. Abril 2005, Viena (Austria).

9. Gressier, V., Lacoste, V., Lebreton, L., et al. Characterisation of the IRSN Canel/T400 facility producing realistic neutron fields for calibration and test purposes. Radiat. Prot. Dosim. 110, 523-527, 2004.

10. ISO 8529-3 Reference Neutron Radiations – Part 3: calibration of area and personal dosimeters, 1998.

11. ICRU Report 66 Determination of operational dose equivalent quantities for neutrons, 2001.

# P-C1

- Dosimetría. Metrología e Instrumentación
- Radiaciones no ionizantes

*Presidente:* **Pedro Carboneras Martínez,**  
Director de Seguridad y Licenciamiento de ENRESA

*Relator:* **Mercé Ginjaume Egido,**  
Institut de Tecniques Energetiques de la UPC

Jueves 22 de septiembre de 2005  
15:30 h  
Aula Magna



## FRECUENCIA DE LOS CONTROLES DE CALIDAD SOBRE LOS DETECTORES DE RADIACIÓN IONIZANTE.

R. IDOETA, M. HERRANZ, A. MIRA Y F. LEGARDA

Una adecuada utilización de cualquier equipo de detección y medida pasa por la correcta realización de su calibración y también de su mantenimiento. Los equipos de detección y medida de las radiaciones no escapan a esta situación. Una consideración fundamental es la frecuencia con la cual estas calibraciones deben realizarse.

En el caso de los equipos de espectrometría gamma y también de los contadores alfa-beta, la realización de las calibraciones pasa por la preparación de patrones secundarios de composición y geometría iguales a la de la muestra a medir, preparados a partir de patrones primarios variables y con vidas medias no siempre largas, lo que conlleva el que con cierta periodicidad estos patrones secundarios deban volverse a preparar.

En ocasiones, el decaimiento de los propios patrones es un factor importante de incremento del error en las sucesivas calibraciones realizadas a partir de ellos

Todo esto determina que el proceso de calibración de los equipos sea costoso tanto desde el punto de vista económico como de ocupación temporal de equipos y personas. Y de ahí la importancia de optimizar el número de calibraciones a realizar sobre los equipos conservando la calidad de su funcionamiento.

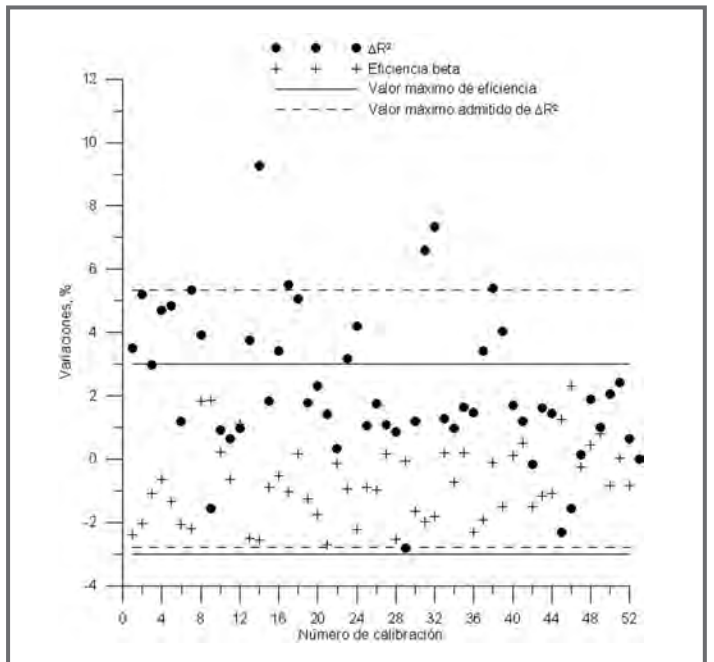
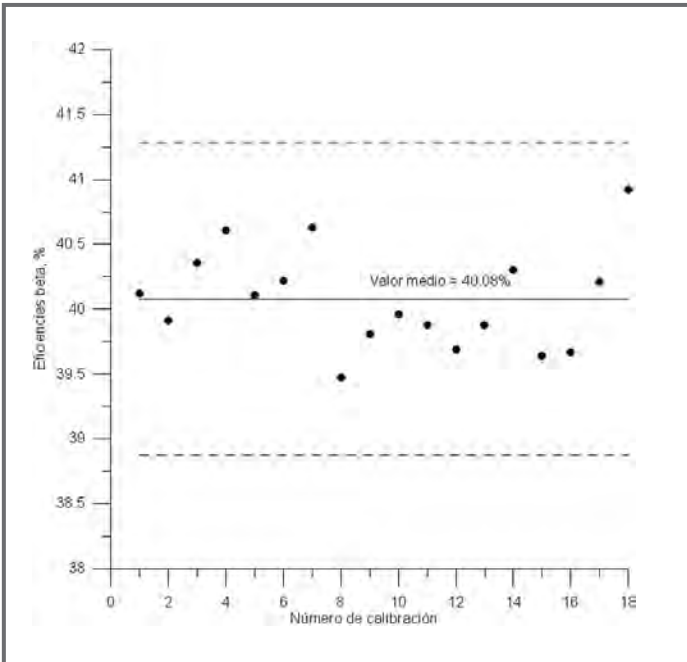
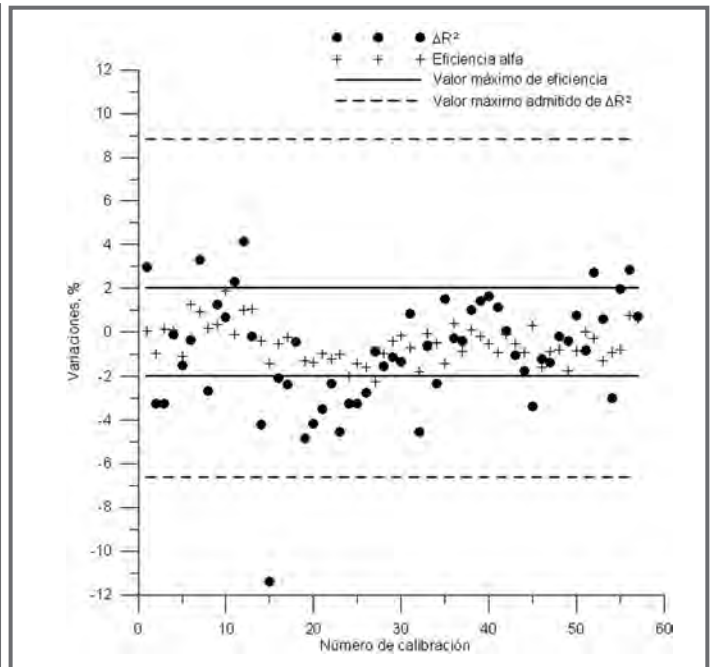
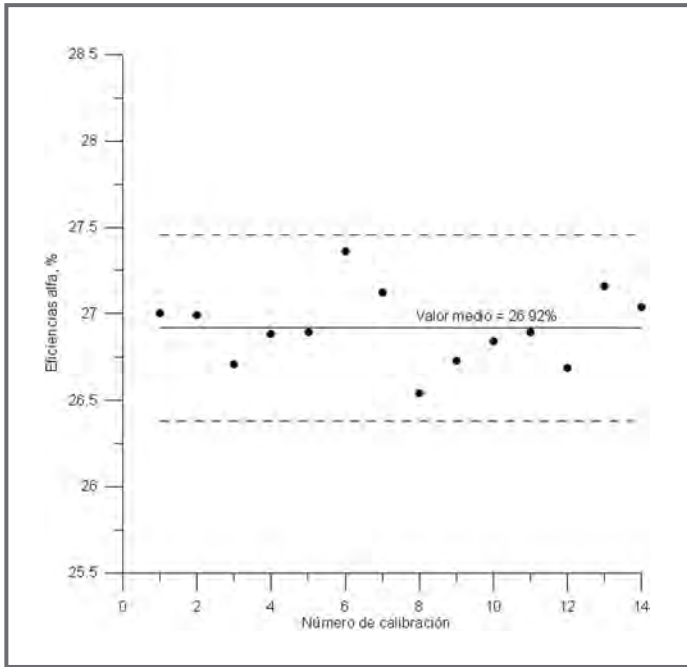
La normativa nacional e internacional existente sobre estos temas señala el modo de realización de las calibraciones pero no la frecuencia con la cual éstas deben realizarse; tampoco los fabricantes de los equipos, definen ni recomiendan éstas.

Ahora bien ciertos controles o mantenimientos preventivos que se pueden realizar sobre ellos

equivalen realmente a controles del estado y estabilidad de la calibración. Por lo tanto en este trabajo se propone un método que permite relacionar la calidad y estabilidad de los controles periódicos realizados sobre los equipos con la frecuencia mínima necesaria para su calibración. Y se presenta los resultados de su aplicación a un contador proporcional de flujo de gas.

Para un equipo determinado, la realización de controles diarios (o cuasi-diarios), con la misma fuente patrón secundaria, consistentes en la medida durante un tiempo fijo que permita la recolección de al menos 3000 cuentas netas, permite realizar, una vez corregidas las cuentas obtenidas por el posible decaimiento radiactivo, el ajuste a una función que típicamente será una gaussiana con una determinada  $\sigma$ . A medida que se añaden a la gaussiana más y más resultados procedentes de los controles, la dispersión estadística se va minimizando o al menos se estabiliza, la tendencia se invierte cuando el equipo sufre algún tipo de alteración en su eficiencia, y ése sería el momento de realizar una nueva calibración.

Este método se ha aplicado a un contador proporcional de flujo de gas, equipo del cual se disponía de registros de los controles realizados en los últimos 10 años, aproximadamente, y también registro de las calibraciones realizadas con frecuencia mensual. Se ha comparado el error inherente a una calibración con el error de suponer válida la primera realizada siempre que se cumplan las condiciones del párrafo anterior.



# MEDIDA DEL PODER DE EMANACIÓN DE $^{222}\text{Rn}$ EN MUESTRAS SÓLIDAS MEDIANTE UN MONITOR ALPHAGUARD

I. LÓPEZ COTO, J. P. BOLIVAR, J. L. MÁS, R. GARCÍA-TENORIO.

## INTRODUCCIÓN

La importancia radiológica del Radón, basada en su alta contribución a la tasa de dosis colectiva, conlleva la necesidad de realizar monitorizaciones de su concentración en aire. Tales trabajos de control, así como los distintos modelos predictivos de su transporte o acumulación, pueden verse apoyados en la caracterización de los distintos sustratos que puedan actuar como fuentes de radón (suelos, materiales de construcción, masas de agua o residuos, etc.) Desde este punto de vista, la determinación del poder de emanación resulta de aplicación más directa que la de las tasas de exhalación.

El proceso de transporte de radón al volumen de interés se puede dividir en dos etapas: transporte en el sólido y dispersión en el volumen de aire. La dispersión en el aire y, por lo tanto, el perfil de concentración, dependerá de cuanto radón esté disponible a causa del transporte en el medio poroso.

El radón transportado en el sólido es función del número de átomos de radón generados en el material y, por supuesto, de la fracción de ellos que pueden abandonar los granos y difundir por los poros (poder de emanación) que es el parámetro fundamental para poder caracterizar una fuente de radón; junto con la concentración de radio presente en el material.

En este trabajo se desarrolla un método experimental sencillo y no destructivo para la determinación de este parámetro basado en técnicas de acumulación, que presenta la ventaja de requerir tiempos de acumulación hasta diez veces menores que los métodos convencionales.

## FUNDAMENTO TEÓRICO

Las técnicas de acumulación para la determinación del poder de emanación se basan en el crecimiento de la concentración de radón con el tiempo en una cámara sellada donde previamente se ha colocado la muestra.

A este respecto existen dos posibilidades; realizar una medida de la actividad de saturación de la cámara, o registrar el crecimiento en continuo desde el comienzo del experimento. Estos procesos están gobernados por las ecuaciones que se resumen a continuación

$$C_{Rn}(t) = C_{Rn}^{sat} + (C_{Rn}^0 - C_{Rn}^{sat}) \cdot e^{-\lambda_{eff}t} \quad (1)$$

$$C_{Rn}^{sat} = \epsilon \frac{\lambda_{Rn}}{\lambda_{eff} - \lambda_{Ra}} \frac{1-p}{(1-s)p + \frac{V_c}{V_m}} C_{Ra}^0 \quad (2)$$

$$\lambda_{eff} = \lambda_v + \left( 1 + \frac{L \cdot s}{1-s + \frac{1}{p} \frac{V_c}{V_m}} \right) \lambda_{Rn} \quad (3)$$

El crecimiento exponencial viene modulado por una constante de tiempo efectiva,  $\lambda_{eff}$ , que depende de: la constante de desintegración del radón,  $\lambda_{Rn}$ ; la constante de tiempo que representa las fugas de la cámara,  $\lambda_v$ ; la saturación de humedad de la muestra,  $s$ ; la porosidad,  $p$ ; el coeficiente de reparto en fase acuosa,  $L=0.25$  ( $T=25^\circ\text{C}$ ); y el cociente entre el volumen disponible de la cámara y el volumen de la muestra,  $V_c/V_m$ .

De la medida de la concentración de saturación,  $C_{Rn}^{sat}$ , es posible deducir el poder de emanación,  $\epsilon$ , sin más que conocer la concentración de radio presente en el material,  $C_{Ra}^0$ ; la constante de tiempo del mismo,  $\lambda_{Ra}$ ; y la constante de tiempo efectiva de la cámara.

El problema de estas técnicas de acumulación recae en el largo tiempo empleado en la determinación de la actividad de saturación, debido a la carga de la cámara. Este periodo suele ser entorno a una o dos semanas, dependiendo del volumen de la cámara y de las fugas de la misma.

La ventaja fundamental del método que se presenta es la posibilidad de realizar un seguimiento continuo de la concentración de radón en la cámara, por lo que no sería necesario alcanzar la actividad de saturación para determinar el poder de emanación.

En las primeras horas de la medida, la concentración de radón en la cámara se comporta de forma lineal<sup>1</sup> con el tiempo y, de la pendiente de esta recta, es posible determinar el factor de emanación de radón de la muestra. Para que esta aproximación pueda llevarse a cabo, es necesario que se cumplan dos condiciones:

$$\lambda_{Ra} \cdot t \rightarrow 0 \tag{4}$$

$$\lambda_{eff} \cdot t \rightarrow 0 \tag{5}$$

De la primera condición, (4), se puede deducir que la concentración de radio presente en la muestra permanecerá constante en el tiempo. Esto ya se ha tenido en cuenta en la deducción de la ecuación (1). De la segunda condición, (5), se extrae la limitación temporal del experimento para poder aproximarlos por una ley lineal.

$$e^{-\lambda_{eff}t} \xrightarrow{\lambda_{eff} \cdot t \rightarrow 0} 1 - \lambda_{eff} \cdot t \tag{6}$$

$$C_{Rn}(t) = C_{Rn}^0 + (C_{Rn}^{sat} - C_{Rn}^0) \cdot \lambda_{eff} \cdot t \tag{7}$$

En principio, se puede afirmar que el tiempo durante el cual la aproximación lineal es válida corresponde con las primeras 20-25 horas del experimento, lo que representa el 7 % del tiempo que se emplearía en realizar una medida de la concentración de saturación.

A diferencia de otras técnicas de acumulación, es necesario conocer la constante de tiempo de las fugas,  $\lambda_v$ . Ésta puede ser fácilmente estimada dejando decaer una concentración inicial de radón en la cámara y ajustando los resultados a una función exponencial.

Un problema común en la técnica de la cámara de acumulación es el efecto sobre la concentración de los procesos de retrodifusión del Rn emanado a la fuente sólida que se caracteriza. Esto produciría un descenso en la velocidad de producción de radón efectiva de la cámara o, lo que es lo mismo, un descenso en el valor de la pendiente de la recta en la aproximación lineal.

Es importante tener en cuenta que este método supone que el radón emanado a los poros del material se distribuye uniformemente por el aire de la cámara, lo que sólo ocurre si no existe difusión en el medio. Para que esto se cumpla es necesario que la altura de la muestra se inferior a la longitud de difusión del radón en este medio poroso.

La determinación del poder de emanación por uno u otro método requiere el conocimiento de tres parámetros de la muestra: la saturación de humedad, la porosidad y la densidad real de grano.

**OBJETIVOS**

El objetivo fundamental de este trabajo es verificar el correcto funcionamiento del método propuesto y la validez de las aproximaciones empleadas en su desarrollo.

También se busca encontrar el rango de aplicación del método junto con los matices a emplear en cada medida.

Como aplicación, se pretende determinar el poder de emanación de tres muestras con contenido en radio muy diferente: fosforita ( $1600 \pm 82 \text{ Bqkg}^{-1}$ ), fosfoyeso ( $325 \pm 31 \text{ Bqkg}^{-1}$ ) y un suelo natural no perturbado ( $12 \pm 2 \text{ Bqkg}^{-1}$ ).

## MATERIAL EMPLEADO

La construcción de la cámara de acumulación<sup>2</sup> está basada en un monitor de radón comercial, AlphaGUARD PQ 2000 PRO de Genitron Instrument. Este dispositivo realiza medidas en continuo de la concentración de radón en aire dentro de un rango de  $2 - 2 \cdot 10^6 \text{ Bqm}^{-3}$ .

La cámara de acumulación se construye con el propio volumen activo de la cámara de ionización del detector cerrándola con una pieza de duraluminio, de construcción artesanal, que se enrosca en el monitor y se sella mediante una junta de presión (tórica).

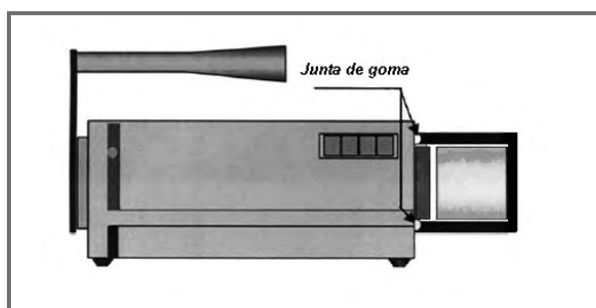


Figura 1

Esta pieza, además de sellar la cámara, provee de alojamiento para el portamuestras, también de construcción artesanal. Éste se construye con un bote de plástico, de  $144 \text{ cm}^3$  de capacidad, recubierto con resina de epoxy para evitar la difusión lateral. En la parte superior es necesario colocar un filtro que evite el paso de material a la cámara de ionización y permita la entrada del gas en la misma.

Para la determinación de los parámetros de la muestra es necesario el empleo de una balanza de precisión, un horno y un picnómetro.

La determinación de la concentración de radio presente en la muestra se ha llevado a cabo mediante espectrometría gamma. Se ha empleado un detector de germanio de bajo fondo de tipo p.

## MÉTODO EXPERIMENTAL

La determinación del poder de emanación se lleva a cabo sin preparación previa de la muestra; no es necesario secarla ni triturarla. Esto es muy ventajoso, ya que permite la medida en condiciones reales de

la muestra, lo que hace mucho más representativo el resultado.

Una vez se ha introducido el medio poroso en el portamuestras, se tapa con el filtro preparado a tal efecto. Se introduce en la pieza de duraluminio y se sella la cámara con ella.

El monitor de radón, configurado en modo difusión con intervalos de 10 minutos, registra la concentración de radón a lo largo del tiempo y almacena los datos en su memoria interna.

Una vez concluida la medida, si se pretende determinar las fugas de la cámara, se retira la muestra y se vuelve a sellar, repitiendo el proceso de adquisición.

## DATOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

Para poder verificar si la aproximación lineal tiene validez es necesario realizar medidas llegando hasta la saturación y determinar el poder de emanación.

Estas medidas se han repetido varias veces con las diferentes muestras obteniéndose, en cada caso, una nube de puntos que se ajusta a una exponencial. Los datos de concentración se promediaron a una hora para reducir la dispersión de valores debido al recuento. En la figura 2 se presenta la curva de carga de una de las muestras medidas.

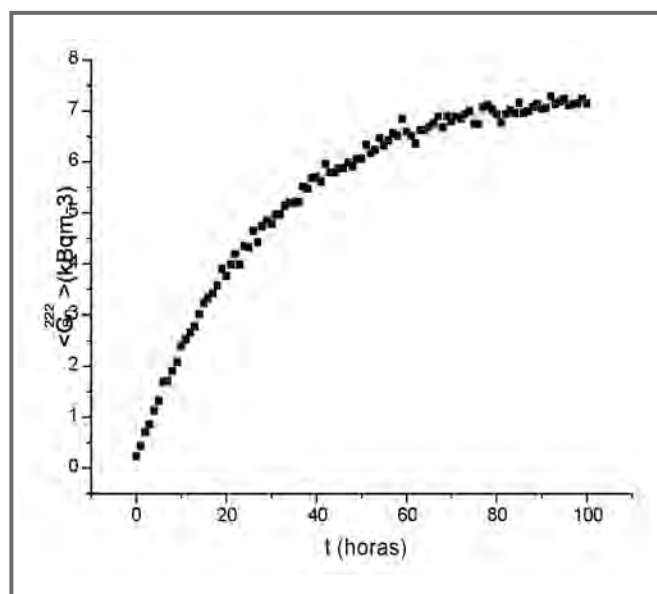


Figura 2



Estos ajustes presentan un coeficiente de correlación bastante bueno (0.995 – 0.999) excepto para el suelo no contaminado, obteniéndose para este caso un  $r^2=0.937$ . En la tabla 1 se presentan los resultados de estas medidas.

Clave	Tipo	$C_{Ra}$ (Bqkg <sup>-1</sup> )	s (%)	$\epsilon$ (%)
M3	Fosforita	1600±82	1±1	10±2
YZ2-P1-30	Fosfoyeso	325±31	26±2	37±5
HU-22	Suelo	12±2	3±1	24±3

Tabla 1

Para cada una de las muestras se ha realizado además un ajuste lineal de las primeras 20 horas y de las primeras 5 horas para poner de manifiesto si es o no relevante la retrodifusión en el material.

Se obtienen en estos casos líneas rectas con coeficientes de correlación del orden 0.990 – 0.997.

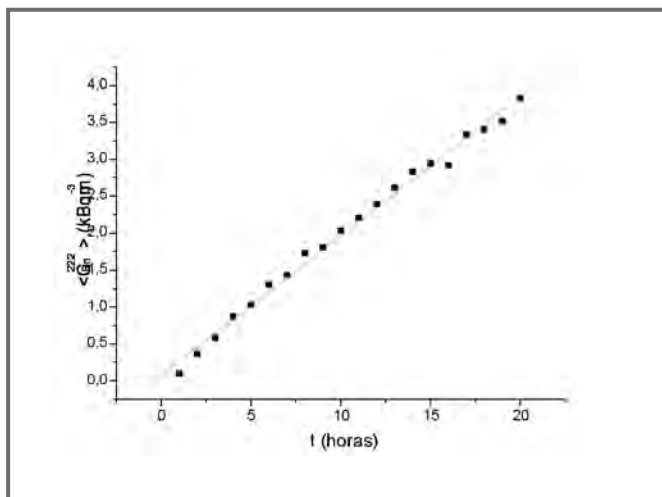


Figura 3

En la tabla siguiente se presentan los resultados obtenidos para ambos ajustes.

Clave	$\epsilon$ (%) (20 horas)	$\epsilon$ (%) (5 horas)
M3	8 ± 2	9 ± 2
YZ2-P1-30	29 ± 4	33 ± 5
HU-22	25 ± 5	58 ± 10

Tabla 2

Puede observarse que en el caso de materiales de alto contenido en radio, los poderes de emanación determinados por ambos métodos coinciden dentro de los márgenes de incertidumbre, reproduciendo, por otra parte, valores típicos de la literatura científica<sup>1</sup>. Por el contrario, el ajuste a 5 horas parece sobreestimar el valor del poder de emanación para la muestra HU-22 (bajo contenido en radio) con respecto a la estimación obtenida por el ajuste a 20 horas. Este hecho está marcando claramente las limitaciones del método: cuando el tiempo de acumulación es corto en una muestra con bajo contenido en radio, la escasa aportación de Radón implica una baja tasa de recuento. Ésta afecta a la significación estadística del ajuste empleado, estableciendo una sobreestimación de la pendiente que se ve afectada por una alta incertidumbre relativa

Por otra parte, cuando la concentración de radón en la cámara es alta, la retrodifusión cobra un papel importante produciendo una disminución en la pendiente de la curva de carga. Esto ocurre, como se aprecia en la tabla 2, para muestras con un contenido en radio alto en comparación con los suelos no contaminados (10 - 50 Bq kg<sup>-1</sup>).

La diferencia que presenta la aproximación lineal del método habitual está entre el 5 % y el 10 %. Esta desviación está incluida en los márgenes de error de las medidas.

La determinación de la constante de fugas se determinó de dos maneras: dejando desintegrarse una concentración inicial de radón en la cámara y empleando el ajuste exponencial. El promedio de los resultados obtenidos ha resultado en una estimación de  $\lambda_v$  de  $(4.3 \pm 1.5) \cdot 10^{-6} s^{-1}$ .

### CONCLUSIONES

Tras la realización de este trabajo, se puede afirmar que es posible determinar el poder de emanación de medios porosos realizando esta aproximación lineal y, por consiguiente, empleando mucho menos tiempo del que ahora es habitual.

La desviación que presentan ambos métodos está en torno al 10 %, coincidiendo con la incertidumbre experimental del poder de emanación en cada ajuste.

Los resultados obtenidos apuntan a la posibilidad de que la retrodifusión establezca una categoriza-

ción de las muestras (y con ello, del tiempo de acumulación) en función de su contenido en radio. Estos resultados marcan las próximas líneas de trabajo a desarrollar.

La constante de fugas de la cámara es del orden de la constante de tiempo del radón por lo que será un parámetro importante que se debe intentar controlar mejor. Un error relativo del 35 % obliga a mejorar el sellado de la cámara para así alcanzar una hermeticidad menos variable.

#### **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo ha sido parcialmente financiado a través de proyecto I+D del CSN.

#### **REFERENCIAS**

1.- E. Stranden. Assessment of the radiological impact of using fly ash in cement. *Health Physics*, 44 (2) 145-153, February 1983.

2.- C. Ferry. An experimental method for measuring the  $^{222}\text{Rn}$  emanation factor in rocks. *Radiation Measurement*, 35, 579-583, 2002.

# MODELADO DE LA ENERGIA DE 6 MV MEDIANTE UNA FUENTE EXTENSA EMPLEANDO EL CODIGO DE SIMULACION GEANT4

J. A. MIÑANO HERRERO, M. M. SOLER CANTOS, J. M. ROLDAN ARJONA

## INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El método de Monte Carlo es aceptado actualmente como la herramienta de cálculo más precisa para el modelado del transporte de la radiación en el ámbito de la radioterapia permitiendo la determinación de los valores de magnitudes de interés dosimétrico, estudio de la respuesta de detectores de radiación, implantación y verificación de algoritmos de cálculo y caracterización de haces de fotones y electrones para uso clínico, siendo su principal inconveniente en la actualidad los largos tiempos de cálculo, especialmente con los haces de fotones, para conseguir una razonable precisión estadística.

La caracterización de haces se concreta en la determinación de las distribuciones de energía, espacial y angular de las partículas que se encuentran en el haz en un plano posterior (plano de salida) a cualquier elemento de la cabeza de tratamiento y previo al objeto que va a ser irradiado. El conjunto de datos generado se denomina espacio de fase (EF). Esta información puede ser del orden de decenas de gigabytes para distintos tamaños de campo y diferentes energías<sup>1</sup>. Se hace entonces necesario el modelado del haz para conseguir una representación más versátil y accesible<sup>2</sup>. El estudio de los datos almacenados en el EF permite conocer que partículas alcanzan el plano de salida y sus valores de posición, energéticos, angulares y las diferentes partes del acelerador de donde proceden. Este último punto permite tratar a la máquina como a un conjunto de fuentes. Esta representación se avala además por el hecho de que las partículas procedentes de un mismo componente tienen características similares. Un análisis detallado de las distintas fuentes<sup>1</sup> lleva a que estas pueden ser hasta doce. Sin embargo la ma-

yoría de ellas tiene un peso muy inferior respecto a la de mayor importancia por lo que habitualmente se reducen a tres: una primera situada en el blanco, que da cuenta de la radiación focal que alcanza el plano de salida sin interacciones, la segunda que modela la radiación extrafocal procedente de los distintos elementos de la cabeza que producen radiación dispersa generalmente situada en el plano de salida del filtro aplanador<sup>3,4</sup> y una tercera que permite simular la contaminación electrónica que se puede situar de nuevo en el filtro aplanador<sup>1</sup> o en un plano previo a los colimadores secundarios<sup>5</sup>.

El objetivo de nuestro trabajo es el modelado de la energía de 6 MV del ELEKTA PRECISE con el que cuenta el hospital. Como se deduce de las referencias<sup>1,2</sup>, es la radiación focal la que tiene mayor peso en el conjunto del haz, esta predominancia es más acentuada cuanto menor sea la energía nominal y cuanto menor sea el campo escogido, puesto que el tamaño de las fuentes extrafocal y de contaminación electrónica tienen una dependencia directa con el tamaño de campo. Se desarrolla entonces un modelo de acelerador lineal de una única fuente extensa con energía nominal de 6MV y se comparan los resultados obtenidos con algunos de los que se encuentran en la literatura y con la energía de 6 MV del ELEKTA PRECISE con el que cuenta nuestro hospital.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El código de simulación empleado es GEANT4 desarrollado en el centro europeo para la investigación nuclear (CERN) en su versión 4.6.1. El usuario pasa al código distintos parámetros geométricos del problema, mediante un fichero de texto, como tamaño de campo, distancia fuente superficie, distancias fuente

a colimadores y tamaño de la fuente. Este último se ha modelado mediante una distribución circular uniforme<sup>1,6</sup> de diámetro igual a 1 mm. El tamaño de voxel escogido es de 1 cm x 1 cm x 0.1 cm en el eje.

El fin del filtro aplanador sobre la radiación de frenado producida en el blanco es el de reducir la intensidad en la zona central del haz para obtener una fluencia de energía, y en consecuencia un perfil, aproximadamente constante a una profundidad determinada en agua. Esta disminución de fluencia en el eje lleva consigo un endurecimiento del espectro energético en esta dirección respecto a cualquier otra posición, se tiene entonces una dependencia radial de la fluencia de fotones, fluencia de energía y energía media. Para el modelado de este comportamiento se parte de la variación de la energía media, figura 1, y de los espectros de eje y fuera de eje, a 10 cm, publicados por Rogers<sup>7</sup>. Con esta información es posible entonces generar un espectro a cualquier distancia al eje.

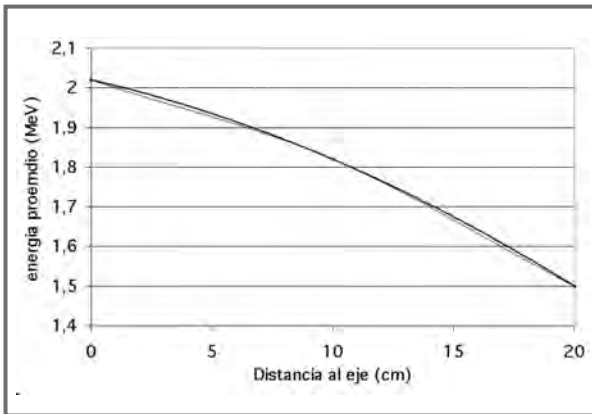


Figura 1, dependencia radial de la energía media del acelerador ELEKTA SL25 de 6MV.

Si se normaliza los espectros de eje y fuera de eje, se cumple:

$$\int_0^{E_{max}} f(x) dx = 1 \quad (1)$$

$$\int_0^{E_{max}} f(x) dx = E_{promedio} \quad (2)$$

Donde  $x$  es la energía,  $f(x)$ ,  $E_{max}$  y  $E_{prom}$  son la distribución de probabilidad, el valor máximo y el valor promedio de esta magnitud. Para los espectros de eje y de fuera de eje se cumple la ecuación (1) y su diferencia es cero pudiéndose sumar, multiplicada por un factor  $k$ , a la expresión (1) manteniendo la normalización:

$$\int_0^{E_{max}} [f_{FE}(x) + k(f_{FE}(x))] dx = 1 \quad (3)$$

Donde  $f_E(x)$  y  $f_{FE}(x)$  son los espectros de eje y fuera de eje de partida, siendo posible obtener otros variando el valor del factor  $k$ ; según la siguiente expresión:

$$f_{FE}(x) = f_E(x) + k[f_{FE}(x) - f_E(x)] \quad (4)$$

Siendo  $f_{FE}(x)$  el espectro calculado, el factor  $k$  se puede ajustar entonces para obtener una determinada energía promedio,  $E_{FE}'$ , correspondiente a una distancia al eje, de acuerdo con la figura 1. Para establecer esta relación es necesario evaluar la expresión de la energía promedio para la distribución  $f_{FE}(x)$  resultando:

$$k = \frac{\bar{E}_{FE'} - \bar{E}_{FE}}{\bar{E}_{FE} - \bar{E}_E} \quad (5)$$

En la figura 2 se muestran los espectros para 0, 10 y 20 cm. del eje del haz cuyas energías medias se corresponden con las que se encuentran en la figura 1 a esas distancias.

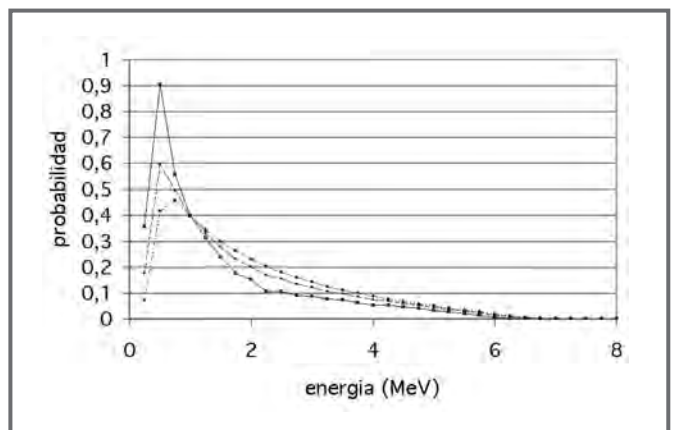


Figura 2, espectro de eje (+), espectro para 10 cm (.) y para 20 cm (x).

Por otra parte, si se emplea como representación de la dependencia radial de la fluencia de energía el perfil del haz en aire y puesto que conocemos esa misma dependencia para la energía media es posible obtener entonces la fluencia de fotones haciendo el cociente entre ellas, como se muestra en la figura 3.

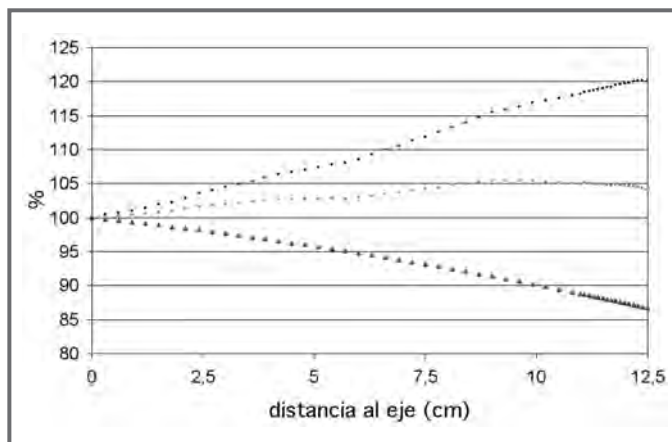


Figura 3, fluencia de fotones (circulo), fluencia de energía (cuadrado) y energía media (triángulos)

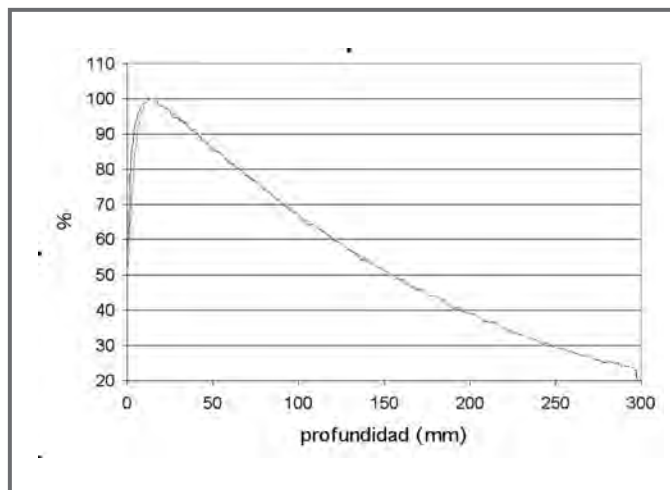


Figura 4, rendimientos en profundidad experimental, calculado y de BJR 25.

El código desarrollado tiene como parte de los datos de usuario los espectros de energía a distintas distancias al eje y la fluencia de fotones para todas las distancias desde 0 cm al valor máximo que admita la máquina. Para aquellas posiciones que no coinciden con las que explícitamente se ha proporcionado información espectral los valores se interpolan a partir del inmediatamente anterior y posterior.

El campo de irradiación que proporciona el usuario es dividido en cuadrículas<sup>8</sup> de 1mm x 1mm de tal forma que el código va pasando por cada una de ellas, determina su distancia al eje y a partir de ese dato se calcula la fluencia que le corresponde y para cada fotón emitido se determina su energía en la forma explicada anteriormente. Dentro de la cuadrícula la posición se determina siguiendo una distribución uniforme.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Para el campo de 10x10 cm<sup>2</sup> se obtiene la profundidad del máximo,  $d_{max}$ , a 1.5 cm. y el porcentaje de dosis a 10 cm. de profundidad ( $D_{10}$ ) de 67.2. El valor de  $D_{10}$  se ajusta dentro de un 0.4% con el encontrado en el suplemento 25 del BJR<sup>9</sup>, un 1.3% con el dato de Rogers<sup>7</sup> y un 0.7% con el valor obtenido en el ELEKTA PRECISE con el que cuenta nuestro hospital. En lo que se refiere  $d_{max}$  coincide con los valores dados tanto en las dos publicaciones mencionadas como con el de nuestra máquina. La figura 4 muestra los rendimientos en profundidad experimental, calculado y procedente de BJR 25<sup>9</sup>

Es necesario ampliar el modelo incluyendo al menos una fuente que simule la radiación extrafocal y otra que de cuenta de la contaminación electrónica.

## REFERENCIAS

1. Michael K Fix, Marco Stamponi, Peter Manser, Erns J Born, Roberto Mini, Peter Ruegsegger. A multiple source model for 6MV photon beam dose calculations using Monte Carlo. Phys. Med. Biol., 46, 1407-1427, 2001,
2. Jun Deng, Steve B Jiang, Ajay Kapur, Jinsheng Li, Todd Pawlicki, C\_M Ma. Photon beam characterization and modelling for Monte Carlo treatment planning. Phys. Med. Biol., 45, 411-427, 2000.
3. H. Helen Liu, T. Rock Mackie, Edwin C. McCullough. A dual source photon beam model used in convolution/superposition dose calculations for clinical megavoltage x-ray beams. Med. Phys., 24 (12), 1960-1974, 1997.
4. Shahid A Naqvi, Mehrdad Sarfaraz, Timothy Holmes, Cedric X Yu, X Allen Li. Analysing collimator structure effects in head-scatter calculations for

IMRT class fields using scatter raytracing. Phys. Med. Biol., 46, 2009-2028, 2001.

5. Modelling of electron contamination in clinical photon beams for Monte Carlo dose calculations.

6. A patient specific MC dose calculation method for photon beams

7. Daryoush Sheikh-Bagheri, D. W. O. Rogers. Monte Carlo calculation of nine megavoltage photon

beam spectra using the BEAM code. Med. Phys. 29 (3), 391-402, 2002.

8. I.Chetty, J. J. DeMarco, T. D. Solberg. A virtual source model for Monte Carlo modelling of arbitrary intensity distributions. Med. Phys., 27 (1), 166-172, 2000

9. E. G. A. Aird. Central axis depth dose data for use in radiotherapy: 1996. BJR, supplement 25, 1996.



# ANÁLISIS DE MONITORES DE CONTAMINACIÓN RADIATIVA (EMISORES BETA)

M.T.MACÍAS, R. PINA, C. REQUEJO, M. RUIZ, A. CORONADO

## INTRODUCCIÓN

En el Instituto de Investigaciones Biomédicas (IIB) se utilizan fuentes no encapsuladas en diferentes líneas de investigación biológica. Su manipulación lleva implícito un riesgo de contaminación radiactiva.

Los monitores de contaminación superficial deben ser adecuados en sensibilidad y respuesta en energía para los radionucleidos utilizados, con objeto de poder cuantificar de forma directa, la contaminación en las superficies de trabajo, equipos de protección individual, equipamiento e instrumentación y prevenir contaminaciones internas de los trabajadores expuestos.

El IIB dispone de monitores portátiles de contaminación provistos de detectores Geiger-Müller (GM), proporcionales y de centelleo sólido (INa), tanto en el Servicio de Protección Radiológica (SPR) como en los laboratorios básicos de investigación.

De acuerdo con la Legislación vigente<sup>(1)</sup> es necesario calibrar, verificar y comprobar periódicamente el correcto funcionamiento de los equipos de medida. Además de comprobar su respuesta a una fuente de radiación conocida es preciso revisar otros aspectos<sup>(2,3)</sup> como cables, conectores y otros elementos.

El SPR ha establecido un programa de medidas periódicas –Procedimiento<sup>(6)</sup>- que incluye la verificación radiológica y electrónica básica de los monitores. La verificación también es realizada por una empresa externa acreditada (LAMSE).

Los objetivos de este trabajo han sido los siguientes:

- Validar el Procedimiento<sup>(6)</sup> indicado, determi-

nando las eficiencias de detección de los diferentes monitores atendiendo, al tipo de detector, marca, modelo así como la geometría de los mismos, para distintos radionucleidos emisores beta. Los datos obtenidos se han cotejado con los datos aportados por la citada empresa, analizando la desviación.

- Determinar la variación de la eficiencia de detección en función de la distancia de medida entre ventana del monitor y la superficie de la fuente.

- Identificar los monitores de contaminación más resistentes.

- Analizar la estabilidad de la eficiencia de detección en función de la antigüedad de los equipos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo del trabajo se han analizado 57 monitores de contaminación beta del SPR y de los laboratorios básicos de investigación cuyas características se reflejan a continuación<sup>2</sup>.

- Monitor marca Rotem, modelo RAM DA3 con la sonda intercambiable GM-10. La ventana es de mica de 1,5 a 2mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 15,5cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca ROTEM, modelos RAM GENE-1, RAM GENE y RAM SURF, todos ellos con sonda GM. La ventana es de mica de 1,5 a 2mg/cm de espesor y 15,5 cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Rotem, modelo Ram Gene 1M, con

<sup>1</sup> 32 monitores Rotem: 22 Ram Gene, 4 Ram Surf, 3 Ram Gene-1, 1 Ram Gene 1M, 1 Ram DA3 con sonda GM-10. 24 Mini Instrument serie 900, 15 E, 5 EP-15, 3 EL, 1 EP-100. 1 Berthold LB 122 y 1 LAMSE RM1001 CT

<sup>2</sup> Las ventanas de los monitores GM tiene un espesor (masa/unidad de área) inferior a 5 mg/cm<sup>2</sup> de acuerdo con los valores recomendados en la bibliografía<sup>(4)</sup>.

sonda GM. La ventana es de mica de 1,5 a 2mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 3,14cm<sup>2</sup> de área efectiva.

- Monitor marca LAMSE, modelo RM1001 con sonda GM-CT. La ventana es de mica de 1,5 a 2mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 15,5cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Mini Instrument, serie 900, modelo E, con sonda GM. La ventana es de mica de 1,5 a 2mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 6cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Mini Instrument, serie 900, modelo EP-15, con sonda GM. La ventana es de mica de 2,5mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 15cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Mini Instrument, serie 900, modelo EL, con sonda GM. La ventana es de mica de 3,2mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 19,6cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Mini Instrument, serie 900, modelo EP-100, con detector proporcional de argón. La ventana es de aluminio de 3 mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 160 cm<sup>2</sup> de área efectiva.
- Monitor marca Berthold, modelo LB122, con la sonda intercambiable tipo contador proporcional de xenón. La ventana es de aluminio de 5mg/cm<sup>2</sup> de espesor y 200cm<sup>2</sup> de área.

El Procedimiento<sup>(6)</sup> contempla los siguientes aspectos:

- Control de estabilidad de la respuesta de los monitores; se realiza una medida directa de las fuentes de verificación y los resultados son comparados con los obtenidos en la medida anterior (incluye: control de baterías, comprobación del ajuste de cero y revisión del estado de la ventana).
- Verificación radiológica: se realizan medidas de cada una de las fuentes en las condiciones reflejadas a continuación, y se determinan los parámetros operativos del equipo y se reflejan los datos de la eficiencia de detección.

	< 5 años	5-10 años	> 10 años
<b>ROTEM</b>	7 GM	14 GM	9 GM
<b>MINI-INST.</b>	-----	3 GM 1 Proporcional	20 GM
<b>BERTHOLD</b>	-----	-----	1 Proporcional
<b>RM1001 CT</b>	-----	1 GM	-----

Tabla 1. Antigüedad de monitores de contaminación

	<sup>14</sup> C	<sup>90</sup> Sr	<sup>36</sup> Cl
Energía (MeV)	0,156	0,546	0,7
T <sub>1/2</sub> en años	5 730	28,2	3,08.10 <sup>5</sup>
Act. nominal	2,86 kBq	0,22 kBq	38 kBq
Fecha calibración	22/11/94	22/2/91	24/11/94
Diametro	10,2 cm <sup>2</sup>	4,9 cm <sup>2</sup>	10,2 cm <sup>2</sup>

Tabla 2. Datos de las fuentes de verificación del SPR

Las medidas se han realizado a 1cm de distancia entre la superficie de la fuente y la ventana del monitor utilizando unos soportes que permiten mantenerla de forma constante durante el tiempo de medida. El tiempo ha sido el necesario para estabilizar la misma y en ningún caso inferior a un minuto. Todas las medidas se han realizado en un área de bajo fondo y repetido 5 veces.

Como criterio de aceptación se ha establecido un 10% de diferencia del valor de referencia<sup>2</sup>.

La eficiencia intrínseca de los monitores de contaminación depende de la energía de las fuentes medidas.

Para la obtención de los datos presentados, se han tenido en cuenta otros parámetros que pueden condicionar la eficiencia de detección como la geometría del detector: área de la ventana y material y espesor de la misma, y distancia de medida entre la ventana del detector y la superficie de la fuente. Sin embargo, no se ha considerado la absorción de radiación en el aire entre la fuente y la ventana del equipo ni la variación de la eficiencia de detección en función de la superficie de la fuente. En otras publicaciones<sup>7,9</sup> pueden comprobarse los resultados correspondientes.

Los datos aportados por la empresa LAMSE se han obtenido aplicando la misma distancia de medida, realizando 20 repeticiones de la misma y utilizando fuentes de los mismos radionucleidos pero con geometría y actividad diferente. La superficie de las

<sup>3</sup> Fuentes de geometría circular suministradas por Amersham.

<sup>4</sup> Se ha comprobado experimentalmente acoplado la sonda GM-10 al equipo ROTEM RAM Surf; este cambio permite medir la fuente de <sup>36</sup>Cl perfectamente.



fuentes es de 100 cm<sup>2</sup>. La de <sup>14</sup>C tiene 4,51kBq, la de <sup>90</sup>Sr tiene 3,13kBq y la de <sup>36</sup>Cl tiene 2,47kBq.

Para validar el Procedimiento<sup>(6)</sup> se han utilizado los datos obtenidos en el SPR con las fuentes de <sup>14</sup>C y <sup>36</sup>Cl. Para desarrollar los otros objetivos del trabajo se han utilizado los datos obtenidos en el SPR con las tres fuentes indicadas.

**RESULTADOS**

**Eficiencia de detección para <sup>14</sup>C**

La fig. 1 presenta las eficiencias de detección para <sup>14</sup>C de los diferentes equipos obtenidas en el SPR y las correspondientes a la empresa acreditada. En el caso de los monitores Mini Instrument se refleja el valor medio de los equipos 900 EL y EP15 y el correspondiente al modelo E. Para los monitores ROTEM, se refleja el valor medio de los diferentes modelos dado que las diferencias entre los mismos no son significativas como puede observarse en la tabla 3. Para el resto se refleja el valor unitario.

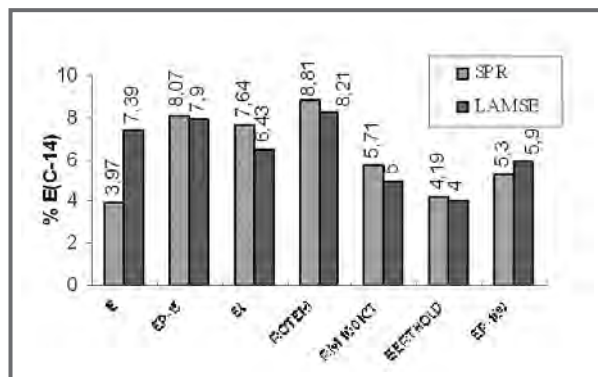


Figura 1. Eficiencia de detección para <sup>14</sup>C

La desviación obtenida entre los datos del SPR y los aportados por la empresa acreditada es inferior al 10% en todos los monitores, desde un valor mínimo de 0,17% para los Mini Instrument EP-15 y EL, hasta un valor máximo de 1,2%. Sólo en los modelos E se observa una desviación superior, de 3,42%. Estas pueden ser debidas a las incertidumbres producidas al azar, asociadas a las medidas de radiactividad

**Eficiencia de detección para <sup>36</sup>Cl**

Los datos de los monitores ROTEM reflejados en la fig. 2 corresponden, al valor medio de eficiencia de detección de los diferentes modelos, pero no se ha

incluido la de la sonda GM-10 porque se satura con esta fuente a 1cm. Este hecho no es derivado de la sonda sino de la electrónica del equipo al que está asociada (ROTEM RAM DA<sup>3</sup>).

El SPR no ha podido obtener los valores de de eficiencia de los monitores Mini Instrument y LAMSE RM1001 CT ya que se saturan a 1cm. Para el resto se refleja el valor unitario.

La desviación entre los datos del SPR y los aportados por la empresa acreditada son inferiores al 10%, desde un mínimo de 4,2% para el monitor EP-100 hasta un máximo de 6,63% para el equipo Berthold.

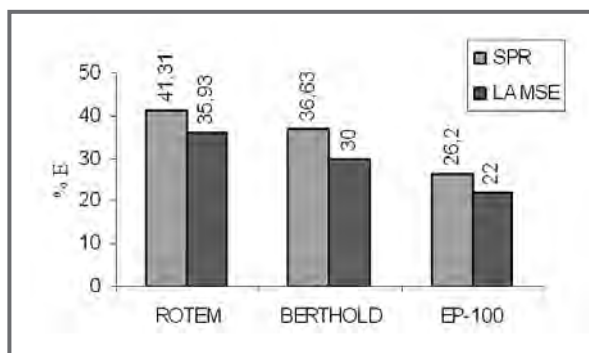


Figura 2. Eficiencia de detección para <sup>36</sup>Cl

**Eficiencia de detección para <sup>14</sup>C, <sup>90</sup>Sr y <sup>36</sup>Cl**

La tabla 3 muestra las eficiencias de detección para las fuentes indicadas con los diferentes GM utilizados en este trabajo. Se presentan los datos obtenidos con los modelos de Mini Instrument serie 900 (1), con modelos de ROTEM (2) y con el RM1001 CT. Sin embargo, no se reflejan las eficiencias para <sup>90</sup>Sr y <sup>36</sup>Cl de los equipos Mini Instrument por saturación en la medida.

	<sup>14</sup> C	<sup>90</sup> Sr	<sup>36</sup> Cl
E (1)	3,97	-----	-----
EP-15(1)	8,07	-----	-----
EL(1)	7,64	-----	-----
R.GENE-1 (2)	8,59	29,99	38,24
R.GENE (2)	9,07	29,96	41,90
R.SURF (2)	9,46	28,38	43,80
GM-10 (2)	8,13	28,5	-----
RM 1001-CT	5,63	29,1	37

Tabla 3. Eficiencia de detección de los diferentes GM

### Variación de la eficiencia de detección con la distancia de medida

Para valorar la pérdida de eficiencia de detección atendiendo al incremento de la distancia entre la ventana del detector y la superficie de la fuente, se han realizado medidas a diferentes distancias: 1, 2, 5 y 10cm, utilizando las fuentes de  $^{14}\text{C}$  y  $^{36}\text{Cl}$ . Los resultados obtenidos con la fuente de  $^{14}\text{C}$  se reflejan en la fig. 3, presentando una clara disminución en la eficiencia de detección en relación con el aumento de la distancia aplicada.

Las medidas que se han realizado con la fuente de  $^{36}\text{Cl}$ , se refieren a los detectores proporcionales (Berthold 122 y Mini Instrument 900 EP-100), los monitores ROTEM indicados en el texto, excepto la sonda GM-10, el equipo EL y el EP15 por las razones ya explicadas. Los resultados se reflejan en la fig. 4.

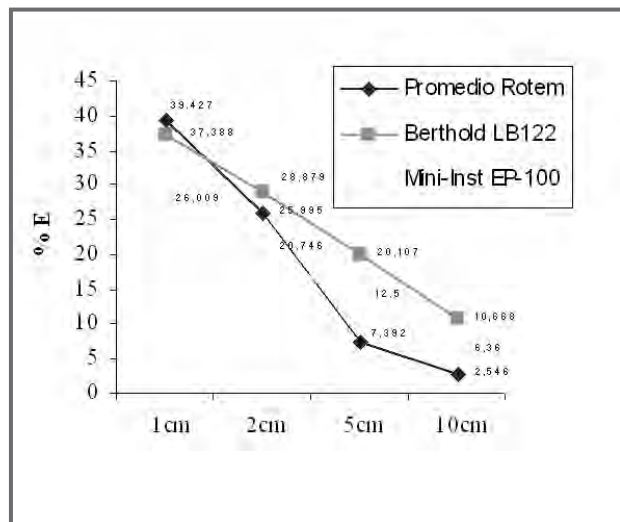


Figura 4. Disminución de la eficiencia de detección de  $^{36}\text{Cl}$  en relación con la distancia de medida

### Frecuencia de reparación

Se ha valorado el número de veces que se han sustituido los detectores (GM y proporcionales) en los diferentes monitores, con objeto de identificar los más resistentes. El periodo de tiempo considerado ha sido de 15 años.

En cuanto a los GM, se han seleccionado aquellos que tienen mayor frecuencia de uso. De 30 monitores ROTEM, se han sustituido 14 tubos GM en 9 equipos (5 Ram Gene, 4 Ram Gene1, 1 Ram Surf, 2 GM-10) y en 25 Mini Instrument se han sustituido 31 tubos GM en 10 equipos (26 reparaciones corresponden a los 900 E y el resto a los EL).

En el caso de los detectores proporcionales, el monitor Berthold con 15 años de antigüedad no ha sido reparado nunca, sin embargo, al EP-100 (9 años) se le ha sustituido una vez el detector.

### Estabilidad de la eficiencia de detección de los monitores en relación con la antigüedad

Se seleccionan tres monitores con más de 10 años y uno con 7, usando la fuente de  $^{14}\text{C}$ .

La fig. 5, refleja los valores de eficiencia de detección obtenidas en tres fechas distintas. Puede observarse una clara estabilidad en los valores presentados en todos los detectores.

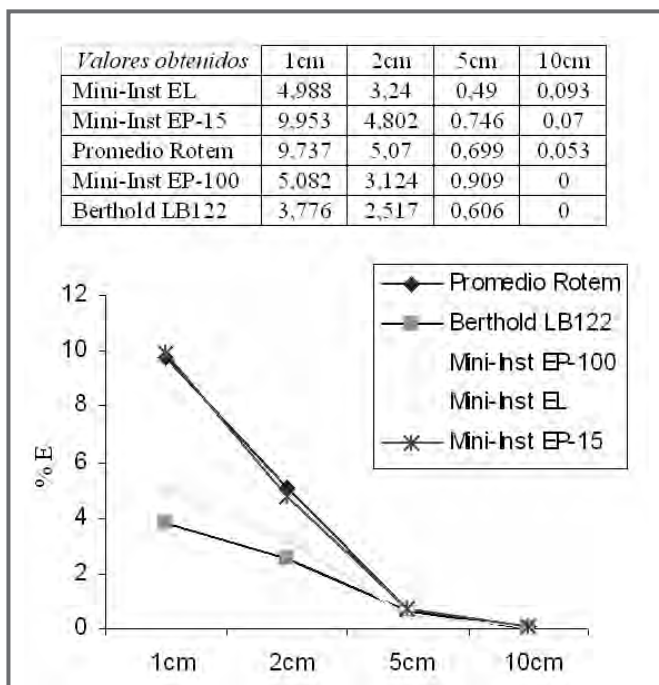


Figura 3. Disminución de la eficiencia de detección de  $^{14}\text{C}$  en relación con la distancia de medida

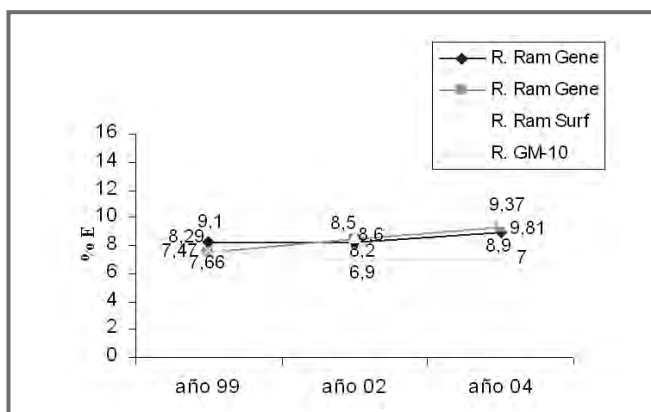


Figura 5. Variación en el tiempo de eficiencia para  $^{14}\text{C}$ .

## DISCUSIÓN

Para verificar los monitores de contaminación es preciso disponer de fuentes que cubran el espectro de energía de los radionucleidos utilizados, siendo conveniente que la energía de las mismas sea inferior o igual a la de dichos radionucleidos.(7)

Los resultados obtenidos con la fuente de  $^{14}\text{C}$  indican una mayor eficiencia de detección de los monitores GM de ROTEM muy próximos a los valores correspondientes a los equipos Mini Instrument 900 EP-15. Estos equipos tienen un área y espesor de ventanas prácticamente iguales, por tanto se puede afirmar que son válidos para realizar medidas directas de contaminación de emisores beta de baja energía, pudiendo aplicar su eficiencia a otros radionucleidos similares. No ocurre lo mismo, con los monitores Mini Instrument 900 E, su eficiencia de detección para este radionucleido es muy baja, pudiendo ser debido a la geometría de su ventana, por lo que no serían adecuados al efecto.

Por otra parte, los resultados obtenidos con la fuente de  $^{36}\text{Cl}$  reflejan la validez de todos los equipos analizados para medir contaminación de emisores beta de media y alta energía pudiendo aplicar su eficiencia a otros radionucleidos similares. Ahora bien, como en el caso anterior la mayor eficiencia se ha obtenido con los monitores GM de ROTEM.

<sup>5</sup> Las medidas se han realizado utilizando un conjunto de fuentes de verificación de  $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$  y  $^{90}\text{Sr}$ , que corresponden a los radionucleidos recomendados para investigación biológica(2,3,4,5).

En relación a los detectores proporcionales, se observa una eficiencia de detección inferior a la obtenida con los GM para las dos fuentes. Esta diferencia podría ser debida a la geometría del detector (estos equipos tienen un área de ventana mayor a la superficie de la fuente así como al espesor de la misma). Aunque la eficiencia de detección de los GM sea superior, hay ocasiones en las que resulta más conveniente utilizar los detectores proporcionales por su propia geometría (para grandes superficies como mesas de trabajo, suelo de laboratorios).

Los resultados presentados muestran una desviación inferior al criterio de aceptación establecido<sup>2</sup> entre los valores de eficiencia obtenidos en el SPR y los valores aportados por la empresa LAMSE. Estos datos permiten validar el Procedimiento<sup>6</sup> aplicado para verificar los monitores del estudio.

Conviene considerar la electrónica del equipo también<sup>(2,3)</sup>. En los resultados, se ha visto en relación a la sonda GM-10 y su equipo asociado ROTEM RAM DA3, que la electrónica es antigua y limita la capacidad esta; la disponibilidad de monitores de contaminación con sondas intercambiables, aumenta las posibilidades de medición.

Otro parámetro importante para determinar la eficiencia de detección de los monitores de contaminación es la geometría de la medida. No hay una distancia de medida específica preestablecida entre la ventana del detector y la superficie de la fuente, proponiéndose diferentes valores en la bibliografía<sup>(2,7)</sup>. Para determinar este parámetro conviene tener en cuenta que la geometría de medida establecida sea fácilmente reproducible en los programas de vigilancia de la contaminación radiactiva. Ahora bien, en este trabajo se han tenido en cuenta aquellas situaciones en las que no es posible mantener esa distancia por la propia geometría del equipo a medir (ej. pocillos de una micro-centrífuga) y es necesario incrementarla. Los resultados obtenidos al respecto, señalan una importante pérdida de eficiencia de detección para  $^{14}\text{C}$  cuando aumenta la distancia de medida, los valores obtenidos con todos los monitores a 5cm son inferiores al 1% y los correspondientes a 10cm no se consideran representativos.

Por otra parte, los resultados obtenidos con la fuente de  $^{36}\text{Cl}$  indican, también, una disminución de la eficiencia en relación con el aumento de la distancia de medida. Sin embargo, en este caso el hecho

no es tan significativo dado que los valores iniciales de eficiencia son mayores porque la energía del radionucleido es superior. Con este u otros de energía igual o superior es posible realizar medidas a 10cm aunque la eficiencia obtenida sea baja.

En relación con las reparaciones realizadas a los diferentes monitores, los resultados sugieren que los equipos ROTEM son más resistentes que los Mini Instrument. Estos datos podrían estar relacionados con el diseño. Los monitores ROTEM son, en su mayoría, equipos compactos, fácilmente manejables, los Mini Instrument no; poner y quitar el detector del monitor puede aumentar la posibilidad de deterioro. Sin embargo, es preciso tener en cuenta el posible sesgo de estos resultados porque no se puede cuantificar el número de usuarios de cada equipo ni la forma de uso.

Por otra parte, los datos presentados sugieren que la antigüedad de los equipos (considerando un período de 10 a 15 años) no altera la eficiencia de detección de los mismos. No obstante, sería conveniente realizar este análisis considerando un período de tiempo superior.

Este trabajo propone el uso de monitores de contaminación GM de ROTEM o los correspondientes Mini Instrument 900 EP-15 para realizar medidas directas de emisores beta de diferentes energías utilizados en investigación biológica. Por otra parte, destacar la necesidad de establecer, previamente, la eficiencia de detección de los monitores para diferentes radionucleidos, en especial emisores beta de baja energía, a diferentes distancias de medida, con objeto de corregir la tasa de contaje con la eficiencia adecuada para no infravalorar el resultado de la medida de contaminación.

En la actualidad, se están determinando otros parámetros operativos de los equipos: factor de calibración, respuesta a una actividad superficial y Límite Inferior de Detección cuyos resultados serán objeto de una próxima publicación. Estos datos se-

rán comparados con los correspondientes valores de referencia y permitirán confirmar la validez del Procedimiento<sup>6</sup>.

## REFERENCIAS

(1) Real Decreto 783/2001. Reglamento de Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes (BOE no 178 del 26 de Julio de 2001).

(2) Pottinger M., Woods M., Keightley L. The Examination, Testing, and Calibration of installed Radiation Protection Instruments. Measurements Good Practice Guide no 29. National Physical Laboratory. 2001

(3) American National Standard Radiation Protection Instrumentation test and calibration portable survey instruments. American National Standards Institute. ANSI N323A. 1997.

(4) UNE – 21-721-90. Medidores de contaminación Alfa, Beta y Alfa-Beta. 1990.

(5) ISO – 7503 –1. Evaluation of Surface contamination. Part 1: Beta emitters (maximum greater than 0,15 Mev) and alpha emitters. 1988.

(6) PNT/SPR/12. Verificación y calibración de equipos de medida de las radiaciones. Instituto de Investigaciones Biomédicas "Alberto Sols". 2003.

(7) Guidance Note No4. Periodic Testing of Contamination Monitoring Instruments, AURPO. 1994.

(8) Procedimiento 5.2.112 (G). Verificación y calibración de equipos, ENRESA. 1996.

(9) Macdonald J., Gibson C.J. Calibration of radioactive contamination monitors for practical use in hospitals. Nuclear Medicine Communication. 23, 573-580. 2002.

## DEPENDENCIA DEL FACTOR DE FADING EN DOSÍMETROS TLD DE CASO<sub>4</sub> CON LAS BOLSAS PORTADOSÍMETROS

P. LÓPEZ, C. GÓMEZ, F. ENRÍQUEZ Y R. PARDOS

### INTRODUCCIÓN

La exposición de los dosímetros TLD a temperaturas elevadas incrementa el efecto de pérdida de señal durante el periodo de exposición. En el Laboratorio de Análisis de Radiactividad Ambiental de la FN La Marañosa, los dosímetros TLD utilizados, se depositaban en bolsas de plástico negro. Este material presentaba dudas razonables debido a la acumulación de calor en su interior y su posible influencia en el factor de fading del conjunto dosímetro + bolsa, por tanto, se adquieren unas bolsas reflectantes en este centro y se realiza un estudio sobre la temperatura en el interior de ambas así como sobre su influencia en el factor de fading.

### MATERIALES

Los dosímetros TLD de este laboratorio son marca PANASONIC modelo UD-814A1, cada dosímetro dispone de tres cristales de  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  blindados con 0.7 mm de plomo. Todo el conjunto está cubierto por una tapa de teflón transparente que presenta un espesor másico de 28 mg/cm<sup>2</sup>; un substrato de poliamida/carbono de 100µm de espesor y un espesor másico de 11 mg/cm<sup>2</sup>, y la bolsa de plástico en la que se introduce el dosímetro.

Se utilizan dos tipos de bolsas, una negra, de plástico y que presenta 0.05 cm de espesor y una densidad próxima a 1g/cm<sup>3</sup>; y otra bolsa reflectante, con una transparencia > 40%, de espesor 0.01 cm y una densidad de 0.74 g/cm<sup>3</sup>.

El lector de dosímetros es marca PANASONIC modelo UD-716AGL automático.

Se han utilizado también dos termómetros de sonda con registrador de temperaturas marca Gemini y modelo Tiniview PT100.

### MÉTODOS

Las experiencias que se van a realizar con las bolsas son:

- *comparación de la temperatura alcanzada en el interior de las bolsas cuando estas se exponen durante un día al sol;*

Se utilizó una sonda con registrador de temperatura, tomando datos cada minuto durante un día de exposición. Se situaron en zonas sin protección al sol, buscando condiciones ambientales extremas.

- *estudio de la variación del factor de fading con temperatura controlada de 20 °C y de 50 °C durante el periodo de exposición;*

A la hora de calcular el factor de Fading se considera que puede ser distinto si las trampas del material están completas (cristales irradiados) o vacías (cristales borrados); por lo que la exposición de los dosímetros se hará de manera que un lote de dosímetros se irradiará antes de su exposición con una dosis conocida, y otro lote no se irradiará y se usará para la medida de radiación de fondo. Se registrará la temperatura en todo momento.

El Factor de Fading, FD, se calcula como:

$$FD = \frac{H_L - H_{\text{fondo}}}{H_{\text{ref}}}$$

donde

$H_{ref}$  es la dosis de referencia con la que se han irradiado los dosímetros antes de exponerlos.

$H_L$  es la lectura obtenida del lote de dosímetros irradiados.

$H_{fondo}$  es la lectura obtenida del lote de dosímetros no irradiados.

- *medida experimental del factor de fading en condiciones reales en ambas bolsas*

Para la medida experimental del factor de Fading en condiciones reales, los dosímetros se expusieron en el Ciemat, en la estación de vigilancia de radiación ambiental ESMERALDA que aportaba los valores de dosis equivalente ambiental recibida por los dosímetros.

- *comprobación de que el hecho de que las bolsas sean transparentes no afecta a la señal acumulada.*

Se conoce que el  $CaSO_4:Tm$  es sensible a la luz, valorándose que para los cristales de  $CaSO_4:Tm$ , la exposición a la luz natural, equivale a una tasa de exposición debida a radiación gamma de unos  $15 \mu R \cdot min^{-1}$  alcanzando el equilibrio con unos pocos  $mR^{(1)}$ .

Aunque los cristales TLD vayan encerrados en material opaco, se exponen al sol tanto los cristales TLD extraídos de su cobertura opaca, como con ella. También se exponen en ambos tipos de bolsas.

Antes de cada lectura de dosímetros, se realiza una verificación del lector de dosímetros exponiendo 4 dosímetros de referencia a una dosis conocida en un Irradiador de fabricación propia.

## RESULTADOS Y DISCUSIONES

- *Comparación de la temperatura alcanzada en el interior de las bolsas:*

Se expusieron a la intemperie durante 24 horas las bolsas.

En la *figura 1* se presenta la temperatura en el interior de los dos tipos de bolsas y la temperatura ambiental, y se percibe como las bolsas negras acumulan el calor, alcanzando los  $50 \text{ }^\circ\text{C}$  en su interior

cuando la temperatura máxima del día fue de  $40 \text{ }^\circ\text{C}$ .

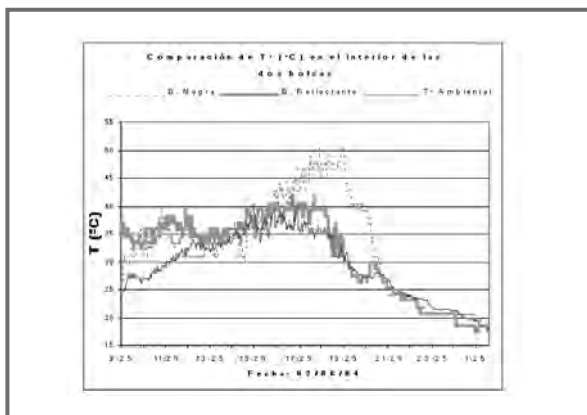


Figura 1: Evolución de la temperatura en las diferentes bolsas

En el histograma de la *figura 2* se representa el desvío encontrado entre la temperatura ambiental y la temperatura en el interior de cada tipo de bolsa.

En la Tabla 1 se muestra el porcentaje de valores de temperatura medidos en las bolsas que coinciden con la temperatura ambiental  $\pm$  un rango. Las conclusiones más claras son:

- a. La temperatura en la bolsa reflectante es similar a la temperatura ambiental (ver Tabla 1).
- b. La bolsa negra actúa como un acumulador de calor, presentando un periodo de varias horas con una temperatura superior en  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  de la ambiental.

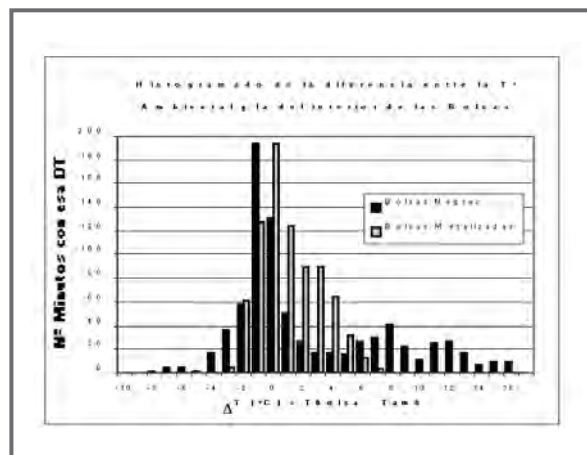


Figura 2: Histograma de la diferencia de temperatura en cada bolsa con la temperatura ambiental medida.

Rango	Bolsas Reflectantes	Bolsas Negras
$T^{\circ} \text{Amb} \pm 1^{\circ}\text{C}$	56 %	47 %
$T^{\circ} \text{Amb} \pm 2^{\circ}\text{C}$	75 %	57 %
$T^{\circ} \text{Amb} \pm 3^{\circ}\text{C}$	86 %	64 %
$T^{\circ} \text{Amb} \pm 5^{\circ}\text{C}$	98 %	71 %

Tabla 1: Porcentaje de Datos que se encuentran entre la temperatura ambiental medida y  $\pm 1^{\circ}\text{C}$ ,  $2^{\circ}\text{C}$ ,  $3^{\circ}\text{C}$  ó  $5^{\circ}\text{C}$

- Medida del factor de fading a temperaturas controladas para ver como afecta la temperatura al factor de fading:

Para conocer el factor de fading que presentan nuestros dosímetros por se, evitando la influencia de la bolsa utilizada, se expusieron los dosímetros en una cabina con control de temperatura. El fading se evalúa a 1, 7, 15, 30, 60, 90, 120 y 180 días y a dos temperaturas ( $18 \pm 2^{\circ}\text{C}$  y a  $53 \pm 3^{\circ}\text{C}$ ).

Los valores obtenidos se reflejan en la Tabla 2 y en la figura 3.

Tiempo (días)	Fading 20°C	Fading 50°C
1	1.00	1.00
8	0.91	0.95
15	0.99	0.93
30	0.97	0.92
62	0.89	0.87
90	0.91	0.85
125	0.82	0.85
181	0.90	0.78

Tabla 2: Valores del factor de fading bajo condiciones climáticas controladas y en periodos de tiempo diferentes.

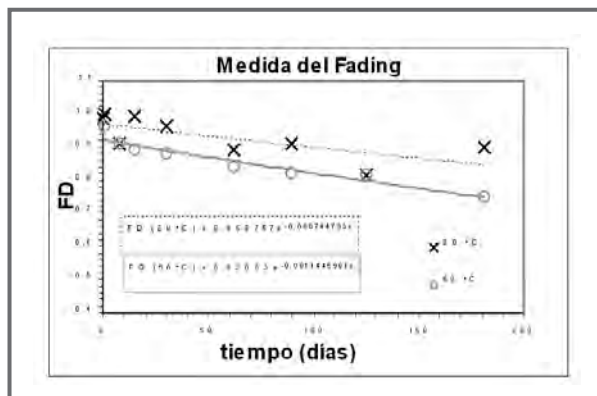


Figura 3: Representación gráfica del factor de fading

- Medida experimental del factor de fading en condiciones reales en ambas bolsas:

Una vez comprobado que las bolsas negras acumulan el calor y vista la influencia de la temperatura en el factor de fading; para calcular la diferencia de fading experimental existente entre ambas bolsas, se exponen lotes de dosímetros en la estación de vigilancia ESMERALDA ubicada en el Ciemat. Dicha estación lleva un registro de la dosis equivalente ambiental. Aquí también se irradió un lote antes de exponerlos en la estación, otro servirá de medida de la dosis de fondo y comparará con los valores de dosis que proporciona el Ciemat. El factor de fading se mide a 100 días.

Los dosímetros se expusieron en verano buscando las condiciones más extremas.

Comparando los valores obtenidos (tabla 3) con los datos obtenidos (tabla 4) a dos temperaturas controladas, se observa que realmente la bolsa influye en el factor de fading y que los valores son coherentes con los obtenidos en la medida del factor de fading a temperaturas controladas.

Días expuestos	FD B. Reflectantes	FD B. Negras
102	0.90	0.85

Tabla 3: Valores del factor de fading bajo condiciones reales.

Tiempo (días)	Fading 20°C	Fading 50°C
90	0.91	0.85

Tabla 4: Datos extraído de la Tabla 2. para periodo de tiempo similar al real.

- Medida de la influencia de la radiación solar:

Debido a la transparencia de las bolsas reflectantes (>40%) y para comprobar que el dosímetro es estanco por si mismo, los tres cristales de  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  que se encuentran en el interior de cada dosímetro, son extraídos para exponerlos al sol durante una hora. Las lecturas se comparan con las obtenidas de los dosímetros expuestos para ver si estos son estancos

a la luz, así como con las lecturas de dosímetros expuestos dentro de ambos tipos de bolsa.

Las lecturas recogidas se muestran en la Tabla 5, observándose que la luz influye en los cristales de  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  y también que el dosímetro es estanco a la luz, lo que conlleva que la lectura obtenida con el dosímetro expuesto al sol sin bolsa es equivalente a las obtenidas con los dosímetros en ambos tipos de bolsa.

	Dosis ( $\mu\text{Sv}$ )
Dosímetros en bolsas negras	10.1 $\pm$ 4.4 $\mu\text{Sv}$
Dosímetros en bolsas reflectantes	10.3 $\pm$ 4.5 $\mu\text{Sv}$
Dosímetros sin bolsas	10.5 $\pm$ 4.7 $\mu\text{Sv}$
Cristales TLD extraídos de los dosímetros	81.3 $\pm$ 12.4 $\mu\text{Sv}$

Tabla 5: Lectura de los dosímetros que se obtiene al exponerlos a la luz solar dependiendo de si los cristales TLD se extraen del dosímetro, o si no se extraen, o si se exponen dentro de ambos tipos de bolsa.

### CONCLUSIONES

Las temperaturas elevadas que sufren los dosímetros en el periodo que están expuestos influyen de manera clara en el valor del factor de fading encon-

trándose una diferencia del 6 % entre ambos tipos de bolsa en un periodo de 100 días en verano.

Que la temperatura que se alcanza en el interior de las bolsas negras es superior a la que se alcanza en el interior de las bolsas reflectantes, lo cual conlleva tener una mayor variabilidad en el factor de fading, por lo que en este laboratorio se utilizan las bolsas reflectantes.

### AGRADECIMIENTOS

Este centro desea agradecer a Juan Carlos Mora su colaboración en este trabajo durante su estancia en la FNM e igualmente a José Carlos Sáez Vergara (Servicio de Protección Radiológica del Ciemat) por la puesta a disposición que de la estación ESMERALDA hacen a los distintos grupos de Dosimetría Ambiental para el control de nuestros sistemas.

### REFERENCIAS

[1] A F McKinlay. Thermoluminescence Dosimetry. Adam Hilger Ltd. Bristol. 1981.

[2] J.C. Sáez Vergara. "Sistema de dosimetría ambiental TL basado en  $\text{LiF: Mg, Ti}$  (TLD-100)". Ciemat 655. 1990.



## VALIDACIÓN DEL MÉTODO LABSOCS PARA LA CALIBRACIÓN MATEMÁTICA EN EFICIENCIAS DE DETECTORES DE GE

N.NAVARRO, E. CORREA, A. ALVAREZ

El método utilizado habitualmente para el calibrado en eficiencias de los sistemas de espectrometría gamma se basa en la medida de fuentes que reproducen las condiciones en las que se realiza la medida. Dichas fuentes se preparan a partir de soluciones comerciales que contienen una mezcla de radionucleidos con actividades certificadas.

La preparación de estas fuentes de calibrado es un proceso laborioso, ya que requiere realizar distintas operaciones gravimétricas de precisión y de homogeneización de la actividad en la geometría de medida seleccionada. En el caso particular del Laboratorio de Medidas de Protección Radiológica del CIEMAT (en adelante LMPR) este proceso es si cabe más complicado, debido a la amplia variedad de geometrías de medida que se deben utilizar. En algunos casos es necesario incluso realizar la cuantificación de la concentración de actividad en geometrías que no se corresponden con las de calibración. En estos casos resulta particularmente útil la aplicación de métodos matemáticos basados en códigos de Montecarlo, entre los que figura el denominado ISOCS, desarrollado por Canberra para su aplicación en sistemas de espectrometría gamma "in situ". Recientemente, este método se ha mejorado para optimizar su aplicación a sistemas de espectrometría gamma de laboratorio, en los que las medidas se llevan a cabo a una menor distancia muestra-detector e implican una mayor complejidad de las geometrías de medida. Esta versión para análisis en laboratorio se denomina LabSOCS (Laboratory Sourceless Object Calibration

Software) y de forma análoga al método ISOCS requiere la caracterización previa del detector.

En este trabajo se presentan los resultados de la validación del método LabSOCS realizada en el LMPR para el calibrado de un detector de Ge de tipo BE (Broad Energy).

### EXPERIMENTAL

El detector empleado en este estudio es un detector de Ge de tipo BE (Broad Energy), suministrado por Canberra, cuyas características se muestran en la Tabla I. La caracterización de este detector, imprescindible para la aplicación del método LabSOCS, se realizó durante su fabricación.

La validación del método LabSOCS se ha llevado a cabo mediante la comparación de las curvas de eficiencia generadas de forma matemática y las obtenidas a partir de la medida de fuentes multienergéticas, preparadas a partir de una solución certificada constituida por una mezcla de radionucleidos. Esta comparación se ha realizado para las tres geometrías de medida más utilizadas en el laboratorio y considerando un intervalo de energía entre 60 y 2000 keV.

En este caso, las geometrías de medida seleccionadas consisten en un filtro de celulosa de 47 mm de diámetro, un vial de vidrio de 20 ml de capacidad que contiene 20 ml de una solución acuosa y un bote de plástico de 500 ml de capacidad con 200 g de sólido.

Superficie activa (mm <sup>2</sup> )	Espesor activo (mm)	Eficiencia relativa <sup>1</sup> (%)	Resolución FWHM <sup>1</sup> (eV)	Resolución FWHM <sup>2</sup> (eV)	Tensión polarización (V)
3700	30	34	2050	650	+3500

<sup>1</sup> a 1332 keV (<sup>60</sup>Co); <sup>2</sup> a 122 keV (<sup>57</sup>Co)

Tabla 1. Características del detector

Una vez caracterizado el detector, la obtención de la calibración matemática en eficiencias únicamente requiere la descripción detallada de las dimensiones y características de la muestra. Dicha descripción se realiza mediante el programa LabSOCS, que permite diseñar geometrías muy complejas para aplicaciones específicas. Este programa, desarrollado en entorno Windows como una aplicación del programa Genie-2000, dispone de una serie de ficheros que describen varias geometrías básicas a las que se adaptan la mayoría de las muestras analizadas habitualmente, lo que simplifica notablemente el proceso a seguir para la obtención de las curvas de eficiencia. La definición de la geometría de interés se realiza suministrando al programa los valores numéricos de una serie de parámetros experimentales, como son las dimensiones del recipiente y la distancia muestra-detector. Además es necesario definir la composición tanto del recipiente como de la muestra e indicar, en el caso de que existan absorbentes, el material del que están constituidos. Una vez definida la geometría de interés, el programa calcula los valores de eficiencia para las energías de emisión especificadas por el usuario, obteniéndose las correspondientes curvas de eficiencia teóricas.

La obtención de las curvas de eficiencia experimentales se realizó a partir de la medida de las geometrías de calibrado descritas. Estas geometrías se prepararon a partir de una solución constituida por una mezcla de radionucleidos con actividades certificadas, suministrada por Cerca Framatome ANP (Francia), lo que permite disponer de 11 líneas de emisión con energías perfectamente conocidas y comprendidas en el intervalo entre 60 y 2000 keV para llevar a cabo el calibrado en eficiencias. Una alícuota de esta solución certificada, determinada gravimétricamente en una balanza analítica, se adicionó a cada una de las geometrías, que tras su sellado y homogeneización se midieron en el detector BEGe anteriormente indicado. Todas las medidas se realizaron en contacto con el detector, empleando centradores para garantizar que cada una de las geometrías se colocaba perfectamente centrada sobre la superficie del mismo. El análisis de los espectros y la obtención de las correspondientes curvas de eficiencia se realizó empleando el programa Genie-2000.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 2 muestra para las geometrías seleccionadas y las energías de emisión de interés, la relación entre la eficiencia calculada aplicando el método

Radionucleido	E (keV)	Filtro 47 mm		Vial 20 ml agua		Bote 200 g sólido	
		Ef Labsocs/ Ef experimental	Incertidumbre	Ef Labsocs/ Ef experimental	Incertidumbre	Ef Labsocs/ Ef experimental	Incertidumbre
<sup>241</sup> Am	59,5	1,01	0,11	1,04	0,12	1,04	0,12
<sup>57</sup> Co	122,1	1,02	0,11	1,00	0,10	1,00	0,11
<sup>57</sup> Co	136,5	1,05	0,11	1,03	0,11	1,03	0,11
<sup>139</sup> Ce	165,9	1,11	0,10	1,09	0,09	1,09	0,09
<sup>113</sup> Sn	391,7	1,05	0,08	1,08	0,08	1,08	0,09
<sup>85</sup> Sr	514,0	1,04	0,07	1,05	0,07	1,05	0,07
<sup>137</sup> Cs	661,7	1,07	0,07	1,05	0,07	1,05	0,07
<sup>88</sup> Y	898,0	1,15	0,08	1,13	0,08	1,13	0,07
<sup>60</sup> Co	1173,2	1,25	0,07	1,18	0,07	1,18	0,06
<sup>60</sup> Co	1332,5	1,29	0,07	1,19	0,07	1,19	0,07
<sup>88</sup> Y	1836,1	1,32	0,07	1,16	0,06	1,16	0,06

Tabla 2. Relación entre la eficiencia calculada matemáticamente (LabSOCS) y la obtenida de forma experimental.

LabSOCS y la obtenida experimentalmente. En la misma tabla se incluye la incertidumbre asociada, calculada según lo establecido en la norma ANSI N42.14 para el cálculo de la incertidumbre asociada al cociente entre dos magnitudes <sup>1</sup>. Estos valores de incertidumbre han permitido establecer para cada uno de los valores de la relación entre eficiencias su correspondiente intervalo de confianza, con una probabilidad del 95,45 % ( $k=2$ ).

En los gráficos que se incluyen en la Figura 1 se ha determinado el nivel de concordancia de los resultados obtenidos. Para cada geometría se han representado, para el intervalo de energías de interés, los valores correspondientes a la relación entre eficiencias y sus intervalos de confianza. Estos intervalos de confianza se comparan con la unidad, valor que corresponde al mayor grado de concordancia (relación eficiencia matemática/ eficiencia experimental igual a 1). En todos los casos se observa un buen grado de concordancia en el intervalo energético comprendido entre 60 y 898 keV. Sin embargo, los cuatro últimos puntos de cada gráfico, correspondientes a las líneas de emisión de <sup>60</sup>Co e <sup>88</sup>Y presentan una mayor desviación de la unidad, debido a que la eficiencia calculada aplicando el método LabSOCS es sensiblemente superior a la obtenida experimentalmente. Al tratarse de radionucleidos con esquemas de desinte-

gración relativamente complejos, este efecto se ha atribuido a la existencia de suma de coincidencias, fenómeno cuya influencia es significativa cuando la eficiencia del detector es elevada (en este caso el 34%) y la medida de la muestra se realiza en contacto con el detector.

Resultados similares han sido obtenidos por otros autores <sup>2</sup>. Con el fin de minimizar este efecto, en un futuro se tiene previsto determinar los coeficientes de corrección por suma de coincidencias que permitirán modificar la curva experimental, así como analizar los resultados que se obtendrían incluyendo otros radionucleidos monoenergéticos en las geometrías de calibrado.

## REFERENCIAS

1- ANSI N42.14-1999, Table2, 22. "ANSI Standard for Calibration and use of Germanium Spectrometers for the measurement of gamma-ray emission rates of radionuclides"

2- Bronsosl, F. L. "Validation of the accuracy of the LabSOCS software for mathematical efficiency calibration of Ge detectors for typical laboratory samples". Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 255, 1, 137-141, 2003.

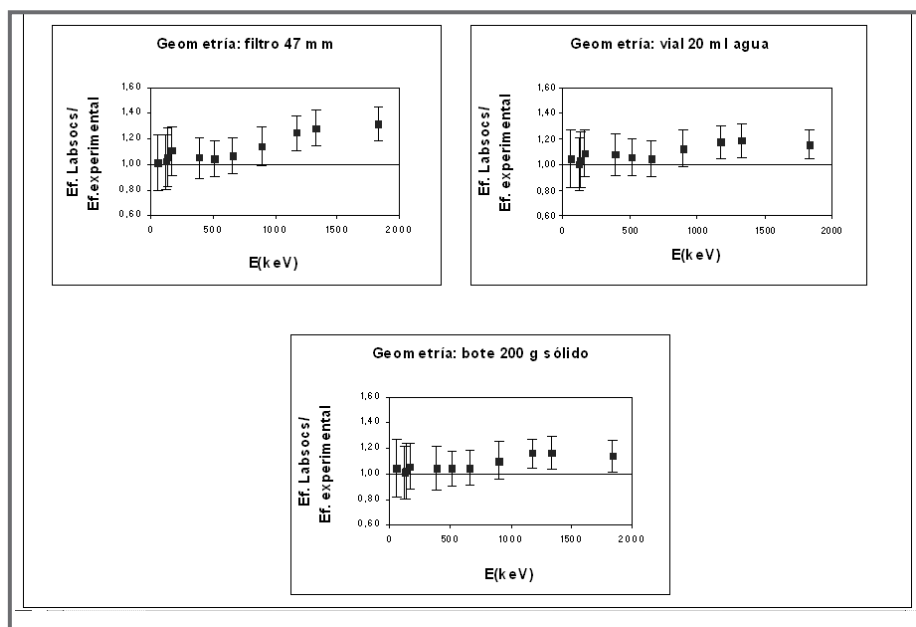


Figura 1. Concordancia entre la curva de eficiencia matemática y la experimental para cada una de las geometrías seleccionadas

# PARTICIPACIÓN DEL SDPE DEL CIEMAT EN LA INTERCOMPARACIÓN DE MEDIDAS DE HP (10) EN CAMPOS MIXTOS NEUTRÓN-GAMMA ORGANIZADA POR EL OIEA

ANA M. ROMERO GUTIÉRREZ, RAFAEL RODRÍGUEZ JIMÉNEZ, ANTONIO DELGADO MARTÍNEZ.

## INTRODUCCIÓN

El Organismo Internacional de la Energía Atómica (OIEA) organizó durante el periodo 2003-2005 una "Intercomparación Internacional de Medidas de la Dosis Equivalente Personal en términos de HP(10) en campos mixtos de radiación neutrón-gamma". La intercomparación se desarrolló en dos fases. Durante la primera fase, se irradiaron dosímetros en los siguientes campos: neutrones cuasi-monoenergéticos de energías comprendidas entre neutrones térmicos y 5 MeV, fuentes de  $^{252}\text{Cf}$  y AmBe con distinto grado de moderación y varios ángulos de incidencia, radiación fotónica pura (W-250 y  $^{60}\text{Co}$ ) y diferentes combinaciones de radiación gamma y neutrónica. En la segunda fase, los dosímetros fueron irradiados simulando las condiciones de lugares de trabajo reales. La primera fase se realizó a modo de *type-test* del sistema dosimétrico de forma que los participantes conocían la calidad de las irradiaciones durante el proceso de evaluación de los resultados. Sin embargo, en la segunda fase, las calidades de radiación fueron reveladas por los organizadores con posterioridad al envío de los resultados a la organización.

El Servicio de Dosimetría Externa del CIEMAT (SDPE) participó en las dos fases de la mencionada intercomparación con el dosímetro modelo UD-802 de Panasonic que es el empleado de forma rutinaria para la evaluación de las dosis de radiación gamma y beta. En esta comunicación se describe en detalle el desarrollo de la intercomparación y se presentan los resultados obtenidos por el SDPE en las dos fases previamente mencionadas así como las conclusiones extraídas del análisis de dichos resultados.

## DESARROLLO DE LA INTERCOMPARACIÓN

La intercomparación se desarrolló en dos fases completamente separadas en el tiempo. La primera, durante el periodo 2003-2004, constituyó un ensayo de *type-test* para los laboratorios participantes ya que las irradiaciones se planificaron con el objetivo de investigar la dependencia energética y angular con neutrones, verificar la calibración con fuentes de AmBe y  $^{252}\text{Cf}$ , comprobar la linealidad y dependencia energética con fotones y estudiar la respuesta a campos mixtos neutrón-gamma. Para la segunda fase (2004-2005), se realizaron irradiaciones simulando los campos mixtos existentes en distintos lugares de trabajo.

Las irradiaciones se llevaron a cabo en las instalaciones del Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) y del Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN). La magnitud de interés fue, en todos los casos, la dosis equivalente personal a una profundidad de 10 mm,  $H_p(10)$ . Para el caso de neutrones, el valor de referencia de  $H_p(10)$  se calculó a partir de la fluencia espectral determinada por instrumentos estándar y la aplicación de los correspondientes coeficientes de conversión de fluencia a dosis equivalente<sup>(1)</sup>. En el caso de campos fotónicos, la magnitud medida fue el kerma en aire y el valor de referencia de  $H_p(10)$  se estimó mediante la aplicación de los factores de conversión de kerma en aire a dosis equivalente personal. Para los campos mixtos realistas, se simularon los espectros neutrónicos por métodos Monte Carlo con apoyo de medidas espectrométricas. Todas las irradiaciones se efectuaron sobre el maniquí de agua ISO-slab.

Para el análisis de resultados se utilizaron criterios basados en las recomendaciones de ICRP en sus publicaciones 60 y 75 haciendo uso de las curvas trompeta para la visualización gráfica del cumplimiento de requisitos.

Es importante destacar que los resultados que aquí se presentan son todavía preliminares, a la espera de que la organización distribuya los valores definitivos de las dosis impartidas, aunque es de esperar que no existan grandes diferencias.

**PRIMERA FASE**

De los 36 laboratorios nominados, 32 enviaron dosímetros para su irradiación y 31 informaron de los resultados. Los dosímetros empleados fueron principalmente TLDs y de trazas. La Tabla 1 resume las calidades de irradiación, los ángulos de incidencia y las dosis impartidas a los dosímetros durante a primera fase. La instalación SIGMA, descrita en (2), facilita un campo neutrónico dominado por neutrones térmicos. La caracterización del acelerador empleado para la producción de neutrones cuasi-monoenergéticos se encuentra descrita en (3). Por cada calidad, se irradió un dosímetro por participante. Los laboratorios que tomaron parte en esta primera fase dispusieron de información precisa acerca de la calidad de radiación y el ángulo de incidencia de cada dosímetro irradiado, debiendo evaluar la dosis impartida y la contribución individual de las componentes neutrónica y fotónica. Además, se impartieron dos irradiaciones de referencia, una con fuente de <sup>252</sup>Cf y otra con calidad S-Co, para las que el valor de la dosis impartida fue suministrado por la organización de modo que los laboratorios pudieran utilizar el resultado como verificación de su propia calibración. Estas irradiaciones aparecen en la Tabla 1 resaltadas en grita.

Las conclusiones generales extraídas de esta primera fase fueron:

1. *Fotones*: la mayoría de los laboratorios presentaron repuestas en el intervalo 1.0±0.3

2. *Neutrones cuasi-monenergéticos*: dependencia energética apreciable en función del tipo de dosímetro. La calidad de los resultados fue radicalmente diferente de unos laboratorios a otros. Se observó una sobrestimación general de la dosis gamma debida al hecho de que los dosímetros estiman la contribución de fotones primarios más secundarios mientras que

el valor de referencia para fotones se refiere sólo a fotones primarios<sup>(4)</sup>. Este es un problema conceptual que tiene poca relevancia en campos realistas en los que la componente fotónica primaria presenta una mayor contribución a la dosis total. Sin embargo, en el caso particular de neutrones cuasi-monoenergéticos cobra mayor atención ya que la dosis gamma debida a la radiación gamma inducida por los neutrones en el maniquí es cuantitativamente más importante que la radiación fotónica primaria

3. *Fuentes neutrónicas*: mejores resultados que con neutrones cuasi-monenergéticos. Se observó gran dependencia angular en los dosímetros de trazas.

4. *Campos mixtos*: no se apreciaron evidencias de que la irradiación neutrónica tuviera influencia en la estimación de la dosis fotónica.

Calidad de Radiación / Angulo incidencia	Lab.	Hn (mSv)	Hg (mSv)	Htotal (mSv)
<b>Neutrones térmicos</b>				
<b>SIGMA / 0°</b>	<b>IRSN</b>	3.19	0.11	3.30
70 keV / 0°	PTB	1.25	0.01	1.26
144 keV / 0°	PTB	1.25	0.01	1.26
565 keV / 0°	PTB	2.25	0.02	2.27
1.2 MeV / 0°	PTB	3.75	0.04	3.79
5 MeV / 0°	PTB	3.63	0.04	3.67
<b><sup>252</sup>Cf / 0°</b>	<b>PTB</b>	<b>4.00</b>	<b>0.15</b>	<b>4.15</b>
<sup>252</sup> Cf / 45°	PTB	4.00	0.15	4.15
<sup>252</sup> Cf / 60°	PTB	4.00	0.15	4.15
Am-Be / 0°	PTB	1.50	0.13	1.63
W-250 / 0°	IRSN		5.00	5.00
S-Co / 0°	IRSN		1.00	1.00
<b>S-Co / 0°</b>	<b>IRSN</b>		<b>5.00</b>	<b>5.00</b>
S-Co / 0°	IRSN		50.00	50.00
<sup>252</sup> Cf+S-Co / 0°	PTB	2.00	2.50	4.50
565 keV+S-Co / 0°	PTB	2.25	2.50	4.75

Tabla 1. Condiciones de irradiación en la primera fase

**SEGUNDA FASE**

De los 36 laboratorios nominados, 30 enviaron dosímetros para su irradiación e informaron de los resultados. Al igual que en la Fase I, los dosímetros empleados fueron principalmente TLDs y de trazas y se irradió un único dosímetro por participante para cada calidad. La Tabla 2 resume las calidades de irradiación y las dosis impartidas a los dosímetros durante a primera fase. La instalación CANEL<sup>(5)</sup> está diseñada

da para simular el espectro neutrónico existente en los lugares de trabajo típicos de una central nuclear del tipo PWR. Los neutrones dispersos se refieren a los presentes detrás del cono de convergencia en una irradiación con fuente de  $^{252}\text{Cf}$  moderado. En esta segunda fase, los laboratorios que tomaron parte no dispusieron de ninguna información acerca de la calidad o condiciones de irradiación de los dosímetros.

Como conclusión general de la segunda fase, puede decirse que 4 laboratorios cumplieron los criterios establecidos sin ninguna desviación en la estimación de la dosis neutrónica y 3 en el caso de la dosis total. Para el caso de la dosis fotónica, todos los laboratorios presentaron, al menos, una desviación. Por este motivo, los laboratorios de referencia están actualmente revisando la estimación de alguna de las dosis gamma de referencia y, en particular, de las asociadas a la instalación CANEL.

Calidad de Radiación / Angulo incidencia	Lab.	Hn (mSv)	Hg (mSv)	Htotal (mSv)
CANEL / 0°	IRSN	3,00	0,30	3,30
CANEL+W250 / 0°	IRSN	1,50	2,15	3,65
Neut. dispersos / isotropo	PTB	1,70	0,33	2,03
$^{252}\text{Cf(mod)}$ + neutr. dispersos / 0° + isotropo	PTB	1,70	0,29	1,99
$^{252}\text{Cf(mod)}$ / 0°	PTB	2,00	0,27	2,27
$^{252}\text{Cf(mod)}$ / ±75°	PTB	1,30	0,18	1,48
$^{252}\text{Cf(mod)}$ + S-Cs / 60°	PTB	0,80	2,13	2,93
$^{252}\text{Cf(mod)}$ + S-Cs / ±75°	PTB	1,30	0,99	2,29
W250 / 0°	IRSN	0,00	3,00	3,00
S-Cs + R-F (6,6MeV) / 0°	PTB	0,00	2,99	2,99

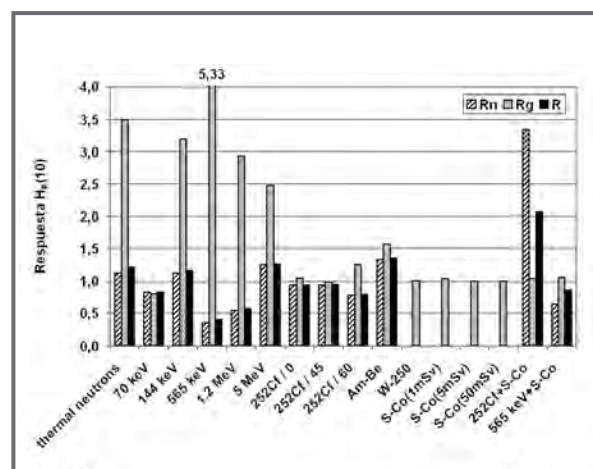
Tabla 2. Condiciones de irradiación en la segunda fase

### PARTICIPACIÓN DEL SDPE-CIEMAT

El SDE del CIEMAT utiliza el sistema de dosimetría personal termoluminiscente (TL) de Panasonic para realizar sus funciones como centro de dosimetría personal autorizado por el CSN. El lector, modelo UD-710, está basado en el calentamiento óptico y los dosímetros, modelo UD-802, constan de cuatro detectores: dos de  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  y dos de  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ . Los detectores se encuentran bajo distintas filtraciones, lo que permite emplear un algoritmo de cálculo de dosis para evaluar la dosis equivalente personal a las profundidades de 10 mm,  $H_p(10)$ , y

de 0.07 mm,  $H_p(0.07)$ , así como estimar la calidad de la radiación incidente. Aunque el dosímetro UD-802 está diseñado para la medida de dosis debidas a radiación fotónica y beta, la presencia de  $^{10}\text{B}$  y  $^6\text{Li}$  en la composición de  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$ , lo capacitan para la detección de neutrones. Dado que los dos elementos de  $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$  son insensibles a neutrones, el dosímetro puede ser empleado en campos mixtos y estimar las contribuciones fotónica y neutrónica separadamente. Sin embargo, debido a la fuerte dependencia de  $H_p(10)$  con la energía neutrónica, la estimación de la dosis equivalente personal debida a radiación neutrónica requiere un conocimiento previo de la energía promedio de los neutrones incidentes con el fin de poder aplicar un factor de corrección energética (NF). A tal fin, el fabricante suministra unos valores experimentales del factor NF en función de la energía media del espectro neutrónico que fueron ajustados a una función por el SDPE. El objetivo de la participación del SDPE en esta intercomparación fue probar la capacidad real de medida del dosímetro en campos mixtos.

En el primer ejercicio de la intercomparación, las calidades de radiación eran conocidas *a priori* por lo que el SDPE pudo aplicar durante la evaluación de resultados el factor NF interpolado para la energía correspondiente. Con la primera fase, se pudo verificar experimentalmente la validez del ajuste del factor NF en función de la energía. En la *Figura 1* se presentan gráficamente los resultados del SDPE en la primera fase. Los valores correspondientes a la calidad S-Co (50 mSv) no aparecen en la representación de las curvas trompeta para una mejor visualización de éstas, pero el valor de la respuesta (1.00) puede apreciarse en el diagrama de barras.



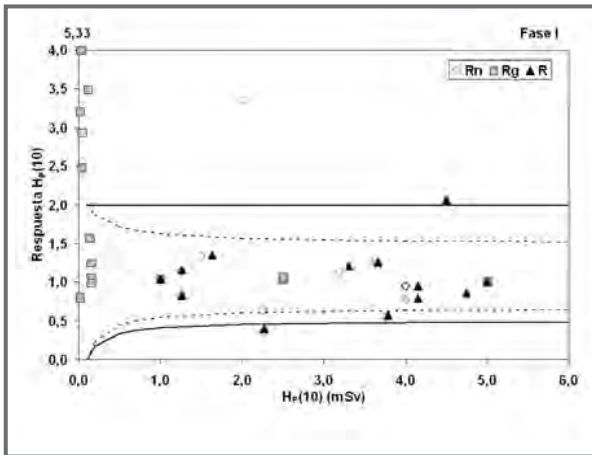


Figura 1. Resultados del SDPE en la primera fase

Del análisis de los resultados de esta primera fase se aprecia una sobrestimación de la dosis gamma en los casos de irradiaciones con neutrones cuasi-monoenergéticos. Este comportamiento fue observado por todos los laboratorios y la causa ha sido explicada en el apartado correspondiente al desarrollo de la primera fase de la intercomparación. Para el resto de calidades, el sistema demostró su fiabilidad en la estimación de la dosis fotónica y una excelente linealidad. Al interpretar los resultados relativos a la dosis neutrónica, se advierte una subestimación en las calidades en las que intervienen neutrones de 565 keV. Este hecho es debido a que la energía de 565 keV se encuentra en la zona de crecimiento rápido de la función que relaciona el factor NF con la energía media del espectro y en la que la interpolación del factor de corrección energética presenta una mayor incertidumbre. Para la calidad 252Cf+S-Co, la sobrestimación de la dosis neutrónica parece indicar una menor capacidad del método de determinación del factor NF cuando se trata de campos mixtos.

Para la evaluación de la segunda fase, tanto las dosis impartidas como las calidades de radiación fueron completamente desconocidas *a priori* por lo que el SDPE aplicó a todas las calidades un factor NF constante correspondiente a la calibración con fuente de <sup>252</sup>Cf(D<sub>2</sub>O) suministrada por el fabricante. En la Figura 1 se representan los resultados del SDPE en el segundo ejercicio de la intercomparación.

Como era previsible, los resultados del SDPE en esta segunda fase de la intercomparación no fueron tan destacables como los de la primera fase. Sin embargo, cabe señalar, que los resultados correspondien-

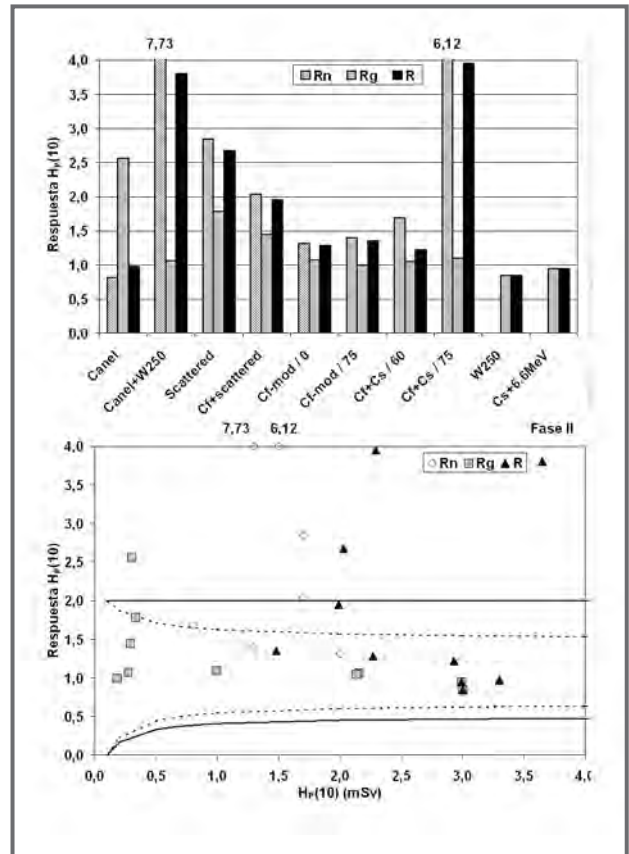


Figura 2. Resultados del SDPE en la segunda fase

tes a las irradiaciones con <sup>252</sup>Cf(mod), para los que el factor NF elegido para la evaluación coincidió con la calidad de radiación empleada, fueron bastante buenos. Se confirma así la capacidad del sistema para la estimación de dosis neutrónica cuando la energía media de los neutrones es conocida. Sin embargo, los resultados de la evaluación en campos mixtos realistas demuestran que el sistema no es fiable en la estimación de dosis neutrónicas cuando el espectro neutrónico es totalmente desconocido.

**CONCLUSIONES**

La participación del SDPE del CIEMAT en la Intercomparación de Medidas de H<sub>p</sub>(10) en campos mixtos neutrón-gamma organizada por el OIEA ha resultado un ejercicio de gran interés para el SDPE ya que ha permitido la realización de un ensayo de *type-test* de su sistema dosimétrico y la comprobación experimental de la capacidad de estimación de dosis en campos mixtos neutrón-gamma.

Es importante señalar que el sistema ha demostrado su capacidad para la discriminación entre irradiaciones gamma puras e irradiaciones en campos mixtos neutrón-gamma, así como su fiabilidad en la estimación de la dosis gamma incluso en el caso de calidades de radiación neutrón-gamma complejas. También es destacable el hecho de que la evaluación de la componente neutrónica de la dosis es aceptable cuando se conoce a priori la energía media del espectro neutrónico.

## REFERENCIAS

1. ISO-8529-3 "Refer. Neutron Rad., Part 3" (1998)
2. Lacoste, V. y col. "Characterization of the IRSN graphite moderated AmBe neutron field" Radiat. Prot. Dosim., 110(1-4), 135-139, 2004
3. Nolte, R. y col. "Quasi-monoenergetic neutron reference fields in the energy range from thermal to 200 MeV" Radiat. Prot. Dosim., 110(1-4), 97-102, 2004
4. Schuhmacher, H. "Intercomparison on measurements of the quantity personal dose equivalent HP(10) in mixed (neutron-gamma) fields – Analysis of Results from Part 1". Comunicación a los participantes, 2004
5. Lacoste, V. y col. "Monte Carlo simulation of the IRSN CANEL/T400 realistic mixed neutron-photon radiation field" Radiat. Prot. Dosim., 110(1-4), 123-127, 2004.





# VERIFICACIÓN DEL ALGORITMO DE CÁLCULO DE DOSIS EN DOSIMETRÍA PERSONAL

JAVIER ANIÉS ESCARTÍN

## INTRODUCCIÓN

La utilización de un algoritmo de cálculo en dosimetría personal implica una adecuada determinación de las dosis recibidas por los trabajadores profesionalmente expuestos a radiaciones ionizantes, controladas mediante dosímetro personal. Dicho algoritmo se basa, en el caso del sistema utilizado por el Servicio de Dosimetría Personal de ASEPEYO, en la utilización de distintos filtros y diferentes sustancias termoluminiscentes para la determinación de las energías. Mediante la irradiación de dosímetros con un equipo de radiodiagnóstico médico se han realizado pruebas de irradiación de dosímetros controlando los parámetros y las condiciones de irradiación, acercándolas el máximo posible a las condiciones de uso habituales de dichos equipos.

El algoritmo de cálculo utilizado, derivado del que proporciona PANASONIC, fabricante del equipo, ha sido modificado y adaptado a las necesidades y requisitos exigibles por el Servicio de Dosimetría mencionado. Es en las condiciones que fija la norma ISO 40371,2, y con las características del haz de radiación indicadas para el denominado espectro estrecho que se establece en la citada norma, como se obtienen los factores de cálculo de dosis que utiliza el algoritmo. Las condiciones reales de irradiación de dosímetros durante su utilización difieren de aquellas que se establecen en las condiciones indicadas por la norma. En el trabajo presentado se analiza una muestra de las condiciones más habituales de trabajo de gran parte de usuarios de dosímetros. Se estudian aquellas condiciones más habituales de utilización, a través del registro de estudios realizados en el servicio de radiodiagnóstico. Para esas condiciones se estudian las energías detectadas por los dosímetros,

siendo comparadas con los parámetros fijados en el equipo productor de rayos X. Así, se puede determinar una relación entre la tensión fijada en el disparo del equipo y la energía detectada en la correspondiente lectura de los dosímetros. Se establece asimismo que una relación lineal entre ambos parámetros puede ser suficientemente buena. Los resultados del trabajo serán de utilidad en la investigación de condiciones de trabajo del personal expuesto, de especial interés en los casos en los que los valores de dosis sean elevados.

## METODOLOGÍA

*Equipo utilizado:*

Dosímetros PANASONIC UD-802 AR, correspondientes al grupo utilizado por los usuarios, pertenecen a los diversos lotes adquiridos. Se han agrupado en conjuntos de 5 dosímetros de forma aleatoria tomados entre los que han sido regenerados para la realización de la prueba.

Equipo lector de dosímetros PANASONIC modelo 716-AGL.

Equipo de radiodiagnóstico SIEMENS modelo Polimat-60, instalado en el Servicio de Diagnóstico por la Imagen, del Centro de Prevención y Rehabilitación (CEPRA) de ASEPEYO, con los filtros utilizados habitualmente (1 mm Al).

Soporte de irradiación de dosímetros de PMMA, simulando el tejido orgánico, en posiciones paciente o trabajador (espesor 9,5 cm).

Para seleccionar las diferentes calidades de radiación utilizadas se han registrados los tipos de exploraciones realizadas en un equipo convencional,

Grupo de dosímetros	Tensión de pico/kV	I (mAs)	t/ms	Energía detect.	H(10mm) /mSv	Observ
1	86	32	500	65	0,14	Haz indirecto
2	70	32	500	33	13,4	
3	70	32	500	33	6,8	
4	41	2	100	-	0,1	
5	85	25	250	65-48	0,13	Haz indirecto
6	70	32	320	33	7,6	
7	63	320	320	33	11,9	
8	73	250	250	33	8,3	
9	77	4	4	33	0,6	

instalado en el Servicio de diagnóstico por la imagen del Centro de Prevención y Rehabilitación. De esta manera se ha elaborado un cuadro con los tipos de pruebas, sus correspondientes parámetros asociados y sus frecuencias relativas. Dichos cuadros representados gráficamente corresponden a la *figura 1*.

El conjunto de 40 dosímetros a irradiar se ha dispuesto en grupos de 5 dosímetros, cada uno de los grupos se ha expuesto en las diferentes condiciones de irradiación registrándose los datos correspondientes. En todos los casos se ha utilizado una filtración a la salida del tubo de rayos X de 1 mm de Al, por ser ésta la filtración más habitualmente utilizada en este equipo por el personal operador del mismo.

Se tiene en cuenta que la mayor proporción de fotones se emiten con energía que puede considerarse aproximadamente una tercera parte de la energía fotónica máxima (que se relaciona directamente con el parámetro kV). Es decir que la energía detectada por el dosímetro no coincidirá necesariamente con la correspondiente energía de pico proporcionada directamente por el equipo.

Una vez determinadas los parámetros habituales de funcionamiento de los equipos emisores de Rayos X, se han establecido asimismo las condiciones de irradiación habitual de los dosímetros que utiliza el personal profesionalmente expuesto a radiaciones ionizantes en el servicio de radiodiagnóstico del hospital, aquellos que simulan las condiciones de trabajo de gran parte del colectivo de usuarios de dosímetros controlados por este SDP. Dichas condiciones se basan en la posición relativa del conjunto cuerpo-dosímetro respecto al eje del haz de radiación directa. Se van a considerar indistintamente diversas situaciones de trabajo. En las condiciones más habituales de trabajo, el plano sobre el que se sitúa el dosímetro

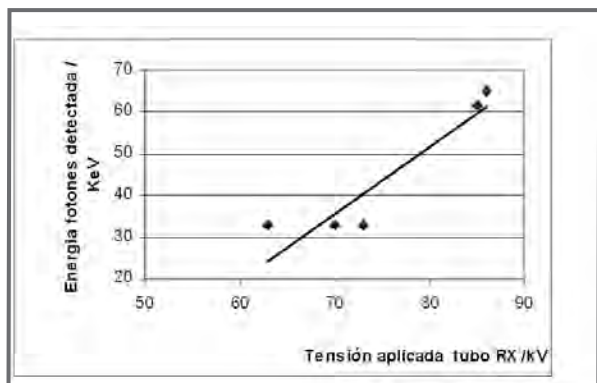
sería paralelo a dicho eje del haz de radiación (exposición indirecta). Dichas condiciones de trabajo son características del personal que opera o está en las inmediaciones de los arcos quirúrgicos utilizados en las salas de operaciones (quirófanos y servicios de urgencias). Las condiciones de trabajo propias de la radiología intervencionista implican mayores dosis para el personal que la operación de equipos de radiodiagnóstico convencional, con barreras estructurales interpuestas. Dosímetros adicionales para controlar partes/órganos considerablemente más expuestas que en algunas situaciones están sometidos al haz directo de radiación.

#### INTERPRETACIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS

En las condiciones habituales de funcionamiento, la energía predominante en el haz es inferior a la máxima energía posible, dado que las condiciones de filtración no impiden la emisión de fotones de bajas energías. El gráfico trazado sirve para establecer la relación existente entre las magnitudes, tensión aplicada en el equipo y energía detectada por los dosímetros, para las condiciones habituales de trabajo de este equipo determinado.

Para el número de puntos tomados para trazar el gráfico de la figura, se ha realizado un ajuste lineal ya que éste, con una correlación aceptable, sirve para establecer una relación sencilla entre las dos magnitudes.

En la realización de las pruebas se han utilizado diferentes grupos de dosímetros pertenecientes a distintos lotes de adquisición, sin ninguna selección y tomados de forma aleatoria (de la misma forma que se realiza el proceso de asignación de dosímetros destinados a usuarios). El proceso de cálculo de dosis incluye la corrección de lecturas con el factor de



$$E = 1.63 * V - 78,46$$

$$r^2 = 0,87$$

corrección para corregir diferencias en la respuesta de los dosímetros, se ha verificado con el factor de homogeneidad calculado (% CV), que el valor de dicho parámetro de control de homogeneidad está por debajo del valor de referencia establecido en un 15%. No se tiene en cuenta la irradiación cuyas dosis resultantes son cercanas a valores de fondo ambiental, ya que para esos valores mínimos el error asociado a una gran desviación es muy importante.

### CONCLUSIONES

Una gran parte de las exploraciones realizadas con el equipo utilizado para la irradiación se han llevado a cabo configurando el equipo a una tensión aplicada en el tubo que varían entre los 40 y 80 kVp, utilizando más ocasionalmente valores superiores. A partir de los datos obtenidos en las pruebas se pueden caracterizar exposiciones anormales, y sirve como instrumento para la posible investigación posterior.

Se ha verificado que, en ningún caso, la correcta práctica puede implicar un nivel de dosis asociado por encima de los valores límite establecidos, para la instalación en la que se realiza el presente trabajo. También se ha comprobado que las dosis obtenidas en condiciones análogas coinciden con las que presentan diversos trabajadores expuestos en la misma instalación. En concreto, se han simulado puestos de trabajo asociados a procedimientos intervencionistas, ya que son los que mayores valores de dosis llevan asociados, y se han establecido los valores de dosis característicos recibidos en una intervención.

El presente trabajo, realizado en una instalaciones concretas, puede considerarse suficientemente representativo de las condiciones de exposición y uso de los equipos para una elevada proporción del personal usuario de dosímetro proporcionado por este SDP, dado que los tipos de lesión tratados correspondería mayoritariamente a las patologías y accidentes relacionados con el ambiente laboral, que se tratan en los centros e instalaciones de la red asistencial de ASEPEYO, y que además no difiere sustancialmente de las condiciones propias de otros trabajadores que operen equipos similares al utilizado para las irradiaciones descritas.

### REFERENCIAS

11. Villanueva, M. Ginjaume, A. Brosed, y otros, Tercera campaña de intercomparación de servicios de dosimetría personal autorizados por el CSN
- 2 Romero, A.M, A new photon branch in the standard Panasonic UD-802 Dose Algorithm at the CIEMAT External Dosimetry Service, IRPA 11 Congress

# ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES TERMOLUMINISCENTES DE ALUMINOSILICATOS DE LITIO. POTENCIAL USO EN DOSIMETRÍA DE RADIACIONES

V. CORRECHER, L. SÁNCHEZ-MUÑOZ, J. GARCÍA-GUINEA, A. DELGADO

## INTRODUCCIÓN

Los aluminosilicatos de litio, que se emplean en la producción de cerámicas, se caracterizan por tener muy bajos coeficientes de expansión térmica. De hecho, la  $\beta$ -eucryptita ( $\beta$ -LiAlSiO<sub>4</sub>), hexagonal, posee un coeficiente de expansión térmico negativo a lo largo del eje c ( $\alpha_c = -16,35 \cdot 10^{-6}$  grados<sup>-1</sup>). Debido a su estabilidad térmica y resistencia a cambios bruscos de temperatura, este material es utilizado para diferentes aplicaciones: piezas de dispositivos ópticos de alta precisión o como disipadores de calor en motores de turbinas de aviones. Actualmente y a diferencia de lo que ocurre con los materiales naturales, la luminiscencia de cuarzos y aluminosilicatos sintéticos con fines dosimétricos es un campo escasamente explotado. Existen diversos trabajos relacionados con el estudio de la luminiscencia de cuarzos sintéticos a bajas temperaturas para su posible aplicación en el campo de la superconductividad o de los semiconductores para microelectrónica<sup>1,2</sup> o los llevados a cabo por Brovetto et al.<sup>3</sup> y Martini et al.<sup>4</sup>, donde se apuntan modelos de luminiscencia para las emisiones de 380nm, aunque no con una aplicación dosimétrica, ya que realizan sus investigaciones utilizando rangos bajos de temperaturas. En este trabajo se caracteriza la emisión termoluminiscente de  $\beta$ -LiAlSiO<sub>4</sub> sintetizado por el método sol-gel. Se han estudiado las principales características que se le exigen a un material para ser empleado con fines dosimétricos: (i) determinar su sensibilidad a la radiación ionizante; (ii) analizar la respuesta luminiscente con la dosis en el rango de interés y (iii) determinar la evolución de la estabilidad de la información dosimétrica con el tiempo. Asimismo, el material ha sido sometido a un tratamiento térmico severo (12h a 1200°C) para comprobar su influencia

en las propiedades luminiscentes.

## EXPERIMENTAL

El material objeto de estudio,  $\beta$ -eucryptita (LiAlSiO<sub>4</sub>), fue sintetizado a partir de un proceso sol-gel empleando el método de Hamilton y Henderson<sup>5</sup>. Los elementos (Li, Al, Si) se introdujeron en tres pasos: i) Litio a partir de Li<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, ii) silicio en forma de TEOS (tetraetilortosilicato, (Si(C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>O)<sub>4</sub>)<sub>4</sub>) y iii) aluminio a partir de Al(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O. Para la obtención de la  $\beta$ -eucryptita los cationes de Al y Li han de reaccionar en proporciones estequiométricas con el fin de preservar la neutralidad eléctrica de la red cristalina (Al<sup>3+</sup> + Li<sup>+</sup> = Si<sup>4+</sup>).

Las muestras de LiAlSiO<sub>4</sub> fueron cuidadosamente molidas para evitar triboluminiscencia<sup>6</sup>. Se efectuaron en un equipo de TL/OSL automatizado modelo TL-DA-12 desarrollado por el Risø National Laboratory de Roskilde, Dinamarca<sup>7</sup>. Este lector consta de una unidad principal con portamuestras, horno, irradiador provisto de una fuente de <sup>90</sup>Sr/<sup>90</sup>Y cuya tasa de dosis es 0.02Gy/s calibrada con una fuente gamma de <sup>60</sup>Co en un laboratorio de calibración de patrones secundarios<sup>8</sup> y un tubo fotomultiplicador EMI modelo THORN 9635QA. La emisión de LiAlSiO<sub>4</sub> fue registrada utilizando un filtro azul fabricado por Melles-Griot (FIB002) donde el máximo de emisión está situado en 400 +25 -0 nm, su FWHM es 80±16 y el mínimo de transmitancia es del 60%.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El primer paso para determinar el potencial uso de un material para su aplicación en el campo de la dosimetría es determinar su sensibilidad a la radia-

ción ionizante. En este sentido, se ha observado que el material sintetizado mediante el método sol-gel ( $\text{LiAlSiO}_4$ ) muestra una aceptable sensibilidad a la radiación cuando es expuesto a una dosis beta de 3Gy. En la *figura 1a*, se muestra la respuesta termoluminiscente del  $\text{LiAlSiO}_4$ , que es lo suficientemente significativa como para considerar que este material cumple el primer requisito exigido a un dosímetro. Dado que se trata de un material estable térmicamente, se le sometió a un tratamiento severo a altas temperaturas (12h, 1200°C) para determinar como podría verse afectada la emisión luminiscente en condiciones extremas (*Fig 1b*). Se observan, básicamente, dos diferencias importantes entre ambas curvas. (i) Forma. La curva correspondiente a la muestra sintetizada, sin tratamiento térmico, muestra la presencia de un máximo bien definido a baja T (en torno a 100°C) y una contribución muy ancha y de menor intensidad que aparece centrada a más alta temperatura (360°C). Por el contrario, la curva obtenida tras irradiar la muestra previamente calentada, muestra una forma muy diferente. Aparece un máximo de baja intensidad a 130°C y el pico principal aparece centrado a 260°C. Esta variación es probablemente debida a una transformación estructural del material. (ii) Intensidad. La muestra tratada térmicamente muestra una mayor intensidad de la señal TL que la muestra sin tratar. Este efecto es probablemente debido a procesos de disociación de los álcalis y su posterior migración a lo largo de la red cristalina dando lugar a una posterior recombinación de electrones con huecos ligados a un centro del tipo  $[\text{AlO}_4/\text{M}^+]^+$ .

Otro aspecto a estudiar para caracterizar un dosímetro es el tiempo que el material retiene la información dosimétrica. En este sentido se hizo un estudio de 'fading' tanto para la señal de TL de la muestra tratada con un tratamiento térmico severo como para la muestra sin tratamiento de temperatura previo. Las muestras fueron irradiadas con 3Gy y almacenadas hasta 120 días a temperatura ambiente en ausencia de luz blanca para evitar posibles procesos de foto-transferencia que se pudieran reflejar en la curva de TL. Como se observa en la *figura 2*, la evolución de la intensidad relativa de la señal de luminiscencia de la muestra sin el tratamiento térmico previo disminuye considerablemente (aprox. 80%) para, transcurridos 15-20 días, tener un comportamiento asintótico con la horizontal, que hace presuponer una razonable estabilidad de la información dosimétrica almacenada para tiempos superiores. La muestra sometida a tratamientos térmicos muestra una menor esta-

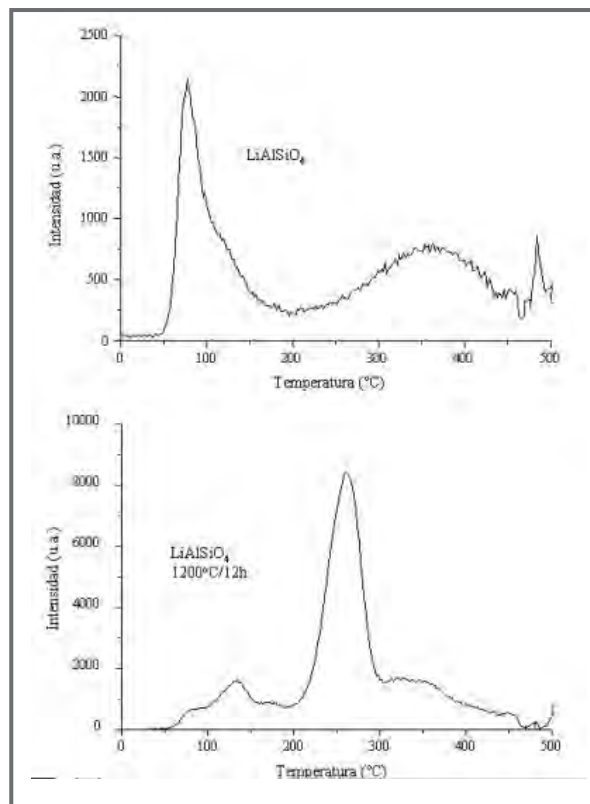
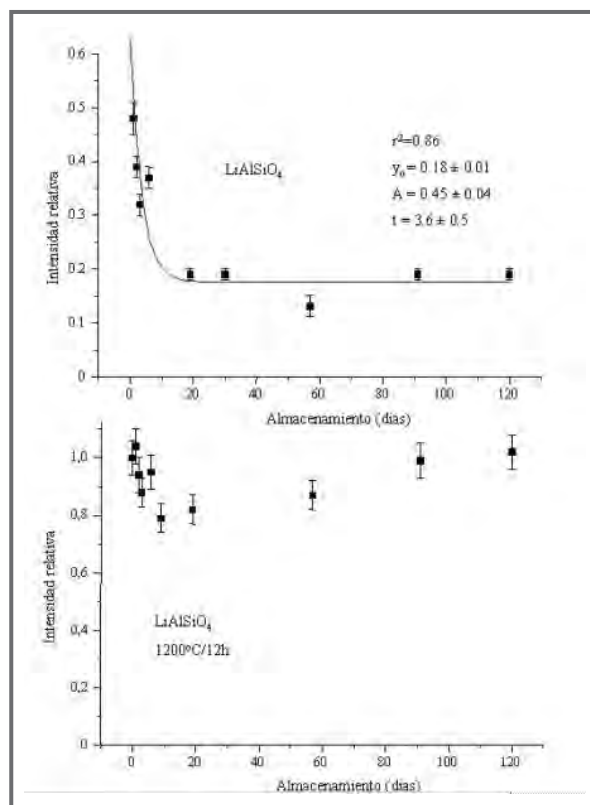


Figura 1. Curvas de TL de  $\text{LiAlSiO}_4$  irradiado 3Gy

Figura 2. Evolución de la señal de TL con el tiempo



bilidad de la información dosimétrica almacenada lo que induce a pensar que un tratamiento térmico severo no permitiría el uso de este material con fines dosimétricos.

Por último, otra de las características que definen la utilidad de un material como dosímetro es el comportamiento de señal de luminiscencia con la dosis: debe ser lineal en el rango de interés. En las muestras investigadas se ha observado que la respuesta con la dosis sigue un comportamiento lineal ( $r=0.99$ ) en el rango de dosis de interés para dosimetría retrospectiva, entre 0.5 y 5Gy (figura 3). En ninguna de las dos muestras se detectó saturación de la señal de luminiscencia con la dosis en el rango estudiado.

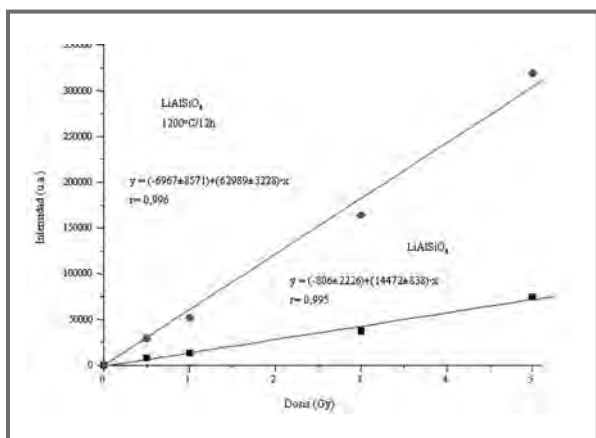


Figura 3. Evolución de la señal de TL de LiAlSiO4 con la dosis.

## CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se concluye que los aluminosilicatos de litio podrían ser potencialmente empleados como dosímetros. Las principales propiedades que describen la idoneidad de un dosímetro se pueden aplicar a este tipo de material: (1) es sensible a las radiaciones ionizantes; (2) tiene capacidad para retener información dosimétrica durante períodos de tiempo superiores a 120 días en presencia de luz roja a temperatura ambiente y (3) es lineal con la dosis en los rangos de interés. Cuando la muestra es sometida a tratamientos térmicos rigurosos (1200°C/12h) se produce una alteración en la red cristalina que se

manifiesta en su respuesta TL. No obstante, también muestra una cierta estabilidad de la información dosimétrica almacenada, aunque con valores muy dispersos y una muy buena linealidad con la dosis en el rango 0,5-5Gy.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de los objetivos fijados en el proyecto financiado por la Comunidad Autónoma de Madrid, GR/MAT/0078/2004.

## REFERENCIAS

- Alonso, P.J., Halliburton, L.E., Khonke E.E., Bossoli, R.B. X-ray-induced luminescence in crystalline SiO<sub>2</sub> J. Appl. Phys. 54(9), 5369-5375, 1983.
- Stevens-Kalceff M.A., Phillips M.R. Cathodoluminescence of the defect structure of quartz Phys. Rev. B 52(5), 3122-3134, 1995.
- Brovetto, P., Maxia, V., Salis, M., Spano, G., Lucco-Borlera, M., Mazza, D. Thermoluminescence experiments to study lattice defects in aluminosilicates. Nuov. Cim. 15(7), 1017-1022, 1993.
- Martini, M., Paleari, A., Spinolo, G., Vedda, A. Role of [AlO<sub>4</sub>] centers in the 380-nm thermoluminescence of quartz. Phys. Rev. B. 52(1), 138-142, 1995.
- Hamilton D.L. and Henderson C.M.B. The preparation of silicate compositions by a gelling method. Miner. Magaz. 36, 832-838, 1968.
- García-Guinea, J., Correcher, V. Luminescence spectra of alkali feldspars: Influence of crushing on the ultraviolet emission band. Spectrosc. Lett. 33, 103-113, 2000.
- Bøtter-Jensen, L., Duller, G.A.T. A new system for measuring OSL from quartz samples. Nucl. Tracks Radiat. Meas. 20, 549-553, 1992.
- Correcher, V., Delgado, A. On the use of natural quartz as transfer dosimeter in retrospective dosimetry. Radiat. Meas. 29, 411-414, 1998.

# VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS DE EMISORES BETA EN EL LABORATORIO DE BIOELIMINACIÓN DEL CIEMAT MEDIANTE EJERCICIOS DE INTERCOMPARACIÓN INTERNACIONALES.

I. SIERRA, L.M. ROBREDO, T. NAVARRO

## INTRODUCCIÓN

El empleo de radioisótopos emisores beta procedentes de la Industria Nuclear ( $^{90}\text{Sr}$  y  $^3\text{H}$ ) y de los Centros de Investigación y Docencia ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{35}\text{S}$  y  $^{32}\text{P}$ ), requiere la existencia de procedimientos analíticos y de medida eficaces que permitan el control y la vigilancia radiológica de los trabajadores expuestos. Las técnicas de ensayo "in vitro" (análisis de excretas) y medida mediante Espectrometría de Centelleo en fase Líquida permiten evaluar, a partir de los resultados obtenidos, la dosis debida a una posible contaminación interna.

Las actividades de control y garantía de calidad de un laboratorio se realizan mediante la participación de los mismos en ejercicios de intercomparación. Estos ejercicios constituyen la técnica más eficaz para la validación en la ejecución de los procesos y procedimientos analíticos empleados de modo rutinario en los laboratorios, así como la comprobación del grado de exactitud en los resultados obtenidos.

En este sentido, y desde 1998 el laboratorio de Bioeliminación del Servicio de Dosimetría Personal Interna del CIEMAT viene participando anualmente, y de modo rutinario, en diferentes ejercicios de comparación entre laboratorios. En este trabajo se presentan algunos de los resultados obtenidos por el Laboratorio de Bioeliminación mediante la participación en diferentes ejercicios de intercomparación basados en la determinación de  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{35}\text{S}$  y  $^{90}\text{Sr}$  en muestras de orina. La técnica de medida así evaluada fue la espectrometría de centelleo en fase líquida. Debido a la corta vida media del  $^{32}\text{P}$  (14,28 días), este

radionucleido no ha podido ser evaluado mediante este tipo de controles.

Los ejercicios presentados fueron organizados por la Association pour la Promotion du Contrôle de Qualité des Analyses de Biologie Médicale en Radiotoxicologie (PROCORAD). Asociación francesa fundada en 1995 por biólogos y farmacéuticos de la industria nuclear francesa. Procorad organiza anualmente 7 ejercicios de intercomparación en muestras de excretas, para la determinación de  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , Emisores  $\gamma$ , Uranio, Transuránidos y Actínidos. Debido a su reconocido prestigio internacional, la participación de numerosos países es frecuente en el encuentro anual de presentación de resultados.

Otros de los resultados presentados proceden de ejercicios organizados por el Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), organismo regulador Alemán. Anualmente organiza ejercicios de intercomparación en muestras de orina. Los radionucleidos presentes en las muestras varían cada año.

## METODOLOGÍA

### 1. Ejercicios organizados por PROCORAD

Los laboratorios participantes disponen de 2 meses para la realización de los análisis. En los formularios de resultados se recoge también información sobre las técnicas radioquímicas y de cuantificación empleadas. Los organizadores presentan los resultados en una reunión anual y preparan un informe final (actualmente en formato CD).

La metodología de los ejercicios en los que el laboratorio de Bioeliminación ha participado se describe a continuación.

#### *Ejercicio Tritio en orina*

El ejercicio consiste en el análisis de agua tritiada en 4 muestras de orina y un patrón. Las muestras codificadas con letras presentan distintos niveles de actividad (A: blanco, B: 1-2 kBq/L, C: 5-10 kBq/L, D: muestra real procedente del metabolismo y E: patrón de tritio de actividad variable). Adicionalmente se puede determinar el contenido de Tritio en una muestra de orina que contiene timidina tritiada.

El laboratorio de Bioeliminación se ha presentado a este ejercicio los años 1999, 2000, 2002, y 2004.

#### *Ejercicio de <sup>14</sup>C en orina*

El ejercicio se basa en el análisis de 4 muestras de orina (de aproximadamente 50 mL) acidificadas a pH 1,5 con diferentes valores de actividad (A: blanco, B: 100-1000 Bq/L, C: 1-3 kBq/L, D: 3-10 kBq/L).

El laboratorio ha participado en este ejercicio los años 2001, 2003 y 2004.

#### *Ejercicio de <sup>90</sup>Sr en orina*

El ejercicio consiste en el análisis de 3 muestras de orina sin identificar. Únicamente se indica, que la actividad del radionucleido es menor ó igual a 10 Bq/L. Una de las muestras es un blanco.

En este ejercicio se participó en el año 2000 y en el presente año.

#### **Ejercicios organizados por BfS**

Los laboratorios participantes disponen de aproximadamente mes y medio para la realización de los análisis. Igualmente, los formularios de los resultados detallan el método de análisis y cuantificación empleado. Los organizadores envían a los participantes un informe final con los resultados analizados.

BfS envía una ó dos muestras de orina en las que únicamente se indica el radionucleido a determinar, pero no sus niveles de actividad. Se han de realizar un número mínimo de determinaciones de cada muestra.

En 1999 el laboratorio participó en la determinación de <sup>90</sup>Sr, en 2001 en la determinación de <sup>35</sup>S y en 2004 en la determinación de <sup>14</sup>C.

La metodología de análisis y cuantificación de los radionucleidos analizados mediante la participación en las intercomparaciones de Procorad y BfS, es la que de modo rutinario se practica en las muestras de los trabajadores expuestos que han de ser determinadas en el laboratorio. Esta metodología se encuentra recogida en diferentes procedimientos específicos de laboratorio para la determinación de cada uno de los isótopos.

### **RESULTADOS**

Las tablas 1, 2, 3 y 4 presentan algunos de los resultados de los ejercicios organizados por PROCORAD y BfS para los emisores beta expuestos. El valor de referencia indica la actividad que los organizadores han añadido a las muestras y la media aritmética se obtiene a partir de los resultados de los participantes.

Muestra	Media Aritmética	CIEMAT
<b>Bq/L</b>		
<i>Año 2000</i>		
<b>B</b>	1,58 E+03	1,64 E+03 ± 8,58 E+01
<b>C</b>	9,59 E+03	9,69 E+03 ± 4,11 E+02
<b>D</b>	2,00 E+04	2,02 E+04 ± 8,40 E+02
<b>E</b>	3,26 E+04	3,23 E+04 ± 1,35 E+03
<b>F</b>		
<b>Actividad Total</b>	4,06 E+04	4,16 E+04 ± 2,41 E+03
<b>Agua Tritiada</b>	1,10 E+03	1,07 E+03 ± 8,13 E+01
<b>Timidina Tritiada</b>	3,94 E+04	4,05 E+04 ± 2,43 E+03
<i>Año 2002</i>		
<b>B</b>	1,37 E+03	1,42 E+03 ± 7,93 E+01
<b>C</b>	6,79 E+03	7,10 E+03 ± 3,29 E+02
<b>D</b>	5,73 E+04	5,95 E+04 ± 2,52 E+03
<b>E</b>	4,72 E+03	4,75 E+03 ± 2,26 E+02
<b>F</b>		
<b>Actividad Total</b>	3,61 E+04	4,75 E+04 ± 2,26 E+02
<b>Agua Tritiada</b>	3,72 E+03	3,72 E+03 ± 1,72 E+02
<b>Timidina Tritiada</b>	3,23 E+04	3,88 E+04 ± 1,79 E+03

Tabla 1. Resultados del Ejercicio de Tritio en Orina organizado por PROCORAD en el año 2000 y 2002.



Muestra	Valor de Referencia	CIEMAT
<i>Año 2001</i>		
<b>Bq/L</b>		
<b>B</b>	9,27 E+02	8,96 E+02 ± 2,69 E+01
<b>C</b>	1,91 E+03	1,86 E+03 ± 6,88 E+01
<b>D</b>	3,09 E+03	2,99 E+04 ± 1,35 E+02
<i>Año 2004</i>		
<b>B</b>	7,90E+02	7,59E+02 ± 3,21E+01
<b>C</b>	1,47E+03	1,43E+03 ± 5,45E+01
<b>D</b>	7,98E+03	7,89E+03 ± 2,62E+02

Tabla 2. Resultados del Ejercicio de  $^{14}\text{C}$  en Orina organizado por PROCORAD en el año 2001 y 2004.

Muestra	Valor de Referencia	CIEMAT
<b>Bq/L</b>		
<b>Muestra 1</b>	89,90	82,88 ± 4,18
<b>Muestra 2</b>	276,00	273,46 ± 5,25

Tabla 3. Resultados del Ejercicio de  $^{35}\text{S}$  en Orina organizado por BfS en el año 2001.

Muestra	Valor de Referencia	CIEMAT
<b>Bq/L</b>		
<b>BfS</b>	4,20	4,16 ± 0,20
<b>PROCORAD B</b>	4,74	4,31 ± 0,20
<b>PROCORAD C</b>	3,25	2,97 ± 0,14

Tabla 4. Resultados del Ejercicio de  $^{90}\text{Sr}$  en Orina organizado por BfS en el año 1999 y por PROCORAD en el año 2000.

PROCORAD y BfS realizan un estudio estadístico de resultados que permite excluir ó aceptar los valores suministrados por los diferentes laboratorios participantes.

En PROCORAD se han adoptado los siguientes test estadísticos con el fin de procesar los resultados de las medidas aportadas por cada laboratorio; se aplican los test de Grubbs y Dixon, que permiten establecer las diferencias estadísticas entre los resultados de cada laboratorio y el valor medio. También se aplican el test de desviación normalizada ó Z-score modificado y el test de la T de Student.

El criterio de aceptación del BfS se basa en las recomendaciones de la norma ANSI N 13.30 de la Health

Physics Society (Appendix B: Rationale and practical implications of the bias and precision statistics, and the criteria for test sample accuracy).

Como se observa en los resultados presentados en las tablas 1-4, tanto en los ejercicios de PROCORAD como en los del BfS, las medidas realizadas en el Laboratorio de Bioeliminación cumplen con los criterios de aceptación, no mostrando los valores presentados, diferencias estadísticamente significativas.

## CONCLUSIONES

La participación periódica del Laboratorio de Bioeliminación del CIEMAT en ejercicios de intercomparación constituye una parte fundamental de su programa de control de calidad. Los resultados obtenidos en los diferentes ejercicios ponen de manifiesto la validez de los procedimientos radioquímicos empleados y de las técnicas de medida utilizadas en los análisis. Así, dicho laboratorio se sitúa en un nivel equiparable al de otros laboratorios consolidados y de reconocido prestigio internacional.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento y reconocimiento a Da Pilar Benito y Da Ana Ma González por su colaboración en la realización de estos ejercicios de intercomparación.

## REFERENCIAS

1. PROCORAD 1999. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
2. PROCORAD 2000. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
3. PROCORAD 2001. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
4. PROCORAD 2002. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
5. PROCORAD 2003. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
6. PROCORAD 2004. Proceedings of Radiotoxicological Intercomparison Exercises.
7. Hartmann, M. et al. 1999. Auswertung des

Ringversuchs "BfS-RV-1999-Sr-90". AS 2 - 02/2000. Berlin/München. Alemania.

8. Hartmann, M. et al. 2001. Auswertung des Ringversuchs "BfS-RV-2001-S-35". Berlin / München. Alemania.

9. Determinación de Tritio ( $^3\text{H}$ ) en muestras de orina mediante Espectrometría de Centelleo Líquido en el Servicio de Dosimetría Interna. PE-IA-DR-06. 1999.

10. Determinación de Estroncio ( $^{90}\text{Sr}$ ) en muestras de orina mediante Espectrometría de Centelleo Líquido en el Servicio de Dosimetría Interna. PE-IA-DR-11. 2000.

11. Determinación de Carbono ( $^{14}\text{C}$ ) en muestras de orina mediante Espectrometría de Centelleo Líquido en el Servicio de Dosimetría Personal Interna. PE-IA-DR-22. 2001.

12. Determinación de Fósforo ( $^{32}\text{P}$ ) en muestras de orina mediante Espectrometría de Centelleo Líquido en el Servicio de Dosimetría Personal Interna. PE-IA-DR-23. 2002.

13. Determinación de Azufre ( $^{35}\text{S}$ ) en muestras de orina mediante Espectrometría de Centelleo Líquido en el Servicio de Dosimetría Personal Interna. PE-IA-DR-24. 2002.

# ESTIMACIÓN DE LA DOSIS INTERNA DE $^{241}\text{Am}$ EN HUESO, MEDIANTE LA MEDIDA DIRECTA DE LA ACTIVIDAD DEPOSITADA EN RODILLA

M. A. LÓPEZ, T. NAVARRO, J. F. NAVARRO, J.M. GÓMEZ ROS, M.MORALEDA

## 1.- INTRODUCCIÓN

La estimación de la dosis por exposición interna de Americio en vigilancia ocupacional se realiza habitualmente mediante la medida in vivo de Actividad en pulmón. Para exposiciones crónicas o transcurrido mucho tiempo después de un accidente se requiere una nueva técnica experimental que permita la estimación de la dosis debida al Americio en el esqueleto.

El Laboratorio del Contador de Radiactividad Corporal (CRC) del CIEMAT ha desarrollado una metodología para la determinación de  $^{241}\text{Am}$  en hueso a partir de la Actividad depositada en rodilla. La estimación in vivo de emisores de fotones de baja energía (caso del  $^{241}\text{Am}$ , emisor  $\gamma$  en 59.5 keV) se debe realizar en una región del cuerpo con mucho contenido óseo y poco tejido circundante (que atenúa la radiación) que facilite la detección<sup>(1)</sup>. La rodilla y el cráneo cumplen estos requisitos; en ambos casos se minimiza además la variación en cada sujeto del espesor de tejido blando que rodea el hueso. El CRC-CIEMAT dispone ya de una calibración para la determinación de  $^{241}\text{Am}$  en cráneo<sup>(2)</sup>; aquí se presenta la técnica desarrollada para la medida en rodilla.

## 2.- METODOLOGÍA

Para la medida directa de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla se cuenta con un sistema de detección de 4 semiconductores LE Ge de excelente resolución y máxima eficiencia a bajas energías, montado en el interior de una cámara blindada de paredes de acero prenuclear (13 cm) con capas sucesivas de Pb, Cd y Cu, que permite la realización de medidas de bajo fondo radiactivo.

Para la calibración del equipo se dispone de un maniquí antropomórfico simulador de la contaminación interna de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla. La geometría de medida seleccionada es resultado de la optimización del rendimiento de detección por métodos Monte Carlo.

### ***Sistema de Detección LE Ge en el Laboratorio del Contador de Radiactividad Corporal (CIEMAT)***

El sistema de detección se compone de dos detectores dobles de Germanio de tipo "LE Ge" (Low Energy), siendo en total 4 detectores con una superficie activa de 3800 mm<sup>2</sup> cada uno (70 mm de diámetro, 40 mm de espesor, ventana epoxy de Carbono) montados en dos criostatos independientes. Para la adquisición, tratamiento y análisis de espectros se utiliza el programa Abacos2000 que funciona en el entorno Genie2000 de Canberra.



Fig 1. Sistema de Detección LE Ge para la Determinación de  $^{241}\text{Am}$  en Rodilla en el CRC.

## Maniquí Rodilla de Calibración

La calibración del sistema LE Ge se ha realizado utilizando un maniquí simulador de la rodilla de un hombre adulto, que contiene un conjunto de "huesos activos" (sustitutos del fémur, rótula, tibia y peroné) con  $^{241}\text{Am}$  distribuido homogéneamente en todo el material equivalente a hueso. El maniquí Spitz tipo rodilla fue fabricado en la Universidad de Cincinnati (USA) para la calibración de medidas in vivo de radionucleidos incorporados al organismo que se depositan en el esqueleto, y es idéntico al utilizado en el último ejercicio de intercomparación de CRCs organizado por la IAEA.

### Optimización de la eficiencia de detección: aplicación de Métodos de Monte Carlo

Se ha llevado a cabo un estudio de optimización del rendimiento de detección, buscando una geometría de contaje de máxima eficiencia que resulte operativa y cómoda para el sujeto. Herramientas matemáticas de cálculo numérico basadas en métodos de Monte Carlo y maniquíes antropomórficos tipo voxel (VOLUME piXEL) han sido de gran utilidad para este análisis(3), que se ha realizado en colaboración con el grupo de Dosimetría Numérica del CIEMAT. La geometría final de medida se ha basado en los resultados obtenidos por simulación matemática, mediante código MCNP, buscando la máxima fluencia de los fotones emitidos desde la rodilla que pueden alcanzar el sistema de detección LE Ge.

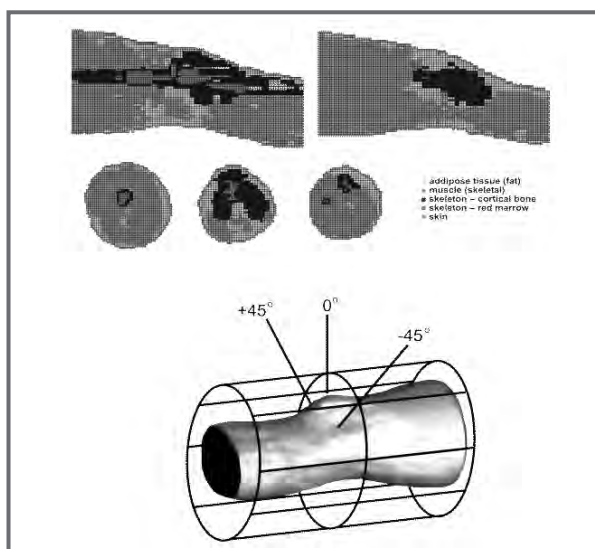


Fig 2.- Maniquí voxel de rodilla (Zubal) y estudio de la fluencia de los fotones de 59.5 keV del  $^{241}\text{Am}$

La aplicación de los métodos de Monte Carlo a la calibración y medida in vivo de la contaminación interna exige además una simulación detallada del sistema de detección implicado en el estudio. Esta tarea ha sido completada con éxito en el caso de los 4 detectores de semiconductor LE Ge del CIEMAT, cuyos elementos estructurales (materiales, dimensiones, distancias relativas) han sido caracterizados con máxima precisión y validados experimentalmente con geometrías de contaje sencillas (fuente puntual de  $^{241}\text{Am}$  y cilindro de polietileno con agua y  $^{57}\text{Co}$ ).

## 3.- RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La calibración en eficiencias<sup>(4)</sup> se ha llevado a cabo después de realizar el estudio de optimización descrito anteriormente. En la simulación matemática se ha analizado la distribución de la fluencia de fotones a través de un cilindro que rodea la pierna, centrado a lo largo del eje de la misma. Se ha asumido una distribución homogénea de contenido de  $^{241}\text{Am}$  en hueso. El máximo valor de fluencia se ha obtenido en el segmento bajo la rodilla, y en un ángulo de 45o hacia la parte interior de la pierna.

Por lo tanto, la geometría de calibración y medida experimental consiste en situar los 4 detectores LE Ge sobre la rodilla, desplazados hacia la zona de la tibia y peroné (máximo rendimiento de detección), envolviendo la pierna. A partir del área asociada al fotopico de 59,5 keV (36%) en la región de interés del espectro de medida del  $^{241}\text{Am}$ , y teniendo en cuenta la Actividad (conocida) de Americio en el maniquí-rodilla, se obtiene un factor de calibración:

$$E_f = 7.37\text{E-}03 \pm 1\% \text{ cps/Bq}$$

Este valor es del mismo orden que la Eficiencia obtenida para la calibración de  $^{241}\text{Am}$  en cráneo, y va asociado a una geometría de medida operativamente más adecuada que la de los detectores sobre la cabeza.

La medida directa en rodilla resulta ser operativamente más confortable y es una alternativa a la medida de Americio en cráneo cuando el sujeto no está cómodo con los detectores próximos a su cabeza, lo cual es importante cuando una persona afectada de contaminación interna accede a la cámara blindada del CRC con síntomas de nerviosismo y preocupación.

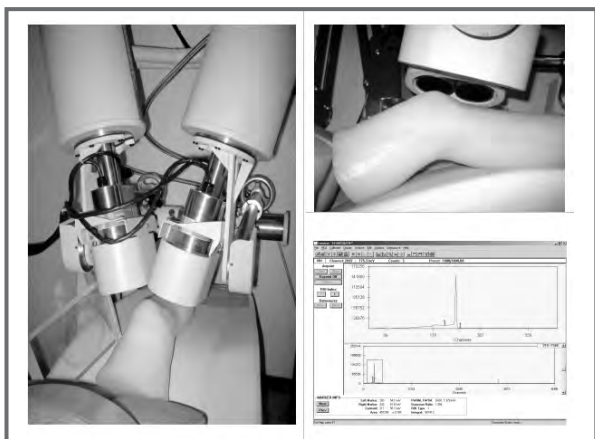


Fig 3. Geometría de calibración para la determinación in-vivo de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla

### Estudio de la Actividad Mínima Detectable

El estudio de la sensibilidad de detección para la determinación in-vivo del  $^{241}\text{Am}$  en rodilla se lleva a cabo a partir del valor de la Actividad Mínima Detectable (AMD), parámetro indicador de la capacidad del equipo de detección LE Ge para distinguir entre medidas correspondientes a individuos contaminados internamente y aquellos que no lo están. Los valores de AMD están dados para una distribución uniforme y han sido calculados a partir de la medida de una persona blanco, para que sea representativa de la capacidad de detección de la instalación. La AMD se obtiene de acuerdo con el criterio de Currie y la norma ANSI N13.30:

$$AMD(Bq) = \frac{4.65 * \sqrt{\text{Fondo}}}{E_f * T_c} + \frac{3}{E_f * T_c}$$

donde: Fondo=  $n^{\circ}$  cuentas del fondo espectral en la medida de una persona/maniquí blanco, asociadas al pico de estudio (59.5 keV)

$E_f$ = Eficiencia o Factor de calibración  
 $T_c$ = Tiempo de contaje.

Los primeros resultados de AMD obtenidos con personas blanco, para un tiempo de medida de 1800 s están entorno a los 7 Bq de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla.

### Medidas in-vivo de $^{241}\text{Am}$ en rodilla

La metodología descrita en este trabajo está ya operativa en el Laboratorio del Contador de

Radiactividad Corporal del CIEMAT. Se han realizado las primeras medidas para la detección de  $^{241}\text{Am}$  en hueso en ciudadanos de la localidad de Palomares, como parte del Proyecto Indalo, cuya misión es el seguimiento de la zona afectada por el accidente ocurrido en el espacio aéreo de Palomares en 1966, cuando un avión estadounidense dejó caer cuatro bombas termonucleares, dos de las cuales sufrieron la fragmentación y dispersión del elemento fisionable (Plutonio). Este es un ejemplo en que la falta de sensibilidad para la medida directa en CRC del Plutonio se solventa en algunas ocasiones mediante la detección del  $^{241}\text{Am}$  procedente del decaimiento del padre, el  $^{241}\text{Pu}$ .

### Extrapolación a Actividad en el esqueleto. Dosis en Hueso.

Para completar el estudio dosimétrico asociado a la contaminación interna por inhalación de Actínidos es necesario determinar no sólo la cantidad de contenido radiactivo presente en los pulmones del individuo expuesto, sino también la fracción que con el tiempo se deposita en el esqueleto.

Factores biológicos como la edad y el sexo pueden afectar a las características dosimétricas metabólicas de los radionucleidos llamados "bone-seekers"; los "buscadores de huesos" tienen su propio metabolismo, distribución y retención en el cuerpo y se clasifican en dos grupos: "Bone Surface seekers" (Actínidos) y "Bone Volume seekers" (Alcalinotérreos). Así, la Actividad de  $^{241}\text{Am}$  que se deposita en el esqueleto se asigna inicialmente a superficie ósea.

Hígado y superficie ósea conjuntamente reciben alrededor del 80% del Americio que inicialmente estaba presente en sangre (sistémico), procedente de los pulmones. La proporción de la retención en hueso/hígado depende de la edad del sujeto que ha sufrido la contaminación interna. Para todas las edades, la Actividad en el esqueleto se supone que se deposita uniformemente en igual proporción en las superficies óseas cortical y trabecular.

Tal y como se ha visto en este trabajo, la Actividad del  $^{241}\text{Am}$  total depositado en el esqueleto de una persona contaminada internamente puede obtenerse a partir de la medida del contenido del radionucleido en rodilla. La extrapolación a la Actividad total de Americio en hueso se realiza teniendo en cuenta que los huesos que contiene el maniquí Spitz

de calibración representan alrededor del 10.7% del contenido en masa del esqueleto total. Así, para una Actividad Mínima Detectable de 7 Bq de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla, se contaría con una AMD de 65 Bq de Actividad Total en esqueleto .

Como conclusión final, en caso de contaminación interna por incorporación de Americio, partiendo de la Actividad medida en rodilla y extrapolando a la Actividad total depositada en el esqueleto, es posible la estimación completa de la dosis efectiva comprometida de  $^{241}\text{Am}$ . El objetivo final es obtener de forma eficaz la Actividad total retenida en hueso en el momento de la medida, para poder evaluar de forma fiable la incorporación del radionucleido de estudio, junto con la Dosis asociada.

#### 4. REFERENCIAS

(1) ICRU69 "Direct Determination of the Body Content of Radionuclides". Journal of ICRU 3 (1),

Report 69. Oxford Pergamon Press (2003).

(2) López M.A., Navarro J.F., Navarro T., Gómez Ros J.M., Moraleda M. "In-vivo calibration of a LE Ge Detection System for the Assessment of Americium in Bone, at the WBC of CIEMAT". IRPA11, Proceedings, Madrid (2004).

(3) Moraleda M., Gómez-Ros J.M., López M.A., Navarro T., Navarro J.F. "A Monte Carlo based knee phantom for in vivo measurements of  $^{241}\text{Am}$  in bone". Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 538, 731-737 (2005).

(4) López M.A., Navarro J.F., Navarro T. "Calibración del Sistema LE Ge para la Medida in vivo de  $^{241}\text{Am}$  en rodilla en el Lab. del CRC del CIEMAT. Extrapolación a la determinación de Americio en el esqueleto". CIEMAT/DR/DPI/04/05 Documento Técnico (2005).

# SISTEMA DE PLANIFICACIÓN EN RADIOTERAPIA BASADO EN EL MÉTODO MONTE CARLO

B. JUSTE, R. MIRÓ, S. GALLARDO, A. SANTOS, G. VERDÚ

## INTRODUCCIÓN

Actualmente, se utilizan novedosas herramientas basadas en el método Monte Carlo para el cálculo de dosis en los sistemas de planificación de tratamiento en radioterapia. Sin embargo, la utilización de este método tiene asociado un importante inconveniente, el tiempo computacional que requieren los cálculos es muy largo, y esto dificulta su incorporación en el ámbito clínico.

La duración de los cálculos en este tipo de aplicaciones depende tanto de la complejidad de la geometría modelizada, como del número de partículas que se pretende utilizar en la simulación. Generalmente, la obtención de resultados con estadísticas aceptables requiere el seguimiento de la trayectoria de muchos millones de partículas, lo que se traduce en un exagerado tiempo computacional. Por otra parte, la modelización tridimensional de la geometría de las unidades utilizadas en los tratamientos y la *voxelización* de los fantomas en pequeños paralelepípedos, complica aún más el modelo, alargándose consecuentemente el tiempo de cálculo.

El desarrollo de potentes sistemas de computación que permiten la paralelización de los cálculos junto con la cada vez de mayor facilidad de acceso a ellos, ha abierto nuevas vías de investigación para las aplicaciones del método Monte Carlo en la física médica.

Este trabajo propone una nueva metodología para reducir el tiempo de computación en la simulación de la unidad de cobaltoterapia Theratron 780 utilizando el código MCNP (Monte Carlo N-Particle)[1].

## METODOLOGÍA

Basándonos en un trabajo anterior [2], en el cual se desarrolló en detalle la simulación de esta unidad de cobaltoterapia *Theratron 780* (MDS Nordion), se determinó la necesidad de utilizar como mínimo mil millones de partículas con objeto de obtener resultados útiles y realistas en las condiciones más desfavorables de tamaño del haz.

Sin embargo, el tiempo de máquina utilizando esta cantidad de partículas es extremadamente largo como para poder ser asequible en los sistemas de planeamiento empleados en los hospitales. Uno de los objetivos principales de este proyecto consiste reducir el tiempo computacional que la simulación mediante métodos Monte Carlo con el código MCNP requiere.

Para ello se han empleado las nuevas tecnologías disponibles y al alcance. En este sentido, el código MCNP se ha ejecutado en paralelo en un SGI Altix 3700, usando el protocolo de paralelización MPI con 16 procesadores.

De esta manera se ha conseguido acelerar los cálculos de tal manera que permite la utilización de tal cantidad de partículas en un tiempo razonable de computación.

Sin embargo, incluso utilizando esta potente herramienta informática, se necesita cerca de una semana para poder llevar a cabo un cálculo satisfactorio. Se planteó, por tanto, la posibilidad de mejorar los tiempos de cálculo.

Para ello se ha optado por la utilización de la he-

herramienta disponible en MCNP, *Surface Source Write / Surface Source Read (SSW/SSR)*. Esta tarjeta permite dividir la geometría del modelo en estudio en dos partes mediante la colocación de una superficie capaz de almacenar la información de todas y cada una de las variables de los fotones o electrones que la atraviesan. Los datos recogidos por esta superficie generan un archivo que es utilizado como fuente superficial en simulaciones MCNP posteriores, sin necesidad de tener que seguir las partículas desde el principio de la geometría, y ahorrando con ello el importante tiempo de cálculo asociado.

La superficie ha sido situada 2 cm después de la salida de las mordazas de la unidad de cobaltoterapia, en vistas a poder añadir al modelo, sin necesidad de cambiar la localización de esta superficie, colimadores personalizados del haz, propios de las etapas finales de los tratamientos de radioterapia. Incluyendo en el modelo esta superficie, se han realizado las simulaciones con diferentes tamaños de abertura de campo, creando así una base de datos con la información necesaria para futuros cálculos.

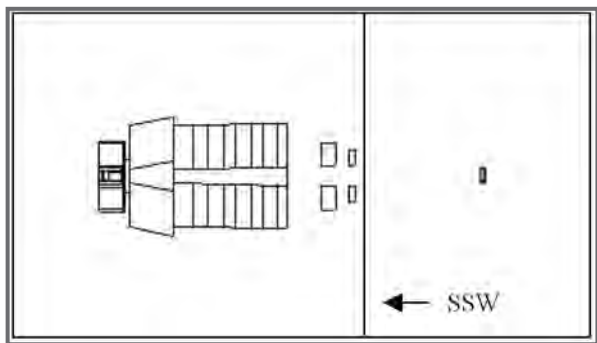


Fig. 1.- Modelo MCNP. Surface Source Write (SSW).

La geometría de la unidad de cobaltoterapia *Theratron 780* (MDS Nordion) se ha modelado de manera realista, incluyendo la cápsula de la fuente de Cobalto, su carcasa, los colimadores primario y secundario y las mordazas, así como el espacio de aire presente entre los componentes. La distancia de la superficie irradiada a la fuente es de 80 cm y se han considerado aberturas de campo de 5x5, 10x10, 15x15 y 20x20 cm<sup>2</sup>. [2]

La descripción de la fuente cilíndrica de <sup>60</sup>Co y del haz incidente también han sido caracterizados con la precisión requerida por el método Monte Carlo para desarrollar un cálculo de dosis exacto.

El transporte de la radiación en la simulación se ha realizado siguiendo cada historia individual de los fotones y electrones que atraviesan la geometría completa. Se ha considerado un tratamiento detallado de la física, incluyendo el efecto fotoeléctrico, fluorescencia, dispersión incoherente e incoherente y producción de pares, en el rango de energía entre 0.001 y 2.6 MeV.

Se ha tenido en cuenta que el espectro del Co-60 consta de 6 diferentes líneas de rayos gamma, aunque solo las energías de 1.17 y 1.33 MeV presentan un gran probabilidad, como puede observarse en la Tabla I.

Tabla I. Líneas de rayos gamma para el Co-60 [3].

Energía (MeV)	Probabilidad de emisión de rayos gamma para el Co-60.
0.346393	0.000076
0.82628	0.000076
1.17324	0.999
1.3325	0.9998
2.15877	0.0000111
2.505	0.00000002

Dotar al modelo del *Theratron* del mayor realismo posible ha requerido definir la irradiación de la fuente de Cobalto uniformemente en un ángulo sólido de  $4\pi$ , produciendo de esta manera un gran número de partículas que no alcanzan el detector. Para evitar obtener resultados con estadísticas pobres e invertir tiempo en el seguimiento de partículas que no llegarán al objetivo, se han utilizado algunas técnicas de reducción de varianza, como *Roulette - Splitting* tanto para fotones como para electrones, permitiendo dar mayor importancia a las partículas que se encuentran en determinadas celdas.

Los resultados del MCNP proporcionan valores de energía depositada normalizados por partícula emitida por la fuente. Con objeto de saber la energía depositada total, es necesario tener en cuenta la actividad de la fuente. La actividad de la fuente de Cobalto correspondiente a la utilizada en las medidas experimentales es de 1962.42 Ci, ( $7.261 \cdot 10^{13}$  Bq).

Las tasas de dosis obtenidas en el detector como resultado de las diferentes simulaciones realizadas



se han obtenido haciendo uso del tally de deposición de energía \*F8 (MeV/partícula).

La validación de la metodología de reducción del tiempo computacional presentada, se ha realizado comparando la energía depositada en una cámara de ionización, en las dos simulaciones asociadas al empleo de la tarjeta SSW/SSR.

La primera de ellas incluye la geometría completa y detallada de toda la estructura de la unidad de cobaltoterapia: la fuente de Cobalto, el colimador primario y secundario, las mordazas y el detector, contando además a la salida del cabezal de la unidad con la superficie encargada de registrar la información de todas historias que la atraviesan.

Utilizando mil millones de partículas esta primera etapa del cálculo, se configuró una base de datos para futuras simulaciones a partir de las historias de los electrones y fotones recogidas en la superficie para diferentes tamaños de campo. En cada uno de los archivos generados se pueden reconocer la localización, dirección, energía y el peso de cada una de las partículas que alcanzaron la superficie.

La tabla siguiente muestra el número de partículas recogidas según el tamaño de abertura de campo, y el tiempo computacional necesario.

Tabla II. Comparación tiempos de cálculo.

Campo (cm <sup>2</sup> )	Nº partículas registradas en la superficie	Tiempo computación (16 CPU's)
5x5	788117	7190 min
10x10	1091159	7510 min
15x15	1610406	7622 min
20x20	2336269	7640 min

El elevado número de partículas utilizado en estas primeras simulaciones, mil millones de partículas, nos condujo a modificar el comportamiento de generación de números random. Con objeto de impedir la repetición de las historias generadas lo que traería asociado la subestimación de la física, el progreso de los números random (parámetro STRIDE) fue disminuido con respecto al que el código MCNP aplica por defecto.

La segunda parte de los cálculos, sustituye la fuen-

te de cobalto original y todo el cabezal de la unidad de cobaltoterapia por esta superficie, la cual, actúa en esta ocasión como fuente generadora de partículas. Se evita de esta manera realizar el seguimiento de todas las interacciones de las partículas en el sistema colimador, considerando solo aquellas historias que se dirigen desde la superficie hasta el detector.

Utilizando esta fuente superficial especificada, el tiempo de computación situando solo un detector tiene una duración de unos 3 minutos, obteniendo unos resultados estadísticamente iguales a los obtenidos con la simulación de la geometría completa.

La tabla III compara los tiempos de la CPU y los resultados obtenidos en el detector en ambas etapas de la simulación.

Tabla III. Comparación del tiempo computacional para un campo 10x10 cm<sup>2</sup>.

Partículas	Tiempo computación (16 CPU's)	Deposición de energía (MeV)
10E+9	5572 min	1.0451E-07 ±0.0710
1091159	2.42 min	1.0098E-07 ±0.0710

El error relativo entre la deposición de energía en la cámara de ionización calculada mediante tallys \*F8 en ambas etapas de la metodología es menor que el 0.5 %, siendo las diferencias debidas a los distintos números pseudorandom generados en ambas ejecuciones.

Con objeto de mejorar los resultados y obtener mejores estadísticas en la segunda etapa del cálculo, el código MCNP permite aumentar el número de partículas con respecto a las utilizadas en el parte inicial del cálculo con la superficie SSW. Se ha multiplicado por 100 el número original de partículas, obteniéndose estadísticas con menores errores. Utilizando esta técnica, pese a que se alargan los cálculos, se ha obtenido un tiempo final de computación de cuatro horas, una cantidad perfectamente abordable para considerar su aplicación en los planificadores empleados en radioterapia.

Validada la utilización de esta metodología, las etapas siguientes del trabajo se han centrado en utilizar estas bases de datos generadas a partir de

las superficies, para su utilización en simulaciones con geometrías más complejas, en concreto, para la *voxelización* de fantasmas de agua homogéneos y heterogéneos. Pese a que la complejidad de estos modelos alarga los cálculos considerablemente, la duración computacional se ve compensada con el ahorro de tiempo obtenido mediante la utilización de la fuente superficial, la cual permite realizar las simulaciones incluyendo solamente la segunda parte de la geometría.

El fantoma de agua se ha *voxelizado* en celdas de pequeño tamaño con objeto de situar múltiples puntos de medida en su interior. La presencia de un tally \*F8 en cada una de ellas, permite el estudio detallado de la distribución de dosis en el interior de la cuba. Los puntos más cercanos a la fuente fueron modelizados como celdas de tamaño,  $0.1 \times 0.1 \times 1 \text{ cm}^3$ , los restantes tienen una dimensión de  $1 \times 1 \times 1 \text{ cm}^3$ . Estos pequeños volúmenes están localizados siguiendo los ejes del haz en el caso de cálculo de dosis en profundidad o siguiendo el eje perpendicular al haz en el caso de cálculo de perfil de dosis, con objeto de desarrollar un mapa de distribución de dosis 3D.

Las curvas de dosis en profundidad y perfil calculadas utilizando una cuba de agua heterogénea fueron validadas a partir de las medidas experimentales realizadas en una cuba de agua motorizada ("RFA-300 Water Phantom"), la cual fue irradiada por esta unidad cobaltoterapia *Theratron 780*<sup>®</sup> (MDS Nordion) facilitada por el Hospital Provincial de Castellón.

El detector utilizado para adquirir los datos experimentales es un *Scanditronix-Wellhofer RK*. La heterogeneidad utilizada consiste en una pieza de poliestireno extruído (95% aire y 5% poliestireno) con una densidad de  $0.0311 \text{ g/cm}^3$ , similar a la del tejido de un pulmón y con unas dimensiones de  $30 \times 10 \times 8 \text{ cm}^3$ . Este paralelepípedo ha sido situado a 10 cm de profundidad según la dirección de entrada del haz en la cuba.

La comparación entre los valores experimentales y los simulados confirma la fiabilidad del modelo computacional tal y como puede comprobarse en la figura 2, demostrando además la eficiencia de la utilización de este método, puesto que la duración de los cálculos es de 26 horas.

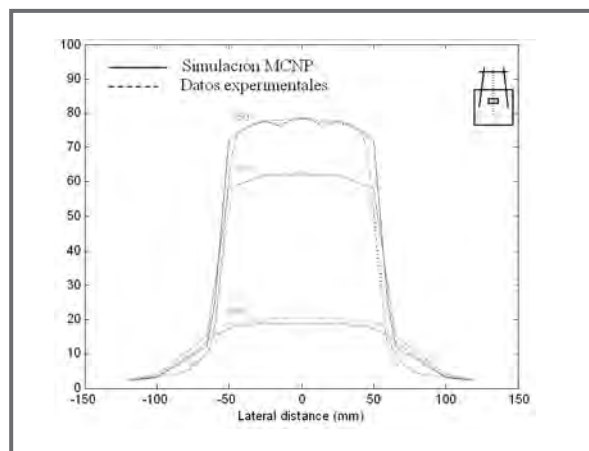


Fig. 2.- Comparación de perfiles de dosis obtenidos con MCNP a las profundidades de 5, 8.5, y 30 cm, con aquellos medidos en cuba de agua heterogénea para una abertura de campo de  $10 \times 10 \text{ cm}^2$ .

Se concluye afirmando que desde el punto de vista computacional el procedimiento aplicado para la reducción del tiempo de cálculo resulta verdaderamente atractivo para ser aplicado en modelos de fantasmas *voxelizados*, que de otra manera requerirían tiempos de computación prohibitivos. Además, a raíz de los resultados de esta ponencia, puede considerarse el uso del código MCNP como una herramienta muy potente para ser usada en los sistemas de planificación utilizados en los tratamientos médicos de radioterapia.

## REFERENCIAS

- [1] Los Alamos National Laboratory. A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 5, LA-UR-03-1987, Los Alamos, April, 2003.
- [2] R. Miró, J. Soler, S. Gallardo, J. M. Campayo, S. Díez, G. Verdú. MCNP Simulation of a Theratron 780 Radiotherapy Unit: 21st Century challenges in Radiation Protection and Shielding. 2004; Funchal, Madeira Portugal
- [3] "Java-based Nuclear Information Software (JANIS)", <http://www.nea.fr/janis/> (2005).

# DESARROLLO DE UN MODELO DE MONTE CARLO PARA LA GEOMETRÍA PETRI UTILIZADA EN MEDIDAS DE RADIATIVIDAD AMBIENTAL.

S. GALLARDO, V. PRIMAULT, S. BALLESTER, J. RÓDENAS, J. ORTIZ

## INTRODUCCIÓN.

En otro trabajo presentado en este mismo congreso <sup>1</sup> se especifica la necesidad para los laboratorios de radiactividad ambiental de calibrar los detectores en ellos utilizados para cada geometría considerada. En dicho trabajo se subraya asimismo la importancia de disponer de un método de simulación de la calibración, tal como el de Monte Carlo, como instrumento muy útil para reducir el número de medidas y por tanto la generación de residuos radiactivos.

En este trabajo se desarrolla un modelo para la geometría de medida constituida por una caja Petri como contenedor de la fuente radiactiva y un detector de germanio de alta pureza. Se han considerado tres materiales distintos de relleno: agua, carbón activo y arena de playa. Los resultados de las simulaciones se han comparado con las eficiencias determinadas experimentalmente en el laboratorio.

## MEDIDAS EXPERIMENTALES.

Se ha utilizado un detector GEM-25185-P con un cristal de germanio tipo p de alta pureza y geometría coaxial <sup>2</sup>. Las dimensiones y características físicas del detector se indican en el mencionado trabajo 1. No obstante, interesa repetir aquí que mediante un análisis de sensibilidad <sup>3</sup> se ha determinado que el espesor de la capa inactiva de germanio es de 1,27 mm y el volumen útil de detección es igual a 121,93 cm<sup>3</sup>.

Se ha utilizado un patrón de calibración que contiene una mezcla de emisores gamma: Am<sup>241</sup>, Cd<sup>109</sup>, Co<sup>57</sup>, Ce<sup>139</sup>, Hg<sup>203</sup>, Sn<sup>113</sup>, Sr<sup>85</sup>, Cs<sup>137</sup>, Y<sup>88</sup> y Co<sup>60</sup>, de forma que se abarca un amplio intervalo de energía

(50-2000 keV). Esta fuente presenta más de 100 fotopicos, pero sólo se han considerado 12 de ellos en la determinación experimental de eficiencias.

Los radionucleidos que emiten fotones en cascada (Y<sup>88</sup> y Co<sup>60</sup>) producen unas discrepancias en las curvas de eficiencia que han podido corregirse para soluciones acuosas tomando de la literatura <sup>4</sup> los factores que se listan en la Tabla 1.

Tabla 1. Factores de corrección para picos suma, en agua.

Nucleido	Energía (keV)	Caja Petri (100 ml)
Y-88	898.02	0,912
Co-60	1173,24	0,905
Co-60	1332.2	0,901
Y-88	1835.48	0.899

## MODELO DE MONTE CARLO.

Se ha modelado la caja Petri como un recipiente cilíndrico, considerando tres variantes para el contenido: agua, carbón activo y arena de playa con objeto de estudiar el efecto de la densidad sobre la eficiencia. Los distintos materiales contendrán en la forma adecuada la cantidad necesaria de la fuente, una solución patrón para realizar la calibración. La caja Petri se coloca directamente sobre el detector lo que proporciona una geometría de elevada eficiencia.

Se ha utilizado el programa MCNP 4C <sup>5</sup> ampliamente validado para simular la calibración de un detector de germanio <sup>6,7</sup>, con el registro F8 y la opción GEB para obtener un espectro comparable al experimental. La

eficiencia de los fotopicos obtenidos con MCNP se ha determinado por el mismo procedimiento utilizado por GAMMAVISION<sup>8</sup> para las medidas experimentales. Para la comparación de eficiencias se ha aplicado un método de propagación de errores, considerando una distribución normal con K=2 lo que proporciona un nivel de confianza igual a 0,95.

Tabla 2. Comparación de eficiencias para una caja Petri llena con agua.

Nucleido	Energía (keV)	Eficiencia experimental	Eficiencia MCNP	MCNP /Exp
Am <sup>241</sup>	59,54	1,3562E-02 (2,6)	1,3503E-02 (0,7)	0,995 ± 0,054
Cd <sup>109</sup>	88,03	4,2463E-02 (6,2)	4,3484E-02 (1,0)	1,024 ± 0,068
Co <sup>57</sup>	122,06	5,7082E-02 (1,5)	5,8236E-02 (0,3)	1,020 ± 0,031
Ce <sup>139</sup>	165,85	5,8184E-02 (1,4)	5,7716E-02 (0,3)	0,992 ± 0,028
Hg <sup>203</sup>	279,19	4,0476E-02 (1,5)	4,1428E-02 (0,5)	1,024 ± 0,032
Sn <sup>113</sup>	391,45	2,9256E-02 (3,2)	3,0912E-02 (0,4)	1,057 ± 0,074
Si <sup>85</sup>	514,01	2,3369E-02 (2,5)	2,4472E-02 (0,5)	1,047 ± 0,053
Cs <sup>137</sup>	661,33	1,8801E-02 (1,9)	1,9871E-02 (0,5)	1,057 ± 0,041
Y <sup>88</sup>	898,02	1,4794E-02 (1,6)	1,5567E-02 (0,6)	1,052 ± 0,035
Co <sup>60</sup>	1173,24	1,1836E-02 (1,5)	1,2621E-02 (0,7)	1,066 ± 0,036
Co <sup>60</sup>	1332,2	1,0502E-02 (1,5)	1,1164E-02 (0,8)	1,063 ± 0,036
Y <sup>88</sup>	1835,48	8,1958E-03 (1,4)	8,7563E-03 (0,8)	1,068 ± 0,034

Tabla 3. Comparación de eficiencias para una caja Petri llena con arena.

Nucleido	Energía (keV)	Eficiencia Experimental	Eficiencia MCNP	MCNP /Exp
Am <sup>241</sup>	59,54	1,1526E-02 (2,6)	1,19E-02 (0,7)	1,036 ± 0,054
Cd <sup>109</sup>	88,03	3,8393E-02 (6,2)	4,13E-02 (1,0)	1,075 ± 0,135
Co <sup>57</sup>	122,06	5,2599E-02 (1,5)	5,48E-02 (0,3)	1,043 ± 0,032
Ce <sup>139</sup>	165,85	5,2260E-02 (1,4)	5,48E-02 (0,3)	1,049 ± 0,030
Sn <sup>113</sup>	391,45	2,7347E-02 (3,2)	2,98E-02 (0,5)	1,091 ± 0,071
Si <sup>85</sup>	514,01	2,1105E-02 (2,5)	2,36E-02 (0,4)	1,120 ± 0,057
Cs <sup>137</sup>	661,33	1,7687E-02 (1,9)	1,93E-02 (0,5)	1,089 ± 0,043
Y <sup>88</sup>	898,02	1,2625E-02 (1,6)	1,52E-02 (0,6)	1,201 ± 0,041
Co <sup>60</sup>	1173,24	1,0105E-02 (1,5)	1,23E-02 (0,7)	1,220 ± 0,040
Co <sup>60</sup>	1332,2	8,6610E-03 (1,5)	1,09E-02 (0,7)	1,260 ± 0,042
Y <sup>88</sup>	1835,48	6,9020E-03 (1,4)	8,59E-03 (0,9)	1,245 ± 0,042

Tabla 4. Comparación de eficiencias para una caja Petri llena con carbón.

Nucleido	Energía (keV)	Eficiencia Experimental	Eficiencia MCNP	MCNP /Exp
Am <sup>241</sup>	59,54	1,5552E-02 (2,6)	1,48E-02 (0,7)	0,952 ± 0,051
Cd <sup>109</sup>	88,03	4,4106E-02 (6,2)	4,74E-02 (1,1)	1,074 ± 0,135
Co <sup>57</sup>	122,06	6,0650E-02 (1,5)	6,29E-02 (0,3)	1,038 ± 0,029
Ce <sup>139</sup>	165,85	5,9585E-02 (1,4)	6,19E-02 (0,3)	1,039 ± 0,029
Hg <sup>203</sup>	279,19	4,1920E-02 (1,5)	4,39E-02 (0,3)	1,046 ± 0,032
Sn <sup>113</sup>	391,45	2,9777E-02 (3,2)	3,25E-02 (0,4)	1,092 ± 0,070
Si <sup>85</sup>	514,01	2,3614E-02 (2,5)	2,56E-02 (0,4)	1,084 ± 0,054
Cs <sup>137</sup>	661,33	1,9205E-02 (1,9)	2,07E-02 (0,5)	1,076 ± 0,042
Y <sup>88</sup>	898,02	1,3538E-02 (1,6)	1,61E-02 (0,6)	1,192 ± 0,040
Co <sup>60</sup>	1173,24	1,0788E-02 (1,5)	1,30E-02 (0,6)	1,206 ± 0,038
Co <sup>60</sup>	1332,2	9,3920E-03 (1,5)	1,15E-02 (0,7)	1,223 ± 0,040
Y <sup>88</sup>	1835,48	7,3530E-03 (1,4)	8,97E-03 (0,8)	1,220 ± 0,039

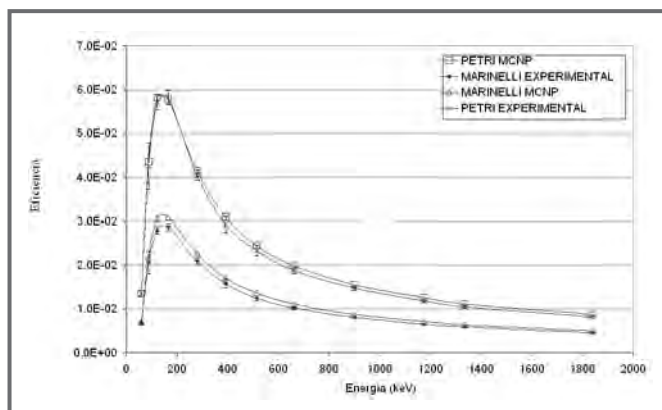


Fig. 1 Comparación de eficiencias para una solución acuosa

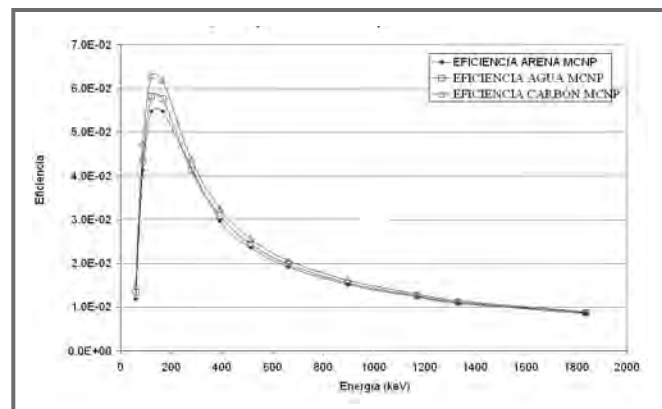


Fig. 2 Comparación de las eficiencias calculadas con MCNP para una caja Petri llena con diferentes materiales.

## RESULTADOS

En la Tabla 2 se listan para una solución acuosa y los 12 fotopicos de interés, las eficiencias experimental y calculada con MCNP junto con su incertidumbre relativa (%) y el cociente entre la eficiencia calculada y la experimental. Los resultados de la simulación se ajustan mejor a la experiencia que en el caso de la Marinelli<sup>1</sup>. Representando las eficiencias calculadas y medidas para ambos recipientes puede comprobarse en la figura 1 que las eficiencias son mayores para el caso de la caja Petri. Ello es debido a que el recipiente Marinelli supone una geometría más extensa y las geometrías que más se asimilan a una fuente puntual como una caja Petri de diámetro similar al del detector, proporcionan una eficiencia más elevada.

En las Tablas 3 y 4 se listan los resultados para una caja Petri llena respectivamente con arena y

carbón, que contienen una cantidad apropiada de la mezcla de emisores gamma utilizada en todas las calibraciones del detector. Del mismo modo que para la solución acuosa junto a la eficiencia obtenida experimentalmente y la calculada con el modelo de Monte Carlo se lista el cociente de la segunda a la primera, en todos los casos con las incertidumbres correspondientes. Los resultados de la simulación se ajustan muy bien a la eficiencia experimental hasta unos 700 keV. A partir de esta energía se observan discrepancias importantes, claramente atribuibles al efecto de los picos suma de Y-88 y Co-60, ya que no se dispone de factores de corrección para los materiales utilizados.

En la *Figura 2* se representan en función de la energía las eficiencias calculadas con el programa MCNP para la geometría Petri con los tres diferentes materiales de relleno utilizados. Como era de esperar, la eficiencia disminuye al aumentar la densidad, debido a la autoabsorción en la propia fuente. Este efecto es más evidente a bajas energías. Por ejemplo, comparando arena ( $1,5 \text{ g/cm}^3$ ) con carbón activo ( $0,6 \text{ g/cm}^3$ ) se obtienen unas diferencias del 24% para Am-241 (59 keV), del 7% para Cs-137 (661 keV) y tan solo del 4% para Y-88 (1835 keV).

### CONCLUSIONES.

De nuevo puede decirse que el método de Monte Carlo (programa MCNP) es una herramienta útil para simular la calibración de un detector de germanio, ya que el acuerdo entre las eficiencias calculadas con la simulación y las medidas experimentalmente es lo bastante bueno para validar el modelo.

Las discrepancias que aparecen a altas energías se deben al efecto de los picos suma para Y-88 y Co-60. Este efecto se ha corregido para soluciones acuosas pero no se dispone de factores de corrección para otros materiales. Una futura línea de trabajo debe ser la determinación de estos factores.

La comparación de las eficiencias, tanto calculadas como experimentales, para diferentes materiales de

relleno de las cajas Petri presenta una ligera dependencia de la densidad del material, dependencia que es más significativa para bajas energías.

### REFERENCIAS

1. Ródenas, J.; Ballester S.; Gallardo S.; Ortiz J.; Primault V: Determinación de la curva de eficiencias para un detector de germanio mediante la simulación con el método de Monte Carlo. X Congreso Nacional de la Sociedad Española de Protección Radiológica, Huelva Septiembre 2005.
2. EG & G ORTEC, Solid-State Photon Detector Operators Manual, GEM Series, HPGe (High-Purity Germanium) Coaxial Detector System.
3. Ródenas J., Pascual A., Zarza I., Serradell V., Ortiz J., Ballesteros L.: Analysis of the influence of germanium dead layer on detector calibration simulation for environmental radioactive samples using the Monte Carlo method. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 496 (2003) 390-399.
4. Arnold D., Sima O.: Extension of the efficiency calibration of germanium detectors using the GESPECOR software. Applied Radiation and Isotopes 61 (2004) 117-121.
5. Briesmeister J. F. (Editor): MCNP - A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 4C, LA-13709-M, LANL, USA, April 2000.
6. Ródenas J., Rius V.: Application of Monte Carlo method to the simulation of Ge-detector calibration. TOPSAFE'98, Valencia (Spain), 15-17 April 1998.
7. Ródenas J., Martinavarró A., Rius V.: Validation of the MCNP code for the simulation of Ge-detector calibration. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 450 (2000) 88-97.
8. Gamma Vision, Gamma-ray Spectrum Analysis and MCA Emulation for MS Windows, Software User's Manual, version 32, V5.10.

# CARACTERIZACIÓN DOSIMÉTRICA DE FUENTES ISOTÓPICAS DE NEUTRONES

H. R. VEGA-CARRILLO, E. MANZANARES ACUÑA  
V. M. HERNÁNDEZ DÁVILA Y G. A. MERCADO-SÁNCHEZ

## INTRODUCCIÓN

La determinación del espectro de neutrones, mediante cálculos o mediciones, es vital en la dosimetría de neutrones ya que en la práctica se encuentran neutrones cuyas energías suelen ser muy variadas<sup>[1-3]</sup>. En 1990 la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) definió las magnitudes dosimétricas para radioprotección<sup>[4]</sup>. Debido a que éstas no se pueden medir directamente, la ICRP, conjuntamente con la Comisión Internacional de Unidades y Mediciones Radiológicas (ICRU), definió el Equivalente de Dosis Ambiental,  $H^*(d)$  y el Equivalente de Dosis Direccional,  $H'(d, \Omega)$ , aplicables a la vigilancia de áreas de trabajo. Para referirse a la dosis que recibe un individuo, la ICRU definió el Equivalente de Dosis Personal,  $H_p(d)$ <sup>[5]</sup>. Estas magnitudes se pueden medir y se les llama magnitudes operacionales<sup>[6]</sup>.

Todos los instrumentos utilizados para medir, directa o indirectamente, la dosis requieren de ser calibrados con una fuente cuyo espectro sea lo más semejante al espectro donde el dosímetro es cotidianamente utilizado<sup>[7]</sup>. La Organización Internacional para la Estandarización (ISO)<sup>[8]</sup> recomienda como fuentes isotópicas de calibración al  $^{252}\text{Cf}$ , así como el  $^{252}\text{Cf}$  en el centro de un embalaje esférico de 15 cm de radio de  $\text{D}_2\text{O}$ , ( $^{252}\text{Cf}/\text{D}_2\text{O}$ ), el  $^{241}\text{AmBe}$  y al  $^{241}\text{AmB}$ . Sin embargo existen otras fuentes de neutrones que también se emplean para calibración, entre estas están:  $^{241}\text{AmF}$ ,  $^{242}\text{CmBe}$ ,  $^{238}\text{Pu}^{13}\text{C}$ ,  $^{227}\text{AcBe}$ ,  $^{210}\text{PoBe}$ ,  $^{238}\text{PuF}$ ,  $^{226}\text{RaBe}$ , etc.<sup>[9]</sup>. En este estudio hemos determinado los espectros de 8 fuentes puntuales de neutrones a una distancia de 100 cm. Para cada fuente, y por unidad de fluencia, se calculó el factor de conversión de fluencia: a Dosis Equivalente, H, con base

a los criterios del ICRP 21<sup>[11]</sup>, al Equivalente de Dosis Ambiental  $H^*(10)$ , al Equivalente de Dosis Personal,  $H_{p,\text{slab}}(10, 0^\circ)$  y a Dosis Efectiva para una irradiación anteroposterior  $E_{\text{AP}}$  y una irradiación isotrópica,  $E_{\text{ISO}}$ . Estos valores también se determinaron para dos fuentes reales (no puntuales),  $^{239}\text{PuBe}$  y  $^{241}\text{AmBe}$ , donde se modelaron los detalles geométricos de los embalajes así como el aire que los rodea. El espectro de las fuentes reales se midió con un espectrómetro de Esferas de Bonner y se determinó el factor de conversión de la fluencia a las diferentes dosis; los espectros medidos se compararon con los espectros obtenidos mediante la simulación Monte Carlo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Cálculos

A partir de los espectros recopilados por la Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA)<sup>[11, 12]</sup> los espectros se calcularon para una distribución que comprende neutrones térmicos hasta neutrones de 20 MeV que corresponde a los grupos de energía utilizados durante el proceso de reconstrucción de los espectros a partir de las tasas de conteo de un espectrómetro de esferas de Bonner<sup>[2]</sup>. El OIEA presenta los espectros por unidad de letargia,  $\Phi_U(E)$ , y en 56 y 60 grupos de energía. Los espectros se convirtieron de  $\Phi_U(E)$  a  $\Phi_E(E)$  y el espectro resultante se utilizó como término fuente durante la fase de cálculo. El cálculo se realizó transportando los neutrones desde la fuente hasta un detector ubicado a 100 cm y en el vacío para el caso de las fuentes puntuales. El transporte de neutrones se hizo mediante el código Monte Carlo MCNP 4C<sup>[13]</sup>. Con los espectros calculados se determinaron las energías promedio utilizando el teorema del valor medio,

$$\langle E \rangle = \frac{\int_{E_{min}}^{E_{max}} E \Phi_E(E) dE}{\int_{E_{min}}^{E_{max}} \Phi_E(E) dE} \quad (1)$$

donde  $\Phi_E(E)$  es la cantidad de neutrones que tienen una energía entre  $E$  y  $E + dE$ .

Las diversas dosis se obtuvieron a través de,

$$\Delta = \frac{\int_{E_{min}}^{E_{max}} \delta_\phi(E) \Phi_E(E) dE}{\int_{E_{min}}^{E_{max}} \Phi_E(E) dE} \quad (2)$$

donde  $\Delta$  representa el factor de conversión de fluencia a dosis, donde la dosis puede ser la dosis equivalente ( $H$ ), la dosis ambiental equivalente ( $H^*(10)$ ), la dosis personal ( $H_{p,slab}(10,0^0)$ ), las dosis efectivas anteroposterior ( $E_{AP}$ ) y la isotrópica ( $E_{ISO}$ ); y  $\delta_\phi(E)$  son los coeficientes respectivos de conversión de fluencia a dosis. Estos fueron tomados del ICRP 74 [6], donde los valores se presentan en forma discreta.

Para el caso de las fuentes reales se utilizaron los datos de la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$  de la Unidad Académica de Estudios Nucleares de la UAZ [14, 15] y de la fuente de  $^{241}\text{AmBe}$  del Departamento de Ingeniería Nuclear de la Universidad Politécnica de Madrid [16].

### Mediciones

Los espectros de las fuentes reales además fueron obtenidos mediante un sistema espectrométrico de Esferas de Bonner, que para ambas fuentes se localizó a 100 cm del centro de la fuente y a una distancia superior a los 200 cm de cualquier muro o piso. Los espectros fueron reconstruidos a partir de las tasas de conteo del espectrómetro de Esferas de Bonner mediante el código BUNKIUT y la matriz de respuesta UTA4 [2]. Para la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$  el espectro medido se utilizó para calcular la dosis, que además se midió con un dosímetro moderador Eberline ASP-1. Para el caso de la fuente de  $^{241}\text{AmBe}$  el equivalente de dosis ambiental se midió utilizando un dosímetro moderador Berthold LB6411.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Cálculos

En la figura 1 se muestran los valores de los factores de conversión fluencia a dosis en función de la energía promedio de cada fuente. Aquí, se observa que para todas las fuentes el equivalente de dosis personal ( $H_{p,slab}$ ) tiene el mayor valor mientras que el menor valor lo tiene la dosis equivalente ( $H$ ). En esta figura se unen los puntos para observar la tendencia con la energía. En la Tabla I se muestran los valores de la energía promedio y los coeficientes de fluencia a dosis para cada fuente. De acuerdo al NCRP [17] los neutrones tienen una energía promedio de 5 MeV para el  $^{241}\text{AmBe}$ , 2 MeV para el  $^{252}\text{Cf}$ , de 0.4 a 0.6 MeV para el  $^{252}\text{Cf}/\text{D}_2\text{O}$  y entre 4.5 a 5 MeV para la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$ . Comparando estos valores con los obtenidos en este trabajo podemos establecer que excepto para el  $^{241}\text{AmBe}$ , los promedios son muy similares.

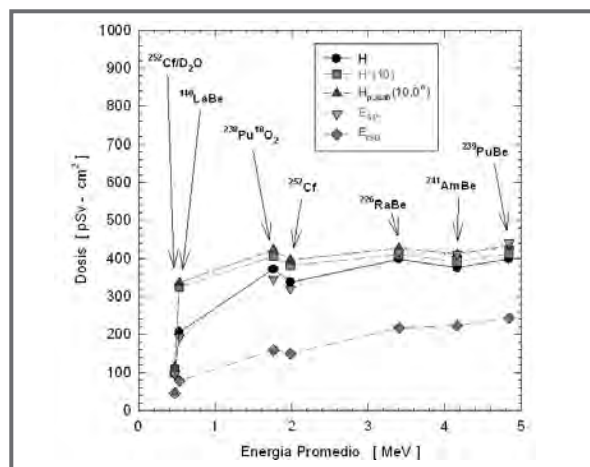


Figura 1 Factores de fluencia a dosis en función de la energía promedio de las fuentes

Comparando la energía promedio del  $^{241}\text{AmBe}$  derivada de nuestros cálculos con la reportada en el ISO[8] encontramos que es más coincidente ya que se define una energía promedio de 4.15 MeV. De acuerdo al ISO, el Equivalente de Dosis Ambiental del  $^{241}\text{AmBe}$  es de 391 pSv·cm<sup>2</sup> y el Equivalente de Dosis Personal es de 411 pSv·cm<sup>2</sup>, mientras que los valores de las dosis para el  $^{252}\text{Cf}$  son  $H^*(10) = 385$  pSv·cm<sup>2</sup> y  $H_{p,slab}(10,0^0) = 400$  pSv·cm<sup>2</sup>. De acuerdo al OIEA [11, 12] el  $^{241}\text{AmBe}$  produce  $H^*(10) = 395$  pSv·cm<sup>2</sup> y  $H_{p,slab}(10,0^0) = 415$  pSv·cm<sup>2</sup> y la  $E_{AP} = 411$  pSv·cm<sup>2</sup>.

El  $^{252}\text{Cf}$  produce  $H^*(10) = 380 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$  y  $H_{p,\text{slab}}(10,0^\circ) = 399 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$  y la  $E_{\text{AP}} = 336 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$ , mientras que la fuente de  $^{252}\text{Cf}/\text{D}_2\text{O}$  produce  $H^*(10) = 107 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$  y  $H_{p,\text{slab}}(10,0^\circ) = 112 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$  y la  $E_{\text{AP}} = 97.5 \text{ pSv}\cdot\text{cm}^2$ . La comparación de estos valores reportados y los obtenidos en este estudio se muestran en la Tabla II. De la comparación mostrada se puede observar que al comparar nuestros resultados con los reportados por el ISO la diferencia mayor es del 1% que ocurre con la fuente de  $^{252}\text{Cf}$  para la  $H_{p,\text{slab}}(10,0^\circ)$ . Al comparar nuestros resultados con los reportados por el OIEA encontramos que la máxima diferencia es del 5% y se observa para la  $E_{\text{AP}}$  de la fuente de  $^{252}\text{Cf}$ .

No obstante las diferencias observadas no son grandes, éstas se atribuyen a la estructura de energía de los espectros utilizados y los correspondientes valores de los coeficientes de fluencia a dosis utilizados por el ISO y el OIEA. Estas diferencias nos permiten establecer una incertidumbre global en las dosis calculadas del 5%.

### Mediciones

El espectro del  $^{239}\text{PuBe}$  reportado por el OIEA, el calculado utilizando un modelo realista para la fuente y en una atmósfera con aire, así como el espectro medido con el sistema espectrométrico de Esferas de Bonner se muestran en la figura 2, mientras que en la figura 3 se muestra el caso del  $^{241}\text{AmBe}$ . En ambos casos se aplicó la prueba de la  $\chi^2$  para determinar si el espectro medido es estadísticamente igual al espectro calculado con el modelo realista de la fuente, para ambas fuentes la respuesta fue positiva.  $H^*(10)$  de la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$  se midió con un dosímetro moderado con un resultado de  $130 \pm 10 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ . De la

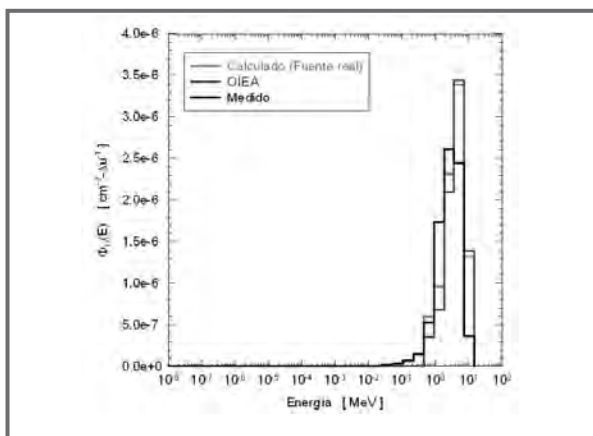


Figura 2 Espectro de la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$  de la UAZ.

reconstrucción del espectro se obtuvo que a 1 metro de la fuente el flujo es de  $92 \text{ cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , y el equivalente de dosis ambiental es  $134 \pm 7 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ . La incertidumbre asociada proviene del 5% de error obtenido durante los cálculos. El espectro medido tiene, en cada grupo de energía una incertidumbre menor al 10% y el calculado tiene una incertidumbre menor al 5%.

El espectro medido tiene, en cada grupo de energía una incertidumbre menor al 10% y el calculado tiene una incertidumbre menor al 5%.

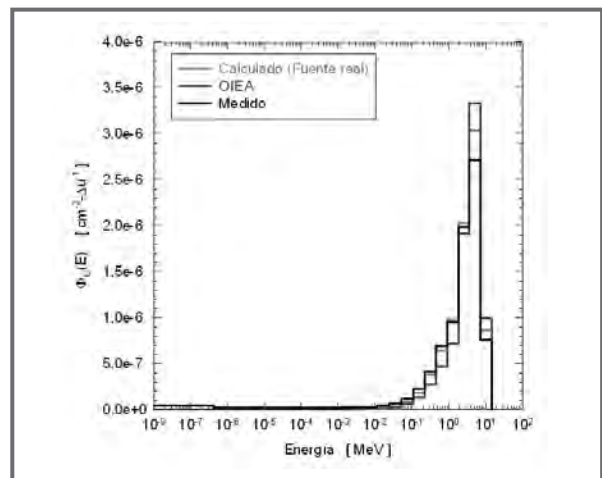


Figura 3. Espectro de la fuente de  $^{241}\text{AmBe}$  de la UPM

La  $H^*(10)$  de la fuente de  $^{241}\text{AmBe}$  se midió con un dosímetro moderado LB6411 dando como resultado  $83 \pm 1 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ . De la reconstrucción del espectro se obtuvo que a 1 m de la fuente el flujo es de  $72 \text{ cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , y el equivalente de dosis ambiental es  $100 \pm 5 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ . La incertidumbre asociada proviene del 5% de error obtenido durante los cálculos. En este caso existe una diferencia no despreciable entre la  $H^*(10)$  medida y la calculada que se atribuye a que las condiciones experimentales difieren de las utilizadas en los cálculos. Por un lado, para esta fuente las mediciones se hicieron en un recinto cerrado donde los neutrones sufren diversas colisiones con los núcleos de los muros lo que genera una mayor contribución de neutrones epitérmicos y térmicos<sup>[16]</sup>. Por otro lado, la fuente presenta una anisotropía en su emisión, determinada experimentalmente en un 4,4%<sup>[18]</sup>. Los factores de conversión de fluencia a dosis entre las fuentes puntuales y las reales se muestran en la tabla III. A una distancia de 100 cm una fuente puntual de  $^{241}\text{AmBe}$  en el vacío produce un equivalente de dosis ambiental 1.3% mayor a la que produce una



fuelle real y en aire. Este porcentaje es de 1.7% para la  $H_{p,slab}(10,0^{\circ})$  y 4.6% para la  $E_{AP}$ . Para el caso de la fuente de  $^{239}\text{PuBe}$  los porcentajes de la  $H^*(10)$  entre una fuente puntual y una real es de 1.7% y de 1.9% para  $H_{p,slab}(10,0^{\circ})$ . Este valor alcanza el 4.6% para el caso de  $E_{AP}$ . Lo anterior implica que para una distancia superior a 100 cm y en un medio donde el muro más próximo esté a una distancia mayor a 200 cm se puede utilizar un modelo puntual para estimar la dosis de fuentes de neutrones del tipo  $^{241}\text{AmBe}$  y  $^{239}\text{PuBe}$ . Esta aproximación no se recomienda para el caso de la dosis efectiva EISO ya que las razones entre el modelo puntual y el real para el  $^{239}\text{PuBe}$  es de 6.6% y del 44.8% para el  $^{241}\text{AmBe}$ .

### CONCLUSIONES

Para el caso de las fuentes puntuales se encontró una relación directa entre la energía promedio y la intensidad de la dosis. En general, la  $H_{p,slab}(10,0^{\circ})$  toma el valor más alto para cualquier fuente. Para las fuentes de  $^{252}\text{Cf}$ ,  $^{252}\text{Cf}/\text{D}_2\text{O}$  y  $^{241}\text{AmBe}$ , los valores calculados de los factores de fluencia a dosis coinciden con los publicados.

Los factores de fluencia a dosis determinados en este estudio se utilizaron para determinar la dosis ambiental de dos fuentes de neutrones,  $^{241}\text{AmBe}$  y  $^{239}\text{PuBe}$  cuyos espectros y dosis ambiental fueron determinadas experimentalmente. Se encontró que los espectros medidos coinciden con los calculados. El equivalente de dosis ambiental calculado coincide con el medido para el caso de  $^{239}\text{PuBe}$  debido a que el experimento se realizó en ausencia de muros y la distancia entre la fuente y el piso es de 230 cm, esta circunstancia se asemeja a las condiciones utilizadas durante la modelación Monte Carlo.

Para el caso de la fuente de  $^{241}\text{AmBe}$  el equivalente de dosis ambiental medido es inferior al calculado debido a que durante la fase experimental los muros y el aire del recinto donde se hicieron las mediciones tienden a desplazar el espectro hacia zonas de menor energía.

Para una distancia superior a 1 m y en un recinto donde el muro más próximo esté a una distancia superior a los 2 m se puede utilizar un modelo puntual para estimar la dosis de fuentes de neutrones del tipo  $^{241}\text{AmBe}$  y  $^{239}\text{PuBe}$ . Esta aproximación no se recomienda para el caso de la dosis efectiva  $E_{ISO}$ .

### REFERENCIAS

1. Vega-Carrillo, H.R. and Iñiguez, M.P., "Catalogue to select the initial guess spectrum during unfolding", *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A*, 476, p. 270-272 (2002).
2. Vega-Carrillo, H.R., Wehring, B.W., Veinot, K.G. and Hertel, N.E., "Response matrix for a multisphere spectrometer using a  $^6\text{LiF}$  thermoluminescence dosimeter", *Radiation Protection Dosimetry*, 81, p. 133-140 (1999).
3. Muñiz, J.L., Vicente, M.C., González, E.M., Romero, A.M., Embid, M. and Delgado, A., "A new area multidetector dosimeter for mixed n-g fields", *Radiation Protection Dosimetry*, 110, p. 243-248 (2004).
4. ICRP, 1990 Recommendations of the ICRP, ICRP Publication 60, *Annals of the ICRP* 21, No. 1-3, Pergamon Press, New York (1991).
5. ICRU, Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry, *ICRU Report 51*, International Commission on Radiation Units and Measurements, Bethesda, Maryland (1993).
6. ICRP, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74. *Annals of the ICRP*, 26, Pergamon Press, New York (1997).
7. Gallego, E., Lorente, A., Martín-Fuertes, F., Calibración de monitores de área y dosímetros de neutrones, *Radioprotección* (ISSN 1133-1747), 34, p. 21-27 (Diciembre 2002).
8. ISO, Reference Neutron Radiations. Characteristics and Methods of Production. International Organization for Standardization, ISO-Standard 8529, Part 1, (2001).
9. Buckner, M.A. and Sims, C.S. (1992), "Neutron dosimetric quantities for several radioisotopic neutron sources", *Health Physics*, 63, p. 352-355 (1992).
10. ICRP, Data for protection against Ionizing Radiation from External Sources, Publication 21, Pergamom Press, New York (1973).
11. Griffith, R.V.; Palfalvi, J. and Madhvanath,

U. (editors), *Compendium of Neutron Spectra and Detector Responses for Radiation Protection Purposes*. IAEA Technical Reports Series No. 318. Vienna, (1990).

12. Griffith, R.V.; Palfalvi, J. and Siebert, B.R.L. (editors), *Compendium of Neutron Spectra and Detector Responses for Radiation Protection Purposes. Supplement to Technical Reports Series No. 318*. IAEA Technical Reports Series No. 403. Vienna, (2001).

13. Briesmeister, J.F. (editor), "MCNP<sup>TM</sup>-A general Monte Carlo N-Particle Transport Code", Los Alamos National Laboratory Report LA-13709-M. (2002)

14. Vega-Carrillo, H.R. and Torres, M., C., "Low energy neutrons from a <sup>239</sup>PuBe isotopic neutron source inserted in moderating medium", *Revista Mexicana de Física*, 48, p. 405-412 (2002).

15. Vega-Carrillo, H.R.; Manzanares-Acuña,

E.; Becerra-Ferreiro, A.M. and Carrillo-Nuñez, A., "Neutron and gamma-ray spectra of <sup>239</sup>PuBe and <sup>241</sup>AmBe", *Applied Radiation and Isotopes*, 57, p. 167-170 (2002).

16. Gallego, E., Lorente, A. and Vega-Carrillo, H.R., "Characteristics of the neutron field of the facility at DIN-UPM", *Radiation Protection Dosimetry*, 110, 73-79 (2004).

17. NCRP, Calibration of Survey Instruments Used in Radiation Protection for the Assessment of Ionizing Radiation Fields and Radioactive Surface Contamination. National Council on Radiation Protection and Measurements Report No. 112. Bethesda, MD. USA. (1991).

18. Gallego, E., Lorente, A., Mínguez, E., Pérez, F., Informe Final Proyecto "I+D sobre Dosimetría Neutrónica". Informe CTN-10/03. Depto. Ing. Nuclear, Universidad Politécnica de Madrid (2003).

Tabla I. Factores de conversión de fluencia a dosis de cada fuente.

Fuente	Energía Promedio [MeV]	H [pSv-cm <sup>2</sup> ]	H*(10) [pSv-cm <sup>2</sup> ]	H <sub>p,slab</sub> (10,0°) [pSv-cm <sup>2</sup> ]	E <sub>AP</sub> [pSv-cm <sup>2</sup> ]	E <sub>ISO</sub> [pSv-cm <sup>2</sup> ]
<sup>252</sup> Cf/D <sub>2</sub> O	0.47	96	109	114	96	45
<sup>140</sup> LaBe	0.53	206	324	336	193	78
<sup>238</sup> Pu <sup>18</sup> O <sub>2</sub>	1.76	372	406	423	346	159
<sup>252</sup> Cf	1.80	337	382	396	320	150
<sup>226</sup> RaBe	3.40	398	410	427	417	217
<sup>241</sup> AmBe	4.16	376	392	412	412	223
<sup>239</sup> PuBe	4.84	399	412	433	441	243

Tabla II. Comparación entre los valores reportados y los obtenidos en este estudio.

Fuente	H*(10)		H <sub>p,slab</sub> (10,0°)		E <sub>AP</sub>
	OIEA/EE	ISO/EE	OIEA/EE	ISO/EE	OIEA/EE
<sup>241</sup> AmBe	1.008	0.997	1.007	0.998	0.998
<sup>252</sup> Cf	0.995	1.008	1.007	1.010	1.050
<sup>252</sup> Cf/D <sub>2</sub> O	0.952	-	0.982	-	1.016

OIEA/EE es la razón entre los valores reportados por el OIEA y los obtenidos en Este Estudio  
 ISO/EE es la razón entre los valores reportados por el ISO y los obtenidos en Este Estudio

ISO/EE es la razón entre los valores reportados por el ISO y los obtenidos en Este Estudio

Tabla III. Razón entre los coeficientes de fluencia a dosis para fuentes puntuales y para fuentes reales.

Fuente	H P/R	H*(10) P/R	H <sub>p,slab</sub> (10,0°) P/R	E <sub>AP</sub> P/R	E <sub>ISO</sub> P/R
<sup>241</sup> AmBe	1.096	1.013	1.017	1.046	1.448
<sup>238</sup> PuBe	1.034	1.017	1.019	1.047	1.066

P/R significa puntual a real

P/R significa puntual a real



# CARACTERIZACIÓN DE UN DETECTOR DE GERMANIO CON UNA FUENTE DE EU-152 UTILIZANDO EL PROGRAMA MCNP.

J. RÓDENAS, S. BALLESTER, V. PRIMAULT, S. GALLARDO, F. HOYLER

## INTRODUCCIÓN.

La determinación de la dosis en el entorno de un bidón de residuos radiactivos es de gran importancia para cualquier instalación donde se manejen este tipo de bultos <sup>1</sup>. En el marco del proyecto de colaboración establecido entre el Departamento de Energía e Ingeniería de Protección Ambiental, Física e Ingeniería Nuclear de la División de Jülich de la Universidad de Ciencias Aplicadas de Aachen (Alemania) y el Departamento de Ingeniería Química y Nuclear de la Universidad Politécnica de Valencia (España), se ha previsto la caracterización del detector de germanio utilizado en el laboratorio de Jülich utilizando el método de Monte Carlo.

Se trata de desarrollar un modelo de simulación que permita calibrar el detector para las geometrías de interés <sup>2,3</sup>, considerando los blindajes del bidón y la situación de las fuentes en su interior, así como la posibilidad de que éstas sean localizadas o distribuidas. Una vez validado el modelo y caracterizado el detector, se podrán realizar los cálculos para una fuente distinta sin necesidad de llevar a cabo la medida experimental, lo que supone una clara disminución de las dosis recibidas por los operadores en aplicación del criterio ALARA.

En este trabajo, se presentan los cálculos preliminares del proyecto, en los que se simula la calibración del detector para una fuente puntual de Eu-152, elegida por el elevado número de fotopicos que contiene, lo que permite extender el análisis a una amplia gama de energías.

## MEDIDAS EXPERIMENTALES.

Las medidas experimentales se han realizado en el laboratorio del Departamento de Energía e Ingeniería de Protección Ambiental, Física e Ingeniería Nuclear de la División de Jülich de la Universidad de Ciencias Aplicadas de Aachen (Alemania). Se ha utilizado una fuente encapsulada de Europio 152 (de actividad igual a 25,6 kBq en junio de 2005).

Para las medidas se ha utilizado un detector de germanio ultra puro Oxford <sup>4</sup> CPVDS30-25185 de las siguientes características: 55,6 mm de diámetro, 55,3 mm de longitud, 0,6 mm de espesor de germanio inactivo, 5 mm de distancia entre el detector y la ventana. Además, el detector presenta un hueco interior de 11,2 mm de diámetro y 42,3 mm de longitud. La envoltura del detector es de aluminio de 1 mm de espesor. La resolución (FWTM/FWHM) a 1,33 MeV es 1,90 keV y la relación pico – Compton vale 55. En cuanto a las condiciones de operación, se ha utilizado una tensión de 3000 V y polaridad positiva.

Se ha medido la eficiencia para los siguientes fotopicos del Eu-152: 122, 245, 344, 411, 443, 779, 867, 964, 1085, 1112 y 1408 keV y se han efectuado las medidas para las siguientes distancias entre fuente y detector: 5,5, 10, 15 y 20 cm.

## MODELO DE MONTE CARLO.

El ensayo experimental se ha simulado con el programa de Monte Carlo MCNP <sup>5</sup>. El espectro energético de la fuente se ha caracterizado mediante la base de datos Janis. Únicamente se han calculado las

eficiencias de los 11 fotopicos de los que se dispone información experimental.

Se ha ajustado el valor del espesor de la capa de germanio inactivo mediante un análisis de sensibilidad utilizando los fotopicos seleccionados de diversos intervalos energéticos <sup>6,7</sup>.

Se ha analizado la influencia sobre las eficiencias calculadas de la distancia entre la fuente y el detector, para lo cual se ha variado convenientemente esta distancia <sup>3</sup>.

Se ha considerado un tratamiento físico detallado, incluyendo el efecto fotoeléctrico con producción de fluorescencia y dispersión incoherente con factores de forma y producción de pares, en el rango de energía entre 0.001 y 2.0 MeV. La simulación de las trayectorias de los electrones requiere un gran tiempo de computación, pero ha sido incluido en el modelo debido a su influencia en el espectro y por lo tanto en la eficiencia. Para disminuir el tiempo de cálculo, se ha empleado una tarjeta de corte de energía: 30 keV para el transporte de electrones y 1 keV para fotones.

Para determinar las eficiencias a partir del espectro obtenido mediante la simulación, se estima el área de los fotopicos una vez sustraído el fondo debido al continuo Compton, teniendo en cuenta el procedimiento seguido por el programa de adquisición y tratamiento de espectros del laboratorio experimental de Jülich. El error estadístico cometido en la simulación de Monte Carlo es siempre inferior al 1%.

## RESULTADOS.

Debido a que la fuente no está calibrada, la comparación entre las eficiencias obtenidas con MCNP y las obtenidas experimentalmente, se ha realizado normalizando a la eficiencia del fotopico de 1408 keV. En las figuras 1 y 2 se muestran las eficiencias normalizadas, experimentales y calculadas con MCNP respectivamente.

La comparación de ambas series de valores puede verse mejor en las tablas 1, 2, 3 y 4 donde se listan los resultados obtenidos respectivamente para las diferentes distancias entre fuente y detector: 5,5, 10, 15 y 20 cm, incluyendo el cociente entre los valores normalizados de las eficiencias calculadas por MCNP y las experimentales.

Energía (keV)	MCNP	Exp.	MCNP/Exp
122	6,611	4,375	1,511
245	4,685	4,250	1,102
344	3,375	3,250	1,038
411	2,939	2,688	1,094
443	3,043	2,656	1,146
779	1,634	1,625	1,006
867	1,537	1,500	1,025
964	1,360	1,406	0,967
1085	1,222	1,281	0,954
1112	1,214	1,281	0,948
1408	1,000	1,000	1,000

Tabla 1 Comparación de las eficiencias para 5,5 cm de distancia.

Energía (keV)	MCNP	Exp.	MCNP/Exp
122	5,958	3,793	1,571
245	4,622	3,931	1,176
344	3,276	3,041	1,077
411	2,982	2,600	1,147
443	3,029	2,455	1,234
779	1,579	1,545	1,022
867	1,561	1,386	1,126
964	1,378	1,297	1,062
1085	1,221	1,221	1,001
1112	1,200	1,186	1,012
1408	1,000	1,000	1,000

Tabla 2 Comparación de las eficiencias para 10 cm de distancia.

Energía (keV)	MCNP	Exp.	MCNP/Exp
122	5,747	3,714	1,547
245	4,583	4,000	1,146
344	3,284	3,143	1,045
411	3,031	2,571	1,179
443	2,966	2,429	1,221
779	1,559	1,600	0,974
867	1,540	1,414	1,089
964	1,325	1,357	0,977
1085	1,189	1,214	0,979
1112	1,190	1,229	0,969
1408	1,000	1,000	1,000

Tabla 3 Comparación de las eficiencias para 15 cm de distancia.

Se puede observar que el grado de acuerdo entre los resultados experimentales y los simulados es aceptable. Para el intervalo de bajas energías (menor que 344 keV), las discrepancias son más acusadas. Estas diferencias entre la simulación y las medidas experimentales pueden atribuirse a varios motivos. En primer lugar, en algunos casos la distancia entre la fuente y el detector es menor de 10 cm. Cuando la distancia fuente – detector es pequeña (< 10 cm), la simplificación al considerar la fuente como puntual, es inadecuada, asemejándose más a la realidad la fuente como una geometría tipo disco. En segundo lugar, no se ha podido caracterizar con gran detalle la fuente encapsulada porque no se disponen de datos exactos en cuanto al material, espesor de la cápsula,...

Energía (keV)	MCNP	Exp.	MCNP/Exp
122	5,564	3,571	1,558
245	4,515	3,750	1,204
344	3,193	3,000	1,064
411	3,110	2,607	1,193
443	2,973	2,429	1,224
779	1,621	1,571	1,032
867	1,396	1,429	0,977
964	1,369	1,357	1,008
1085	1,205	1,214	0,992
1112	1,243	1,214	1,023
1408	1,000	1,000	1,000

Tabla 4 Comparación de las eficiencias para 20 cm de distancia.

El Europio-152 es un radionucleido que presenta varias emisiones de fotones en cascada. Uno de los problemas de la utilización de este tipo de fuentes en la calibración en eficiencia en equipos de laboratorio es el hecho de la aparición de modificaciones de la curva de eficiencias debido al pico suma. Sin embargo, este aspecto es relevante cuando la distancia entre la fuente y el detector es muy pequeña, es decir, cuando la fuente y el detector están prácticamente pegados. A las distancias a las que se han realizado las medidas experimentales, no parece necesario realizar correcciones de eficiencia por pico suma.

### CONCLUSIONES.

Se han presentado los resultados preliminares del

proyecto de colaboración iniciado entre la Universidad Politécnica de Valencia y la Universidad de Aachen (Alemania) para el uso de programas de Monte Carlo en la simulación de la eficiencia de un detector de germanio utilizando una fuente de Eu-152.

Se han reproducido de forma satisfactoria las curvas de eficiencias para distintas distancias entre la fuente y el detector, comprobándose que existe un buen grado de acuerdo entre las curvas experimentales y las simuladas. Aparecen discrepancias más importantes para los fotopicos que se encuentran en el intervalo de baja energía (menor que 344 keV), mientras que para altas energías, el modelo reproduce satisfactoriamente la eficiencia del detector.

La comparación de las eficiencias obtenidas con MCNP y las determinadas experimentalmente en el laboratorio de Jülich permitirá validar el modelo desarrollado, así como establecer las pautas para las siguientes etapas del proyecto. Como conclusión preliminar, cabe destacar una vez más la utilidad del método de Monte Carlo para la simulación del transporte de fotones que facilita la calibración de un detector, así como la estimación de dosis en el entorno de una fuente radiactiva.

### REFERENCIAS.

1. Ródenas J., García T., Burgos M. C., Felipe A., Sánchez-Mayoral M. L, Application of the Monte Carlo Method to Estimate Doses in a Radioactive Waste Drum Environment, EUROPEAN IRPA CONGRESS 2002, Florence, Italy, 2002.
2. Ródenas J, Rius V.: Application of Monte Carlo method to the simulation of Ge-detector calibration. TOPSAFE'98, Valencia (Spain), 15-17 April 1998.
3. Ródenas J, Martinavarró A, Rius V: Validation of the MCNP code for the simulation of Ge-detector calibration. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 450 (2000) 88-97.
4. Oxford Instruments, Nuclear Measurements Group, High Purity Germanium Detector Quality Assurance Data, 1996.
5. Briesmeister J. F. (Editor): MCNP - A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 4C, LA-13709-M, LANL, Los Alamos, New Mexico, USA, April 2000.

6. Clouvas A, Xanthos S, Antonopoulos-Domis M, Silva J: Monte-Carlo based method for conversion of in-situ gamma ray spectra obtained with a portable Ge Detector to an incident photon flux energy distribution. Health Physics 74(2): 216-230; 1998.

7. Ródenas J, Pascual A, Zarza I, Serradell V, Ortiz J, Ballesteros L: Analysis of the influence of germanium dead layer on detector calibration simulation for environmental radioactive samples using the Monte Carlo method. Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A 496 (2003) 390-399.

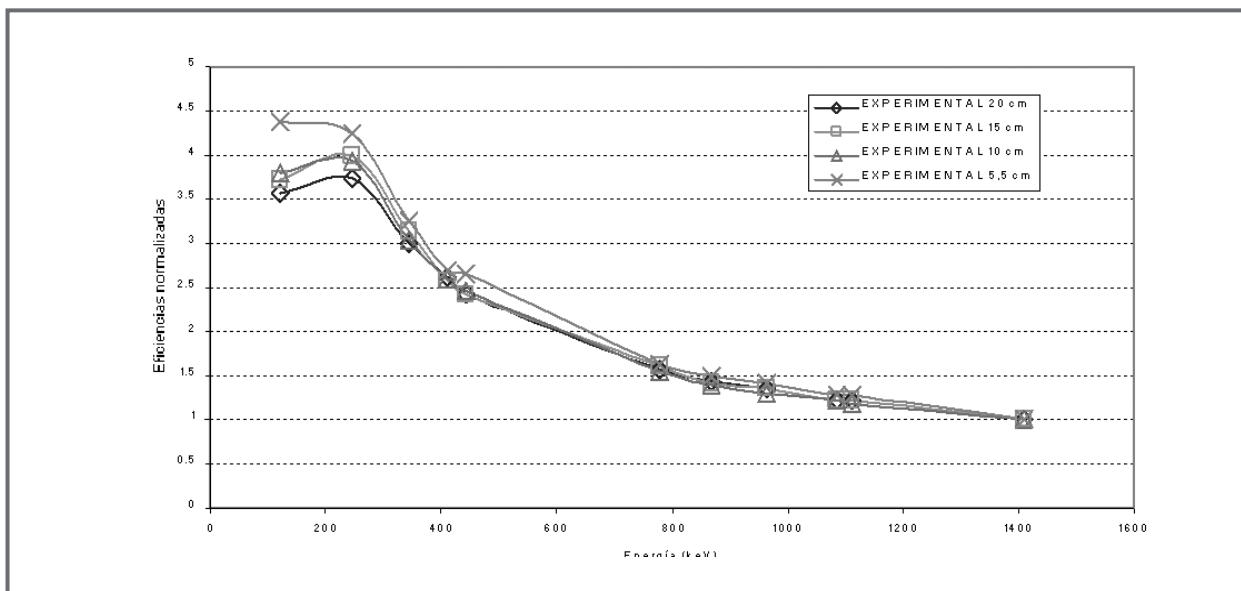


Fig 1 Eficiencias normalizadas medidas experimentalmente con una fuente de Eu-152.

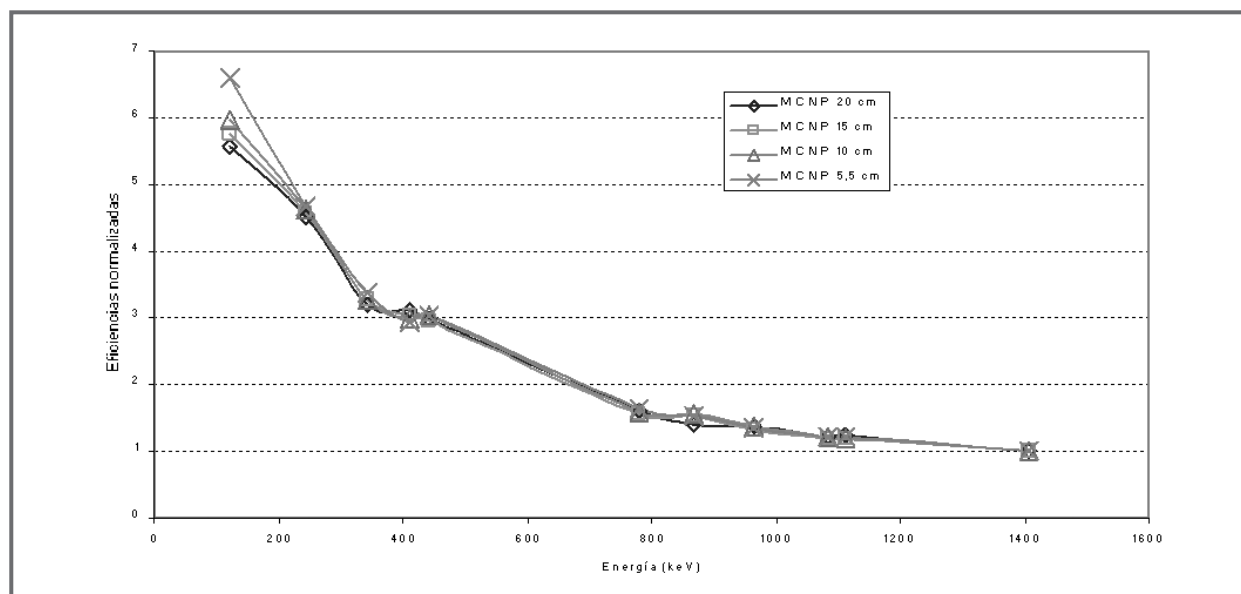


Fig. 2 Eficiencias normalizadas de Eu-152 simuladas con MCNP.

# MEDIDA DE FUENTES GAMMA PUNTUALES MEDIANTE UN DETECTOR DE INA. COMPARACIÓN DE LOS ESPECTROS OBTENIDOS CON LOS PROGRAMAS EGS4 Y MCNP.

C. MERTENS , F. TONDEUR , J. RÓDENAS , J. ORTIZ , S. GALLARDO

## INTRODUCCIÓN.

En el marco del proyecto de colaboración establecido entre el ISIB (Institut Supérieur Industriel de Bruxelles) de la Haute Ecole P.-H. Spaak (Bruselas, Bélgica) y el Departamento de Ingeniería Química y Nuclear de la Universidad Politécnica de Valencia, se han realizado distintos estudios para la obtención de espectros de fotones. En particular, se presentan en este trabajo los resultados obtenidos mediante la simulación de la espectrometría gamma con dos programas basados en el método de Monte Carlo: EGS4<sup>1</sup> y MCNP<sup>2</sup>. Dichos resultados se comparan entre sí y con las medidas experimentales realizadas en el laboratorio del ISIB.

Se han realizado cálculos y medidas para fuentes consideradas puntuales. Las discrepancias encontradas pueden deberse a varios factores, entre los que no es poco importante la conocida no linealidad de los detectores de centelleo<sup>3</sup>. En cualquier caso este trabajo preliminar presenta resultados aceptables que podrían mejorarse utilizando técnicas de análisis de la respuesta del detector<sup>4,5</sup>.

## MEDIDAS EXPERIMENTALES.

Se ha utilizado un detector de INA (2"x2") para medir la actividad de una fuente considerada puntual a una distancia de 5 cm del detector. El detector consta de un cristal de INA y de un fotomultiplicador, rodeado el conjunto por una capa de aluminio de espesor desconocido, si bien la medida del diámetro exterior de la sonda permite aventurar un espesor máximo

de 2,5 mm, tal vez un poco menos, sabiendo que entre el cristal y el aluminio hay una capa de pintura blanca.

Se han utilizado 3 fuentes puntuales para realizar las medidas experimentales: Co-60, Cs-137 y Am-241. Las medidas se efectúan durante 1000 segundos. Hay un ruido de fondo bastante importante en el fotomultiplicador, por lo que se han suprimido los primeros canales del espectro, con el fin de no saturar el detector y por tanto no tener un tiempo muerto elevado.

## MODELO DE MONTE CARLO.

Se ha simulado la geometría descrita en el apartado anterior para la fuente y el detector en ambos programas de Monte Carlo. Los casos se han ejecutado separadamente para cada radionucleido.

El fotomultiplicador se ha considerado como un bloque de SiO<sub>2</sub> homogéneo, con una densidad de 0,7 g/cm<sup>3</sup> y el espesor de aluminio se ha fijado en 2 mm. Se han simulado 100 millones de fotones en todos los casos.

## RESULTADOS.

Para comparar los diferentes espectros, el ruido de fondo experimental se ha restado de los espectros obtenidos y los resultados se han normalizado respecto al número de fotones emitidos por la fuente.

Los espectros obtenidos para Co-60 con ambos

programas de Monte Carlo, EGS4 y MCNP 4C, son prácticamente idénticos como puede verse en la *figura 1*, donde se representan ambos espectros junto al experimental. En la tabla 1 se listan los cocientes entre las eficiencias calculadas y la experimental para los dos picos del Co-60 así como entre los resultados de ambos programas. Como puede verse, las relaciones están siempre muy cerca de la unidad. En cuanto a la eficiencia total del espectro, la diferencia es menor del 0,2 %.

Comparando los espectros calculados con el experimental (*Fig. 1*) se observa un defecto de cuentas para los simulados junto al pico de retrodispersión, que se puede atribuir sin duda alguna a la dispersión en el entorno del detector (mesa, paredes,...) no incluida en las simulaciones. Por el contrario, para el pico de 1,17 MeV hay un exceso de cuentas en la simulación que se manifiesta también a la izquierda del pico y que puede deberse a la imprecisión en la distancia entre fuente y detector y al espesor supuesto para la envoltura de aluminio.

Tabla 1 Comparación de eficiencias para Co-60.

	1,17 MeV	1,33 MeV
<b>MCNP/Exp</b>	1,076	0,999
<b>EGS4/Exp</b>	1,077	1,004
<b>MCNP/EGS4</b>	0,999	0,995

Los espectros obtenidos con Cs-137 son también idénticos en ambas simulaciones, como puede comprobarse en la *figura 2* donde se representan ambos espectros simulados junto al experimental. Las relaciones de eficiencias en los picos son prácticamente la unidad, como puede verse en la tabla 2, donde se listan dichas relaciones para los picos y espectros estudiados. También puede verse en la *figura 2* que los espectros teóricos se aproximan bastante bien al experimental, con un ligero error de calibración en resolución cerca del pico de 0,662 MeV. Sin embargo, la simulación puede ser claramente aceptada en consideración a las relaciones listadas en la tabla 2. Las relaciones entre los valores simulados y teóricos son menos buenas para el pico de 0,33 MeV, pero es debido al error proveniente de cortar el espectro experimental en bajas energías a causa del ruido de fondo del fotomultiplicador. Globalmente, en la integral del espectro, las simulaciones subestiman el

valor experimental en un 5,2% lo que es atribuible al posicionamiento de la fuente durante la medida.

Tabla 2 Comparación de eficiencias para Cs-137.

	33 KeV	662 KeV
<b>MCNP/Exp</b>	0,923	0,994
<b>EGS4/Exp</b>	0,916	0,993
<b>MCNP/EGS4</b>	1,007	1,001

En la *figura 3* se representan los espectros obtenidos para la fuente de Am-241 junto con el experimental. Se observan importantes diferencias para energías inferiores a 40 keV debido a que la versión utilizada de EGS4 no tiene en cuenta la fluorescencia X y por tanto tampoco el escape X, contabilizando estos sucesos en el pico fotoeléctrico, mientras el programa MCNP los incluye en la línea de escape. En la tabla 3 se listan los cocientes entre las eficiencias calculadas y la experimental para el pico de 59 keV del Am-241. En función de estas relaciones, se puede dar por buena la simulación. Respecto a la eficiencia total del espectro, MCNP subestima al experimental en un 1,1%.

Tabla 3 Comparación de eficiencias para Am-241.

	59 KeV
<b>MCNP/Exp</b>	0,985
<b>EGS4/Exp</b>	1,091
<b>MCNP/EGS4</b>	0,902

## CONCLUSIONES.

Con las dos simulaciones realizadas con los programas de Monte Carlo, MCNP 4C y EGS4, se obtienen buenos resultados, ya que los espectros calculados están muy cercanos al experimental, por lo que la simulación se puede considerar válida.

Para Co-60 y Am-241, pero no para Cs-137, las diferencias entre los resultados simulados y experimentales en lo que respecta a la eficiencia total de detección son inferiores a la incertidumbre de la actividad.



Las discrepancias observadas se pueden atribuir a:

- la falta de linealidad de los detectores de centelleo,
- la imprecisión en el posicionamiento de la fuente,
- la incertidumbre en la actividad de las fuentes,
- la incertidumbre en la hipótesis del espesor de la envoltura de aluminio.

Por otra parte, dicha envoltura parece ser de duraluminio (Al, Cu) con trazas de Fe, Zn e incluso Pb, con lo cual se puede haber subestimado la absorción de fotones en este material, no sólo a causa de haber supuesto un espesor diferente al real sino también por las secciones eficaces de los materiales involucrados.

Los dos programas de simulación dan aparentemente resultados idénticos, excepto para Am-241 y por lo tanto, dejando de lado la puesta a punto del modelo que es completamente diferente, no existe aparentemente una preferencia para elegir uno u otro programa, al menos, en el marco de la simulación de un detector de INa, salvo a bajas energías.

### AGRADECIMIENTOS

El trabajo de Christine Mertens que ha permanecido 3 meses en el Departamento de Ingeniería Química y Nuclear de la Universidad Politécnica de Valencia trabajando con los programas de Monte Carlo, ha

sido financiado por la Región Valona (DGTRE) y los fondos sociales europeos para investigación.

### REFERENCIAS.

1. W.R. Nelson, H. Hirayama, and D.W.O. Rogers The EGS4 Code System. SLAC-265 (1985)
2. Briesmeister J. F. (Editor): MCNP - A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 4C. LA-13709-M, LANL, Los Alamos, New Mexico, USA, April 2000.
3. R. P. Gardner: Monte Carlo simulation of the nonlinear full peak energy responses for gamma-ray scintillation detectors. 6th International Topical Meeting on Industrial Radiation and Radioisotope Measurement Applications, Hamilton, ON, Canada, June 20-24, 2005
4. W.A. Metwally, R.P. Gardner, A. Sood: Using gamma-gamma coincidence measurements to benchmark Monte Carlo generated detector response functions. 6th International Topical Meeting on Industrial Radiation and Radioisotope Measurement Applications, Hamilton, ON, Canada, June 20-24, 2005
5. A. Sood and R.P. Gardner A New Monte Carlo assisted approach to detector response functions. Nuclear Instruments & Methods B, 213 (2004) 100-104

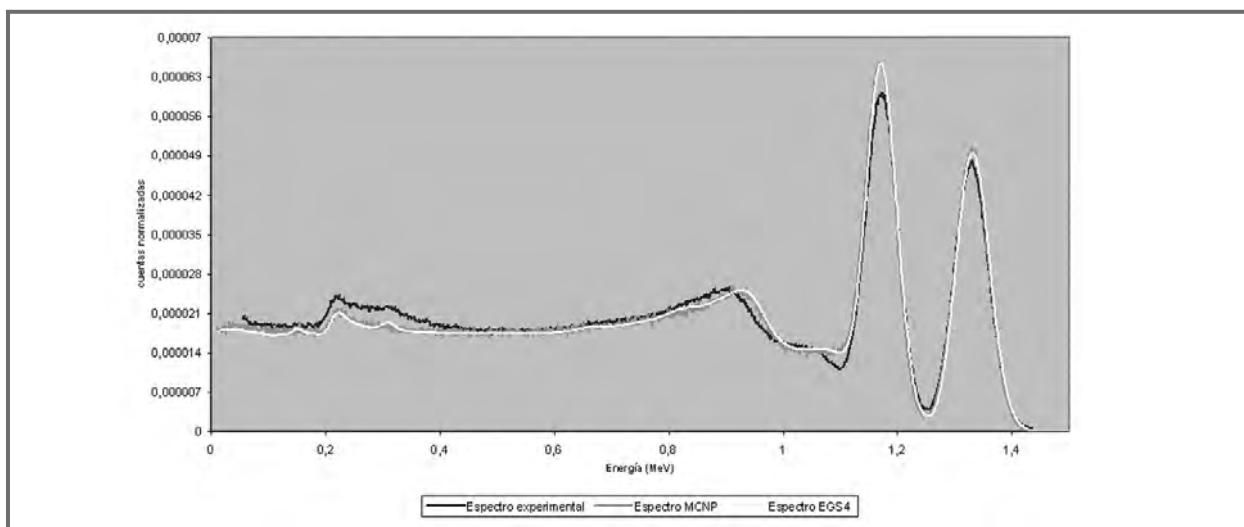


Fig 1 Comparación de espectros experimental y calculados para Co-60..

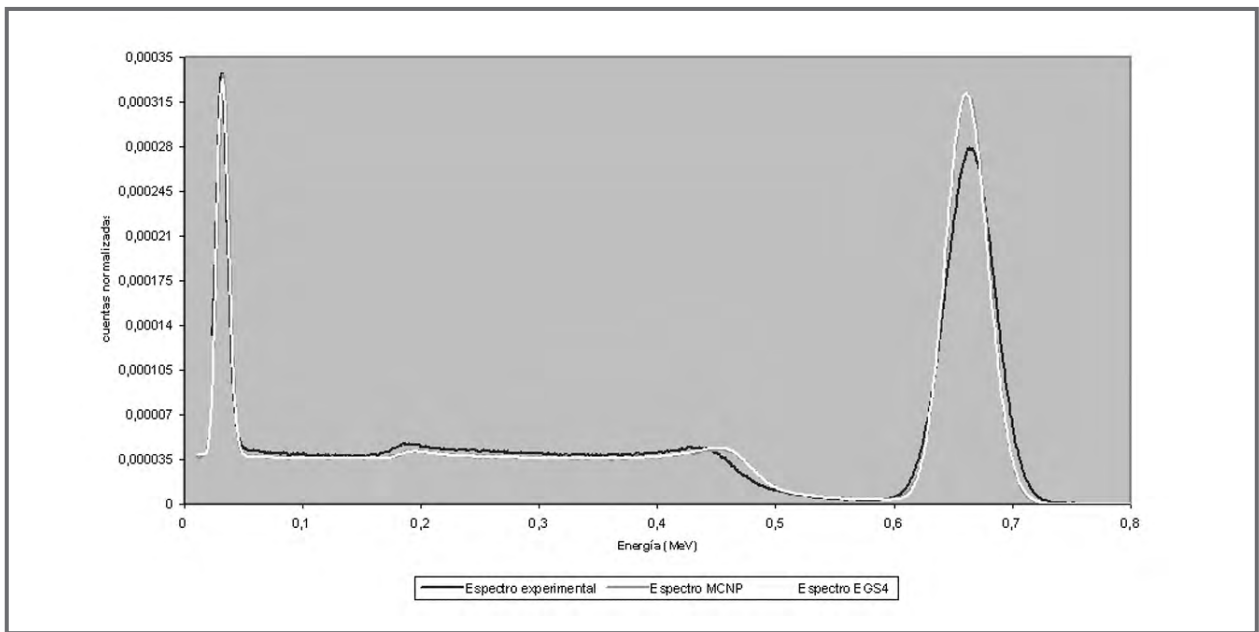


Fig 2 Comparación de espectros experimental y calculados para Cs-137.

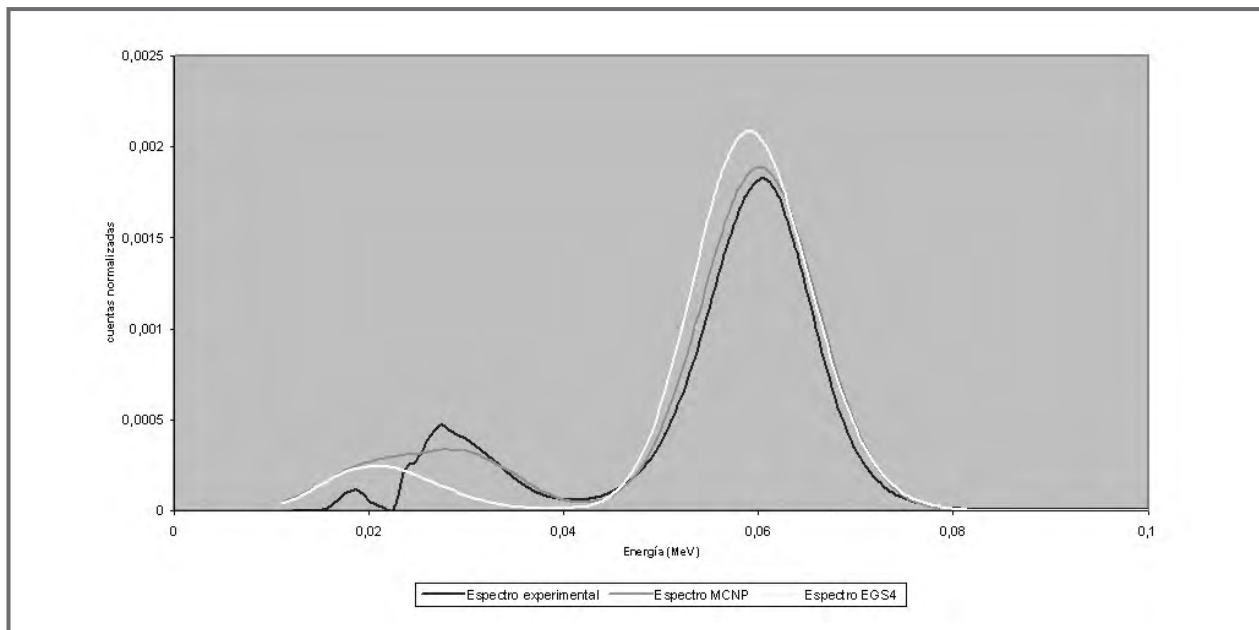


Fig 3 Comparación de espectros experimental y calculados para Am-241.

# DOSIMETRÍA DE EXPOSICIÓN OCUPACIONAL A MICROONDAS EN UNIDADES DE ELECTROTERAPIA. DATOS PRELIMINARES

A. ÚBEDA, M.A. MARTÍNEZ, I. SANTA OLALLA, M. TÉLLEZ

## INTRODUCCIÓN

La Directiva 2004/40/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre las "disposiciones mínimas de seguridad y salud de los trabajadores ante radiaciones no ionizantes" (RNI) fija los valores de las Restricciones Básicas y de los Niveles de Referencia para exposiciones ocupacionales campos eléctricos y magnéticos en el rango que va desde los 0 Hz hasta los 300 GHz<sup>1, 2</sup>. Esta Directiva establece la necesidad de realizar mediciones periódicas de los niveles de exposición en ambientes ocupacionales, como un requisito indispensable para garantizar la seguridad de los trabajadores ante exposiciones agudas (de corta duración) a las citadas RNI.

Se admite que los fisioterapeutas de las Unidades de Electroterapia constituyen un colectivo expuesto crónicamente a niveles elevados de microondas (MW) con una frecuencia típica de 2,45 GHz. Sin embargo, pocos estudios han explorado los niveles reales de exposición ocupacional en dichas unidades. Esa carencia de datos dosimétricos ha venido representando un obstáculo para la interpretación de diversos resultados epidemiológicos sobre anomalías en la reproducción entre mujeres fisioterapeutas que aplicaron MW durante su embarazo<sup>3, 4</sup> y de dolencias cardíacas en sus colegas varones<sup>5</sup>. Se ha propuesto que esos incrementos de riesgo, al igual que tasas altas de insomnio, dolor de cabeza o mareos, detectadas en algunas encuestas entre fisioterapeutas que aplican MW, podrían tener su origen en una exposición crónica a esas radiaciones.

El presente estudio preliminar pretende caracterizar los niveles de exposición ocupacional a MW

en Unidades de Electroterapia. Los datos obtenidos hasta ahora muestran que los niveles típicos de exposición ocupacional registrados cumplen la Directiva europea. Los valores medidos indican que los niveles promedio de exposición varían en un amplio rango, dependiendo, entre otros parámetros, del número de aparatos funcionando simultáneamente, de la antigüedad de los equipos y de la orientación y distribución de los puestos de terapia en las salas habilitadas para el tratamiento de los pacientes.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### *Protocolo de mediciones*

Las exploraciones fueron realizadas en cuatro centros públicos de salud, localizados en el sector norte de la Comunidad de Madrid, en los que se aplican cotidianamente tratamientos de electroterapia por microondas. Los centros estudiados disponían de áreas de electroterapia que contaban con un mínimo de 3 cabinas de tratamiento por MW capaces de funcionar simultáneamente. Se tomaron registros de mediciones seriadas (promediadas sobre un total de 6 - 10 minutos consecutivos) en zonas próximas a los equipos, frecuentadas habitualmente por los trabajadores y en las cuales estos pueden permanecer periodos de tiempo relativamente prolongados. Las mediciones fueron llevadas a cabo entre semana y en horario laboral, a fin de realizar una estimación de los niveles que se ajustara adecuadamente a las condiciones de exposición laboral. Para la ejecución de las mediciones se contó con la colaboración del personal sanitario que trabaja en las zonas estudiadas, con objeto de conseguir las mejores condiciones posibles de medición sin invadir la intimidad de los

pacientes y sin perturbar el normal funcionamiento de la Unidad. Todas las mediciones fueron ejecutadas en condiciones reales de tratamiento con MW, durante la exposición de los pacientes.

*Equipo de medida:* Se utilizó un medidor modelo PMM8053 con sonda de campo eléctrico.

- Especificaciones técnicas del equipo:
- Rango de Frecuencia: 5 Hz-18 GHz
- Rango dinámico: > 100 dB
- Rango de operación:
  - Campo eléctrico (E): 0,03 V/m a 100 KV/m
  - Campo magnético (H): 10 nT a 10 mT
- Resolución: 0,01 a 10 V/m - 0,1 nT a 0,1 mT
- Sensibilidad: 0,1 a 1 V/m -100 nT a 0,1 mT

Todos los datos fueron tomados con el medidor instalado en un trípode de material no conductor, con el elemento sensor de la sonda de campo eléctrico situado a una altura de 150 cm sobre el suelo. El sensor se mantuvo siempre alejado de personas, paredes o aparatos, a fin de evitar en lo posible mediciones falseadas debidas a absorción o reflexión de la señal. Todos los registros se hicieron sobre mediciones de intensidad de campo eléctrico. Los valores de campo eléctrico eran convertidos directamente por el equipo a otras unidades de referencia: intensidad de campo magnético y densidad de potencia (ver Tabla.)

*Criterio de Seguridad y limitaciones metodológicas en la estimación de exposiciones ocupacionales:* Los datos dosimétricos obtenidos fueron comparados con los Niveles de Referencia establecidos en la Directiva 2004/40/CE para la frecuencia MW de interés en el presente estudio: 2,45 GHz (Tabla.) Conviene subrayar aquí que la Directiva tiene como finalidad garantizar las condiciones "mínimas" de seguridad ocupacional ante exposiciones agudas a las RNI. Sin embargo, según advierte expresamente el texto de la Directiva, sus objetivos no incluyen la protección ante exposiciones crónicas a RNI débiles, cuya potencial nocividad no ha sido establecida.

La Directiva 2004/40/CE establece también que los valores de exposición deben ser estimados mediante mediciones de los parámetros físicos contenidos en la tabla. Las mediciones deben corresponder a valores RMS (eficaces), de onda plana (campo lejano), no perturbada, tomados en cualquier periodo de 6 minutos. En el presente caso y en sentido estricto,

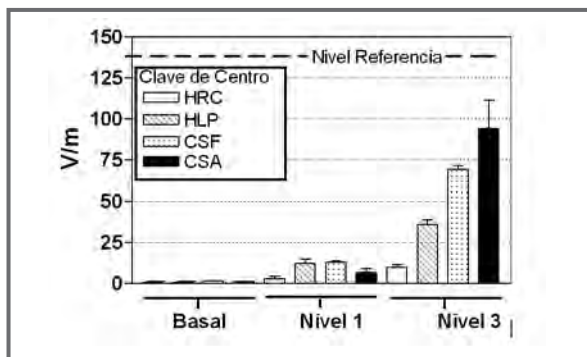
Frecuencia de emisión	Intensidad c. eléctrico E (V/m)	Intensidad c. magnético H (A/m)	Densidad potencia (W/m <sup>2</sup> )
2,45 GHz	137	0,36	50

Niveles de Referencia 2004/40/CE para la protección ante exposiciones ocupacionales a RNI de 2,45 GHz

la condición de no-perturbación de la señal (sin reflexiones ni absorciones provocadas por objetos en las proximidades) es absolutamente imposible de cumplir. La presencia del paciente, de otros aparatos presentes en la sala y de los muros cercanos son causa de perturbación de la señal. A pesar de esta limitación metodológica, consustancial al sistema, consideramos que el protocolo de medición utilizado es el mejor de los posibles y que los datos obtenidos permiten una estimación fiable de los niveles de exposición ocupacional en los ambientes investigados.

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Figura resume una selección de datos preliminares de niveles de exposición en los cuatro centros investigados (HRC, HLP, CSF y CSA.) Se muestran valores (media ponderada ± SD) a lo largo de 6 – 10 minutos, en unidades de intensidad de campo eléctrico (V/m), de registros tomados en tres condiciones distintas: *Nivel Basal*, cuando ninguno de los equipos de MW estaba siendo utilizado; *Nivel 1*, cuando sólo el equipo más próximo al punto de medición elegido estaba en uso, permaneciendo inactivos los equipos instalados en las restantes cabinas de terapia; y *Nivel 3*, cuando tres o más equipos de MW estaban siendo aplicados simultáneamente.



Valores (V/m; media ponderada ±SD) registrados en los cuatro centros estudiados. El Nivel Basal, Nivel 1 y Nivel 3 (ver explicación en el texto) en cada centro se compara con el Nivel de Referencia 2004/40/CE (línea de puntos)

La comparación de los datos resumidos en la figura con el Nivel de Referencia correspondiente en la tabla (137 V/m para la intensidad de campo eléctrico a 2,45 GHz), revela que los niveles de exposición registrados respetan los límites establecidos por la Directiva 2004/40/CE para exposiciones ocupacionales. No obstante, en las zonas de medición elegidas, frecuentadas por los trabajadores, se registraron valores máximos de exposición relativamente elevados, de hasta 70 V/m (Centro CSF, Nivel 3) y 120 V/m (Centro CSA, Nivel 3.) Hemos comprobado (datos no mostrados) que los citados niveles pueden verse superados en puntos más próximos a los equipos, a los que los trabajadores acceden para operar sobre equipos en funcionamiento o para actuar sobre el paciente durante el tratamiento.

El análisis preliminar de los datos resumidos en la figura, junto con otros resultados no incluidos aquí, revela que los niveles de exposición en las áreas estudiadas son función de factores diversos, que incluyen la orientación y localización de los equipos, el número de equipos operando simultáneamente, el modelo y la antigüedad de los equipos, la distribución y dimensiones de los espacios y los materiales con que están construidas las cabinas de terapia.

El conocimiento de los niveles de exposición a MW en las Unidades de Electroterapia es fundamental para el diseño de estrategias dirigidas tanto a evitar riesgos de sobreexposición, como a minimizar los niveles cotidianos de exposición. Así lo recomienda la Directiva, que advierte que la observancia de los límites no garantiza necesariamente la protección ante posibles interferencias en el funcionamiento de implantes activos, como marcapasos o implantes cocleares, que pudieran portar los trabajadores. Asimismo, la Directiva establece que el objetivo de los límites propuestos es la protección ante efectos inmediatos (térmicos en este caso) de exposiciones ocasionales, pero no ante hipotéticos efectos nocivos derivados de exposiciones crónicas a RNI más débiles, no inductoras de efectos térmicos, como las registradas en el presente estudio. Aunque la evidencia epidemiológica y experimental sobre nocividad de exposiciones crónicas a MW débiles es en la actualidad escasa, poco concluyente y carente de una base mecanística que justifique los alegados efectos, algunos autores consideran que la citada evidencia representa una base suficiente para recomendar, invocando el principio de cautela, la

adopción de procedimientos simples de minimización de la exposición como una estrategia básica de prevención.

En definitiva, el presente estudio resume datos originales dirigidos a completar el conocimiento de los niveles y condiciones de exposición a MW en grupos de trabajadores sometidos crónicamente a dosis relativamente intensas de esas RNI. Los datos obtenidos son de aplicación directa en materia de seguridad radiológica ocupacional, dado que: 1) permiten detectar y eliminar prácticas y condiciones de sobreexposición, 2) constituyen una base fundamental para el diseño y desarrollo de estrategias de control y minimización de las exposiciones y 3) representan un soporte dosimétrico imprescindible para la valoración de pasados y futuros datos epidemiológicos y experimentales sobre los potenciales efectos de exposiciones crónicas a MW débiles en ambientes ocupacionales. Los trabajos descritos aquí serán ampliados mediante la ejecución de dosimetrías adicionales en centros de otras Áreas Sanitarias de Madrid. Además, los datos dosimétricos serán cotejados con los resultados de cuestionarios realizados entre los trabajadores de las unidades estudiadas. Con ello se pretende determinar si existe alguna relación entre niveles de exposición y dolencias específicas o grados de percepción de riesgo en el colectivo profesional investigado.

## REFERENCIAS

- 1.- Directiva 2004/40/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre las disposiciones mínimas de seguridad y de salud relativas a la exposición de los trabajadores a los riesgos derivados de los agentes físicos (campos electromagnéticos). Diario Oficial de la Unión Europea, L 159/ 1, 2004.
- 2.- Directiva 2004/40/CE: Corrección de errores. Diario Oficial de la Unión Europea, L 184/1, 2004.
- 3.- R. Quillet-Hellstrom, WF Stewart. Miscarriage among female physical therapists who report using radio-and microwave frequency electromagnetic radiation. *Am. J. Epidemiol.*, 10,775-785, 1993.
- 4.- Y. Lerman y col. Pregnancy outcome following exposure to shortwaves among female physiotherapists in Israel. *Am. J. Indust. Med.* 39, 499-504, 2001.

5.- J. R. Jauchem. Exposure to extremely-low-frequency electromagnetic fields and radiofrequency radiation: cardiovascular effects in humans. *Internatl. Arch. Occupat. and Environ. Health*, 70, 9-221, 1997.

#### **AGRADECIMIENTOS**

Los autores desean expresar su agradecimiento a M.T. Freire (Hospital La Paz, Madrid) por su eficiente gestión y cooperación técnica, y a los trabajadores y supervisores de los centros estudiados, por su colaboración desinteresada.

# P-C2

- Residuos Radiactivos
- Radiactividad Ambiental

*Presidente:* **Carlos de Villota Lacort,**  
Director Nuclear de UNESA.

*Relator:* **Fernando Legarda Ibáñez,**  
Catedrático de Ingeniería Nuclear de la Universidad  
del País Vasco.

Jueves 22 de septiembre de 2005  
15:30 h  
Salón de Grados



# CONTROL Y SEGUIMIENTO DE LA ACTIVIDAD DE LOS TANQUES DE RESIDUOS LÍQUIDOS DE LA UNIDAD DE TERAPIA METABÓLICA DE HH.UU. VIRGEN DEL ROCÍO

A. J. SANTOS, G. SÁNCHEZ, I. GONZÁLEZ, J. CARBAJO, J. LUIS, M. HERRADOR

## INTRODUCCIÓN

Actualmente la terapia con radiofármacos ha evolucionado hacia la utilización de nuevos compuestos ampliando la tradicional terapia con  $^{131}\text{I}$  con compuestos como el QUADRAMED que contiene  $^{153}\text{Sm}$ . Este hecho y la aparición del nuevo reglamento de protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes<sup>1</sup> junto con el documento definitivo del grupo de trabajo de efluentes de la SEFM<sup>2</sup> nos ha movido a realizar un estudio de la actividad de los tanques de residuos líquidos pertenecientes a la unidad de terapia metabólica.

## OBJETIVOS

El propósito de este trabajo es estimar la evolución temporal de la actividad de los tanques de residuos líquidos procedentes de los pacientes ingresados en la unidad de terapia metabólica, adecuar el vertido de los mismos a lo indicado en el nuevo reglamento de protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes (RD 783/2001)<sup>1</sup> y prever las condiciones de una de una evacuación no programada, así como conocer la actividad vertida en una evacuación accidental.

## MATERIAL Y MÉTODO

Se disponen de dos tanques de 4000 litros de capacidad, en los que alternativamente desaguan dos inodoros de sendas habitaciones para terapia metabólica. El periodo de rotación que comprende: llenado, enfriamiento y evacuación, ha sido hasta ahora de seis meses para cada depósito.

Para el control de la actividad presente, cada depósito dispone de un contador geiger situado en el fondo del mismo y además se tiene la posibilidad de tomar muestras para medirlas de forma alternativa. Se ha desarrollado e informatizado un modelo matemático que simula la evolución de la actividad

de los tanques a partir del grado de ocupación de las habitaciones y de la actividad suministrada a cada paciente.

Debido a la periodicidad del problema se obtiene una cota máxima de actividad en el caso de dos ingresos en un solo día

$$\hat{A}_{\text{máx}} = \frac{n_{\text{máx}} \cdot D}{1 - e^{-\lambda/S}}$$

Donde:

$n_{\text{máx}}$  = número máximo de pacientes (habitaciones).

$D$  = Actividad suministrada más frecuente

$S$  = 1 semana (periodicidad del problema)

$\lambda$  = constante de radiación del  $^{131}\text{I}$

En nuestro caso se realizan cuatro ingresos (2 + 2) como máximo por semana separados cada par por 48 horas. Esto nos da otra cota máxima que podemos calcular a partir de la ecuación anterior

$$\hat{A}_{\text{máx}} = \hat{A}_{\text{máx}} \cdot e^{-\frac{\lambda}{48h}} + \hat{A}_{\text{máx}} = 30.2\text{GBq}$$

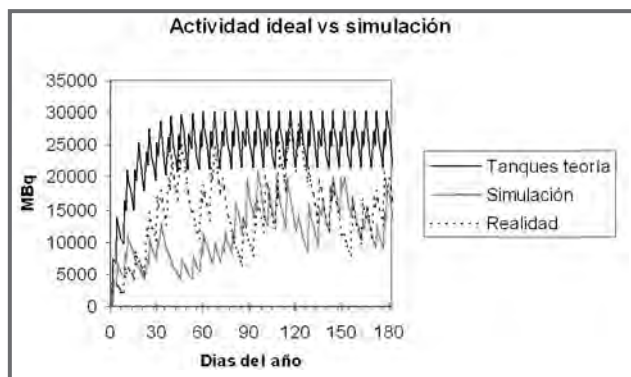
Se comparan los resultados de una simulación en tres situaciones diferentes: ocupación máxima e igual actividad por paciente (4 pacientes/semana, 3700 MBq/paciente); aleatoria (con menor ocupación y actividad variable) y real (pacientes y actividades reales).

Debido a la poca frecuencia de pacientes ingresados tratados con  $^{153}\text{Sm}$  y al periodo tan corto de éste no se tiene en cuenta su contribución a la actividad de los tanques.

## RESULTADOS

En una aplicación conservadora del modelo, la evolución de la actividad de cada tanque alcanza una cota máxima de 30.2 GBq para el régimen de máxima





ocupación. Se observa que el 90% de este valor se alcanza durante el primer mes y que un vertido puntual de mayor actividad provoca un pico por encima de la cota máxima pero que decae rápidamente. La concentración máxima de actividad calculada, según el modelo, en el momento de la clausura es de 9.4 MBq/L. Tanto en la situación real como aleatoria la actividad no supera esta cota máxima.

## CONCLUSIONES

El conocimiento de una cota superior de actividad y el nivel de llenado hace que podamos conocer el valor de la concentración en cualquier momento y consecuentemente establecer las condiciones de una evacuación de emergencia acorde con la ley vigente<sup>1</sup>, así como estimar la concentración de vertido al alcantarillado en caso de accidente, obteniendo una evaluación del impacto radiológico en todos los escenarios previstos por el documento de la SEFM<sup>2</sup>.

## REFERENCIAS

- 1.- Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes.
- 2.- M. Chapel, N. Ferrer, L. Ramos, M. Sánchez. Informe final del grupo de efluentes del foro de protección radiológica en el medio hospitalario de la SEFM. Junio de 2003.

# DESCLASIFICACIÓN DE MATERIALES RESIDUALES CON CONTENIDO RADIATIVO DE CENTROS DE INVESTIGACIÓN BIOLÓGICA

M.M. SÁNCHEZ, M.T. MACÍAS, R.M. HIDALGO, R. PINA, J. PULIDO,  
A. RUIZ, A. SÁNCHEZ, F. USERA

## INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de la publicación de las Guías Técnicas de gestión de materiales residuales con contenido radiactivo en instalaciones del ámbito sanitario (SEPR nº 6) y en centros de investigación y docencia (SEPR nº 7)<sup>1</sup> y de modo prácticamente simultáneo, la publicación de la Guía de Seguridad 9.2 CSN<sup>2</sup> y, posteriormente el establecimiento de los criterios definitivos de gestión de materiales residuales sólidos en la Orden ECO/1449/2003<sup>3</sup>, la gestión de los materiales residuales con contenido radiactivo se ha visto sensiblemente modificada en algunos casos. Por este motivo, y con la finalidad de determinar el grado de optimización alcanzado y disponer de datos concretos para decidir cuáles son las vías por las que se debe avanzar en materia de gestión de residuos, las instalaciones radiactivas involucradas en el grupo de trabajo de centros de investigación y docencia, han considerado útil presentar los resultados de la gestión basada en los criterios propuestos en los trabajos antes mencionados.

Todo ello, aplicado a la fase de evacuación, ha supuesto la posibilidad de llevar a cabo un proceso de desclasificación en el caso de radionucleidos con periodos de semidesintegración largos.

## OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es comparar la evolución de la desclasificación controlada de materiales residuales con contenido radiactivo generados en instalaciones de investigación y docencia como consecuencia de la aplicación de nuevos criterios derivados de la normativa más reciente al respecto.

## MATERIALES Y METODOLOGÍA

Los residuos analizados en este trabajo son materiales sólidos, mixtos y líquidos contaminados con

los siguientes radionucleidos: <sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C, <sup>45</sup>Ca, <sup>109</sup>Cd, y <sup>55</sup>Fe.

### 1. Procedimiento de asignación de actividades

La caracterización radiológica de los materiales residuales con contenido radiactivo se realiza aplicando los criterios recogidos en el documento<sup>1</sup>.

### 2. Criterios de desclasificación

#### a) Residuos sólidos y mixtos

Para residuos sólidos y mixtos se han aplicado los criterios reflejados en la Orden Ministerial ECO/1449/2003<sup>3</sup>.

#### b) Residuos líquidos

Debido a la falta de documentos técnicos específicos y unificados para este tipo de residuos, en nuestras instalaciones se aplican dos criterios fundamentalmente:

b.1.) El criterio reflejado en la resolución del CSN de la instalación en concreto para cada descarga. Se trata normalmente de valores basados en los límites derivados a partir de los coeficientes de dosis comprometida por unidad de incorporación por ingestión para miembros del público considerando una ingesta anual de 6000 l de agua por persona mayor de 17 años<sup>4</sup>.

b.2.) La propuesta de especificación de vertido reflejada en el documento elaborado por el Grupo de efluentes del foro de Protección Radiológica en el medio Hospitalario<sup>5</sup>.

### 3. Vías de evacuación

#### 3.1. Evacuación vía convencional

De forma directa, o tras un periodo de decaimiento previo en su caso (radionucleidos de  $T_{1/2} < 100$

días), todos los residuos desclasificados de acuerdo a los criterios señalados, serán evacuados de la siguiente forma:

a) Residuos sólidos y mixtos

Se gestionan como residuos asimilables a urbanos o transferidos a un gestor autorizado en caso de presentar riesgo químico o biológico adicional, previa inactivación de este último. Para los residuos mixtos, se tienen en cuenta los riesgos químicos del líquido de centelleo empleado.

b) Residuos líquidos

Los residuos acuosos desclasificados son vertidos a la red general de alcantarillado y los orgánicos tratados de acuerdo al riesgo químico y/o biológico adicional.

3.2. Transferencia a ENRESA

Si el periodo de semidesintegración del radionucleido contaminante es superior a 100 días y la actividad de los residuos es superior a los valores de desclasificación aplicados, dichos materiales son considerados residuos radiactivos y transferidos a ENRESA para su gestión posterior.

RESULTADOS

Dado que la gestión de residuos de radionucleidos de  $T_{1/2} < 100$  días no ha variado sustancialmente, se presentan, en la tabla 1, únicamente los datos derivados de materiales residuales de radionucleidos de  $T_{1/2} > 100$  días (los números entre paréntesis indican el documento que aparece en las referencias). Aparecen en algún caso residuos líquidos de  $^{35}\text{S}$  por generarse junto con los de  $^3\text{H}$  o  $^{14}\text{C}$  en una de nuestras instalaciones.

Los resultados de la aplicación progresiva de los nuevos criterios de gestión a los datos de la tabla, se representan en la figura 1.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La aplicación de los criterios de desclasificación derivados de la reciente normativa, ha permitido modificar las vías de evacuación de materiales residuales con contenido radiactivo aplicadas en nuestras instalaciones. Ello ha dado como resultado un incremento significativo de los materiales desclasificados

frente a los transferidos a ENRESA, en particular en lo que se refiere a los materiales sólidos. En este caso se asume que la actividad se reparte homogéneamente en todo el volumen de residuos generado, si bien se trata de valores de actividad relativamente bajos. Así las actividades estimadas se encuentran generalmente por debajo de los valores de desclasificación, al menos en dos órdenes de magnitud.

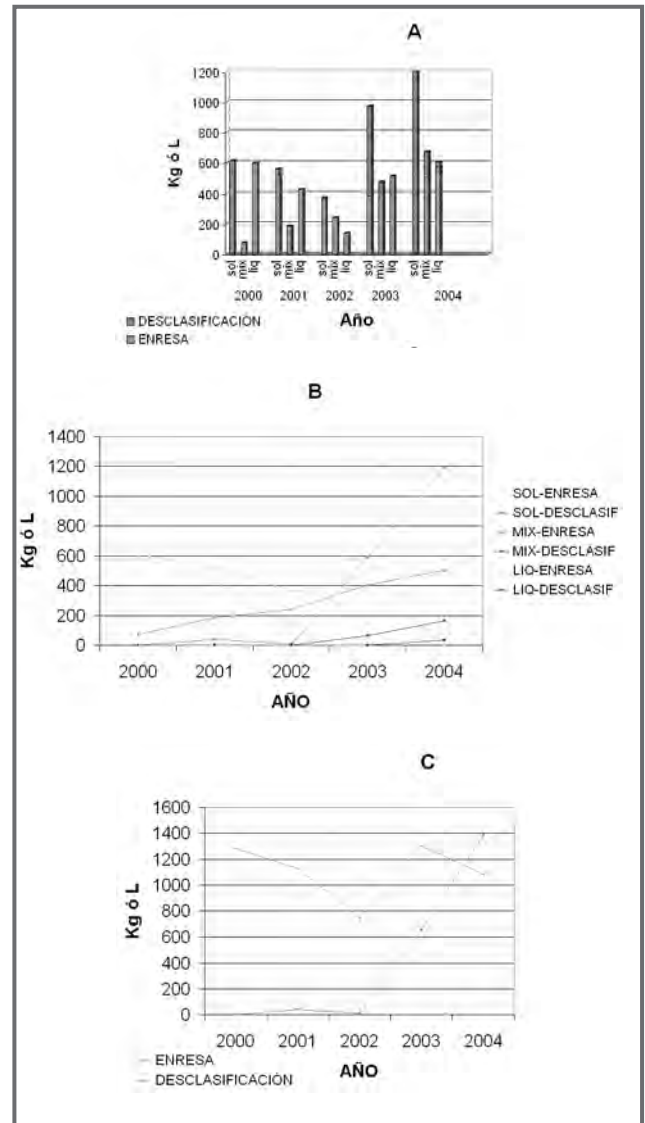


Figura 1. Evolución temporal de la gestión de materiales residuales con contenido radiactivo. AyB. Representación en forma de gráfico de barras y líneas respectivamente de las cantidades totales de materiales residuales de cada tipo gestionados a través de ENRESA o desclasificados. C. Representación de la evolución total de los dos tipos de gestión considerados.

A#0	Tipología del residuo	Radionucleido contaminante	Masa (kg) o Volumen (L)	ACTIVIDAD ESPECÍFICA (Bq/kg, kBq/g)		VALOR DE REFERENCIA		VIAS DE EVACUACIÓN		
				PRO MEDIO	MAXIMA			DES CLASI	ENRESA	
2000	SOLIDOS	H, <sup>14</sup> C	611 kg	H	7374.51	28250	-----	-----	611 kg	
				<sup>14</sup> C	3721	16900				
	MIXTOS	H, <sup>14</sup> C	75 kg	H	3,2.10		-----	-----	75 kg	
				<sup>14</sup> C	1,9.10					
	LIQUIDOS ACUOSOS	H, <sup>14</sup> C, S	330 L		10265.45		-----	-----	330 L	
LIQUIDOS ORGANICOS	H, <sup>14</sup> C	265 L		657.57		-----	-----	265 L		
2001	SOLIDOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca	538 kg	H	< 2051	6130	-----	100 Bq/g (6)	38 kg	520 kg
				<sup>14</sup> C	< 3373	18400				
				<sup>45</sup> Ca	< 0.22	< 100				
	MIXTOS	H, <sup>14</sup> C	184 kg	H	335.87	1030	-----	-----	184 kg	
				<sup>14</sup> C	1081.63	3100				
LIQUIDOS ACUOSOS	H, <sup>14</sup> C, S	245 L		3295.71		-----	1/100 LIA	245 L		
LIQUIDOS ORGANICOS	H, <sup>14</sup> C	180 L		577.74		-----	-----	180 L		
2002	SOLIDOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca, <sup>109</sup> Cd, <sup>59</sup> Fe	372.75 kg	H	< 7068	27000	-----	100 Bq/g (6)	835 kg	364.4 kg
				<sup>14</sup> C	< 995	3100				
				<sup>45</sup> Ca	< 2397	2952				
				<sup>109</sup> Cd	675.78	833				
				<sup>59</sup> Fe	13340.48	16444				
MIXTOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca	239.4 kg	H	3769	3939	-----	-----	239.4 kg		
			<sup>14</sup> C	720	614.74					
			<sup>45</sup> Ca	5050	6739					
LIQUIDOS ACUOSOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca, <sup>109</sup> Cd, S	140 L		32705		-----	1/100 LIA	140 L		
2003	SOLIDOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca	972 kg	H	4720.43	25500	-----	H 10 <sup>1</sup> , <sup>14</sup> C 10 <sup>1</sup> , <sup>45</sup> Ca 10 <sup>1</sup> (3)	589 kg	383 kg
				<sup>14</sup> C	4781.3	51800				
				<sup>45</sup> Ca	66.57	1000				
	MIXTOS	H, <sup>14</sup> C	472 kg	H	1664.43	3080	-----	H 10 <sup>1</sup> , <sup>14</sup> C	65 kg	407 kg
				<sup>14</sup> C	2756.5	37000				
LIQUIDOS ACUOSOS	H, <sup>14</sup> C, S	247.5 L		8368.67		-----	1/100 LIA	247.5 L		
LIQUIDOS ORGANICOS	H, <sup>14</sup> C	265 L		253.14		-----	-----	265 L		
2004	SOLIDOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca	1196.34 kg	H	3714.28	16755	-----	H 10 <sup>1</sup> , <sup>14</sup> C 10 <sup>1</sup> , <sup>45</sup> Ca 10 <sup>1</sup> (3)	1187.84 kg	85 kg
				<sup>14</sup> C	1013.72	7900				
				<sup>45</sup> Ca	1276.75	17138				
	MIXTOS	H, <sup>14</sup> C, <sup>45</sup> Ca	671.4 kg	H	1341.04	2883	-----	H 10 <sup>1</sup> , <sup>14</sup> C 10 <sup>1</sup> , <sup>45</sup> Ca 10 <sup>1</sup> (3)	165.4 kg	506 kg
				<sup>14</sup> C	269.82	1100				
<sup>45</sup> Ca				1057.55	2983					
LIQUIDOS ACUOSOS	H, <sup>14</sup> C, S, <sup>45</sup> Ca	436 L		11049.21		-----	-----	436 L		
LIQUIDOS ORGANICOS	H, <sup>14</sup> C	188 L		1941.11		38(4)	33 L	135 L		

Tabla1. Materiales residuales generados en 11 instalaciones radiactivas de investigación y docencia. Se indica el tipo de material, los radionucleidos contaminantes, la masa o volumen total de cada tipo, su actividad específica promedio y máxima, el valor de desclasificación empleado como referencia y su destino final.

Este cambio lleva asociados otros en los procedimientos de recogida y segregación, en cuanto a la necesidad de separar los residuos de todos los radionucleidos para aplicar su valor de desclasificación específico, lo que obliga a incrementar el número de unidades de recogida y tratamiento de residuos.

Referente a los residuos mixtos, se detecta cierta problemática derivada de la falta de normativa específica. En algunos casos, los residuos mixtos no son asimilables a sólidos debido a la gran cantidad de líquido que contienen, con lo cual se debe proceder

a la segregación de la fase líquida y sólida en una manipulación con cierto riesgo asociado. Tampoco existe una definición clara de lo que se puede entender como residuo mixto, en función del volumen de líquido que contengan.

Por otra parte, aparece el recelo de los gestores de residuos químicos para recibir materiales contaminados con radionucleidos aunque lo estén en cantidades inferiores a sus límites de desclasificación.

Se resalta, por tanto, la necesidad de disponer de criterios normativos homogéneos para la desclasificación/evacuación de materiales residuales mixtos y líquidos con contenido radiactivo, en paralelo a la norma existente para sólidos, que como refleja nuestro trabajo agiliza y facilita enormemente su modo de gestión.

## REFERENCIAS

1. Macías, M.T., Pulido, J., Ruiz, A., Sánchez, M.M., Sánchez, A., Usera, F. Guía Técnica de Gestión de Materiales Residuales con contenido radiactivo en Centros de Investigación y Docencia. Publicación SEPR nº 7. Madrid. 2002.

2. Guía de Seguridad nº 9.2 CSN. Gestión de materiales residuales sólidos con contenido radiactivo generados en instalaciones radiactivas. Consejo de Seguridad Nuclear. Madrid. 2001.

3. Orden ECO/1449/2003 de 21 de mayo sobre Gestión de materiales residuales sólidos con contenido radiactivo generados en las instalaciones radiactivas de 2ª y 3ª categoría en las que se manipulen o almacenen isótopos radiactivos no encapsulados. BOE 5 de junio de 2003.

4. RD 783/2001 de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes.

5. Chapel, M., Ferrer, N., Ramos, L.M., Sánchez, M., y col. Propuesta de especificación de vertido. Grupo de efluentes del Foro de Protección Radiológica en el medio Hospitalario. SEFM.

6. RD 2869/1972 de 21 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas

# DESCLASIFICACIÓN DE RESIDUOS RADIATIVOS EN EL SERVICIO DE GAMMAGRAFIA VETERINARIA DE LA UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BARCELONA

C. BAIXERAS DÍVAR Y F. PÉREZ CARMONA

## INTRODUCCIÓN

La publicación de la <sup>1</sup>Orden Ministerial ECO/1449/2003 sobre gestión de materiales residuales sólidos con contenido radiactivo generados en las instalaciones radiactivas permite por primera vez la desclasificación de los residuos radiactivos sólidos. Basándonos en esta Orden Ministerial y el <sup>2</sup>Real Decreto 783/2001, Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes, se ha elaborado el Procedimiento general de gestión de residuos radiactivos de las instalaciones radiactivas de la Universidad Autónoma de Barcelona (UAB). Este procedimiento, a partir de su aprobación por el Consejo de Seguridad Nuclear, se ha aplicado en todas las instalaciones radiactivas de la UAB. Especial relevancia tiene en el procedimiento mencionado la gestión de los residuos radiactivos del Servicio de Gammagrafía del Hospital Clínico Veterinario de la UAB debido a la utilización de tecnecio-99m para el diagnóstico animal, en particular en el diagnóstico de cojeras de caballos ya que se les inyecta una gran actividad de tecnecio-99m.

En este trabajo se describe este procedimiento y algunos resultados obtenidos durante su aplicación.

## METODOLOGÍA

El Servicio de Gammagrafía de la UAB dispone de una sala donde se realizan gammagrafías y radiografías a grandes animales así como tres cuadras de aislamiento. La sala de gammagrafía y la cuadra principal están en un edificio y las otras dos cuadras se encuentran en una zona anexa al mismo. La cuadra principal, ver figura 1, llamada también recinto de aislamiento, es la que se utiliza habitualmente. Las otras dos situadas en el edificio anexo se disponen por si se tiene de hacer más de dos diagnósticos por semana con tecnecio-99m. La sala, de acuerdo con la normativa para instalaciones radiactivas, tiene el

suelo y las paredes cubiertas con un material impermeable y fácilmente descontaminable. Asimismo, sus paredes se han blindado con 4 mm de plomo. El material con el que se cubrió el suelo tuvo especial importancia ya que tenía que ser no poroso y, además, que no fuese resbaladizo, para evitar que los caballos que entraran a la sala se pudieran caer. Para facilitar la evacuación de residuos líquidos, la sala se dotó de un depósito de 750 litros de capacidad instalado debajo del suelo, el cual mediante un sumidero está conectado a la sala. A su vez, el depósito tiene instalado una bomba eléctrica para poder verter el líquido al alcantarillado general del edificio.

El diagnóstico de cojeras con la gammacámara para luego efectuar tratamientos de alto nivel en caballos es la aplicación más frecuentemente realizada en el Servicio de Gammagrafía de la UAB. Puntualmente, también se ha utilizado esta técnica para diagnosticar patologías en pequeños animales. Para llevar a cabo este diagnóstico se inyecta tecnecio-99m con unas actividades iniciales de unos 5 GBq para los caballos y 740 MBq para los animales pequeños.

El Procedimiento general de gestión de residuos radiactivos de las instalaciones radiactivas de la Universidad Autónoma de Barcelona (UAB) está estructurado de la forma siguiente:

1. Introducción
2. Descripción de los residuos radiactivos
3. Responsabilidades
4. Gestión de los residuos que retira ENRESA
5. Gestión de los residuos de gestión interna
6. Anexo I. Formato de etiquetas
7. Anexo II. Tipos de contenedores
8. Anexo III. Límites de desclasificación

Dentro del procedimiento general de gestión de residuos radiactivos, los residuos del Servicio de Gammagrafía son de gestión interna. Los residuos sólidos que se generan en este servicio son el material



Figura 1. Cuadra principal del Servicio de Gammagrafía del Hospital Clínico Veterinario de la UAB.

fungible empleado durante la prueba y el material absorbente (viruta de madera) de la cuadra, donde se concentra la orina y se depositan los excrementos producidos por el animal. La jeringa y la aguja utilizada en la inyección del tecnecio-99m se guarda en el contenedor de transporte, dentro de un armario situado en la sala, hasta que lo retira la empresa que suministra el radiofármaco. Por otro lado, el residuo líquido que se genera en la sala es la orina del animal que se recoge mientras está fuera de la cuadra principal.

De forma abreviada, la metodología para el diagnóstico con tecnecio-99m en caballos es la siguiente:

1.- Se le inyecta el radiofármaco al caballo y se le suministra un diurético para que orine antes de la prueba.

2.- El caballo se mantiene en la cuadra principal durante unas tres horas. Durante esta espera el animal generalmente elimina el 50% de la actividad del isótopo dentro del recinto de aislamiento.

3.- Se traslada el animal a la sala para realizarle el diagnóstico. Si éste orina mientras está en la sala, se recoge el líquido mediante un contenedor o cubo. En el caso de que el animal orine directamente en el suelo de la sala, se diluye la misma con agua y se elimina el residuo líquido por el sumidero que conecta con el depósito situado debajo de la sala.

4.- Una vez finalizado el diagnóstico, el animal vuelve a la cuadra principal y permanece allí hasta que se considera que se lo puede llevar el dueño del mismo o se traslade a las cuadras auxiliares. El tiempo en el que el animal permanece en la cuadra

es como mínimo de 24 horas. Este tiempo es suficiente como para que el animal haya eliminado de su cuerpo prácticamente todo el tecnecio-99m. Antes de entregarlo al dueño siempre se comprueba que la tasa de dosis, a 1 metro del animal, no sea superior a los límites establecidos legalmente para el público.

El diagnóstico de animales pequeños se realiza de igual forma que el de los caballos pero con la diferencia de que los animales descansan dentro de una jaula, con material absorbente, que se sitúa provisionalmente dentro de la cuadra principal. Evidentemente, no se realizan a la vez diagnósticos a caballos y a pequeños animales.

Durante todo el proceso de diagnóstico, se generan siempre residuos sólidos. En el caso de los caballos, en la cuadra principal se encuentra el material absorbente, unos 60 kg de viruta de madera, con la orina y los excrementos producidos por el animal durante el aislamiento. Y para animales pequeños se suelen utilizar unos 6 kg de material absorbente. Asimismo, todo el material fungible utilizado por los veterinarios: guantes, cubrecalzados, etc se guarda dentro de una bolsa que se coloca también dentro de la cuadra principal. De esta forma, todo residuo sólido está localizado dentro de la cuadra mientras se espera a que decaiga el tecnecio-99m. Durante las primeras 24 horas solamente puede acercarse a la cuadra, para dar de comer al animal, el personal con licencia de la instalación. La cuadra no se limpia hasta que no transcurre el tiempo necesario para que decaiga el radiofármaco.

Por otro lado, en el caso de generar residuos líquidos, estos se encontrarían en el depósito situado debajo de la sala a la espera de que el nivel de concentración de actividad sea desclasificable.

## RESULTADOS

Para hacer el cálculo del tiempo de decaimiento de los residuos sólidos se tendrá en cuenta la totalidad del isótopo inyectado. De esta forma nos ponemos en el caso más desfavorable. En la tabla 1 se muestra la actividad inyectada al animal, la actividad específica inicial del residuo, suponiendo que la totalidad del radiofármaco fuese a parar al material absorbente. Tal como se ha dicho anteriormente se utilizan 60 kg de dicho material cuando se diagnostican caballos y 6 kg para el caso de los animales pequeños, como perros y gatos. En la tabla 1 se indica el límite de

desclasificación para residuos sólidos, en otras palabras, la concentración de actividad (Bq/g) que marca la Orden ECO/1449/2003 para la desclasificación de residuos sólidos que contiene tecnecio-99m. Por último, se indica el tiempo que debe pasar para poder desclasificar los residuos sólidos generados y, por lo tanto, el tiempo que se espera como mínimo para limpiar la cuadra.

	Caballo	Perro/gato
Actividad inyectada <sup>99m</sup> Tc	6 GBq	<b>740 MBq</b>
Actividad específica inicial del residuo	83,3 kBq/g	<b>123,3 kBq</b>
Límite de desclasificación	100 Bq/g	<b>100 Bq/g</b>
Tiempo de decaimiento	58 h	62 h

Tabla 1. Tiempo de decaimiento de los residuos sólidos.

Respecto los residuos líquidos radiactivos, el cálculo de decaimiento se determina, a diferencia de los sólidos, como si el 50% del radisótopo hubiese ido a parar al contenedor de los residuos líquidos. Tal como se ha dicho anteriormente, prácticamente la totalidad del radiofármaco pasa a la orina y las heces, los cuales se recogen en el material absorbente de la cuadra principal. Por tanto, no tiene sentido que se tome la actividad total del radiofármaco para calcular el tiempo de decaimiento. El Procedimiento general de gestión de residuos radiactivos de la UAB, aprobado por el CSN, tiene fijado 59,5 Bq/l como límite de desclasificación para residuos líquidos de tecnecio-99m. En la tabla 2 se muestra la actividad inyectada al animal, la concentración de actividad que se prevé que pasa al contenedor de residuos líquidos, suponiendo que el 50% del radiofármaco fuese a parar al depósito y se diluyen en los 750 litros de capacidad que tiene el depósito. En la tabla 2 se indica también el límite de desclasificación para residuos líquidos con tecnecio 99-m en la UAB. Por último, se indica el tiempo que debe pasar para poder evacuar los residuos líquidos generados al alcantarillado general de la universidad.

Como comentario sobre los residuos líquidos que-remos añadir que la probabilidad de que el animal al que se le ha inyectado el radiofármaco orine durante su estancia en la sala de diagnóstico es muy pequeña por haber orinado previamente en la cuadra gracias al diurético suministrado junto el isótopo.

	Caballo	Perro/gato
Actividad inyectada <sup>99m</sup> Tc	6 GBq	<b>740 MBq</b>
Concentración inicial del residuo	3.333.333 Bq/l	<b>493.333 Bq/l</b>
Límite de desclasificación	59,5 Bq/l	<b>59,5 Bq/l</b>
Tiempo de decaimiento	95 h	78 h

Tabla 2. Tiempo de decaimiento de los residuos líquidos.

## CONCLUSIONES

En el proceso de diagnóstico animal se pueden generar residuos radiactivos sólidos y líquidos.

La mayor parte de los residuos sólidos se generan en el recinto de aislamiento dadas las características del recinto y de la actividad inyectada para cada tipo de animal se ha estimado que el tiempo medio para que decaiga el residuo radiactivo sólido es de:

→ 58 h cuando se ha diagnosticado un caballo.

→ 62 h cuando se ha diagnosticado un animal pequeño.

Los residuos líquidos que se acumulan en el depósito de la sala, como máximo contendrán el 50 % de la actividad total suministrada, dado el volumen total de este depósito y de la actividad inyectada para cada tipo de animal se ha estimado que el tiempo medio para que decaiga el residuo radiactivo líquido es de:

→ 95 h cuando se ha diagnosticado un caballo.

→ 78 h cuando se ha diagnosticado un animal pequeño.

## REFERENCIAS

<sup>1</sup>Orden Ministerial ECO/1449/2003 sobre gestión de materiales residuales sólidos con contenido radiactivo generados en las instalaciones radiactivas (BOE número 134 con fecha 5 junio 2003).

<sup>2</sup>Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes (BOE número 178 con fecha 26 julio 2001).

<sup>3</sup>C. Baixeras, F. Pérez and D. Argüelles. Radiation Hazards to Personnel from the Veterinary Scintigraphy Service of the Autonomous University of Barcelona (UAB). Proceedings of the XI International Congress of the International Radiation Protection Association; 2004 May 23-28. Madrid.

# PROTECCIÓN RADIOLÓGICA EN EL DESMANTELAMIENTO DEL REACTOR ARBI

J.T. RUIZ MARTÍNEZ, E. ARGILÉS PÉREZ Y C. PÉREZ ESTEVEZ

## INTRODUCCIÓN

El reactor experimental Arbi fue construido en 1960 por la antigua Junta de energía Nuclear y operado por LABEIN hasta su parada definitiva en 1974.

El combustible utilizado era uranio con un enriquecimiento mínimo del 20% en elementos placa con vaina de aluminio. El moderador era agua ligera y grafito, y el refrigerante agua ligera a presión y temperatura ambiente, reflejado por grafito.

La autorización de desmantelamiento fue concedida por Orden Ministerial el 14 de Mayo de 2002.

El desmantelamiento del reactor Arbi ha durado 5 meses.

La Dirección Técnica del desmantelamiento fue encomendada a ENRESA. La autorización de desmantelamiento establecía que los trabajos deberían ser realizados por una UTPR.

El desmantelamiento del reactor Arbi se ha realizado en tres fases. En la primera se preparó toda la documentación preceptiva para la obtención de las licencias y permisos administrativos. En esta fase se elaboraron los procedimientos de operación y protección radiológica y la implantación del personal y el equipamiento necesarios para realizar el desmantelamiento.

La segunda fase consistió en el desmontaje de todos los componentes del reactor y sus elementos auxiliares. El reactor Arbi se desmanteló de forma secuencial, conforme a los procedimientos de operación optimizando los recursos y utilizando las técnicas más adecuadas disponibles a cada situación.

Los materiales que se iban desmantelando iban siendo monitorizados y segregados. Los que resultaban desclasificados eran evacuados periódicamente

a través de los canales de gestión establecidos, y los residuos radiactivos fueron retirados por ENRESA conforme al programa establecido.

La tercera y última fase del desmantelamiento consistió en la verificación radiológica final de la instalación y la redacción de los informes para solicitar la clausura definitiva del reactor.

En esta comunicación se describen los aspectos de protección radiológica del desmantelamiento del reactor Arbi.

## ORGANIZACIÓN DE LA PROTECCIÓN RADIOLÓGICA

La Unidad Técnica de Protección Radiológica de LAINSA estuvo formada por un Jefe de Servicio (Técnico Superior en Protección Radiológica) y un Monitor de Protección Radiológica. Su objetivo fundamental fue asegurarse que las actividades de desmantelamiento se hicieran conforme a las normas de protección radiológica establecidas para garantizar la seguridad de las personas y del medio ambiente.

## RIESGOS DE RADIACIÓN Y CONTAMINACIÓN

Dado que la irradiación sufrida por el reactor Arbi, a lo largo de su historia de operación ha sido muy baja y del largo tiempo transcurrido desde su parada, no era previsible que los niveles de radiación fueran importantes, y así ha sido.

Solamente se han detectado niveles cercanos a 100  $\mu\text{Sv/h}$  en piezas puntuales en contacto. El tiempo de contacto del personal con estas piezas ha sido tan bajo que no ha tenido influencia ni siquiera en la dosis operacional.

La única operación considerada de riesgo de radiación fue la extracción de la fuente de arranque del



reactor de Am/Be. Los resultados dosimétricos de dicha operación han mostrado que la dosis colectiva recibida ha sido muy baja, 3  $\mu\text{Sv}$ -persona.

En cuanto al riesgo de contaminación, no se ha detectado presencia de contaminación en ningún sistema ni componente del reactor, ni siquiera en las tuberías por las que ha circulado agua del primario. Se ha realizado un gran número de frotis y el resultado ha sido en todos los casos negativo.

En relación al riesgo de contaminación ambiental de determinadas operaciones de corte de metales o de disgregación de hormigón, se aplicaron medidas de confinamiento, ventilación y extracción localizada y no se han detectado contaminaciones ni en las personas ni en los recintos. Solamente se han recogido los materiales pulverulentos activados en los filtros de los sistemas de aspiración localizada.

### **ESTADO RADIOLÓGICO INICIAL**

Se realizaron medidas del fondo radiológico de las distintas zonas de la instalación. El fondo medio fue de 0,20  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ . Este fondo es similar en el exterior del edificio.

Los resultados obtenidos de las medidas realizadas mostraron que en el exterior y en las salas anexas no se superaba en ningún caso el nivel medio de fondo.

En el interior de la Sala del reactor se detectaron niveles superiores al fondo en los puntos de medida cercanos al reactor. En particular se hicieron mediciones en el hueco central encima del núcleo, obteniendo valores entre 4 y 5  $\mu\text{Sv}/\text{h}$ . Las lecturas del resto de puntos fueron similares a las del fondo.

En las zonas en que la medida de la contaminación fue posible, no se detectaron niveles superiores al fondo.

### **VIGILANCIA RADIOLÓGICA DE ÁREAS**

Las zonas radiológicas del reactor Arbi se clasificaron a partir de los resultados obtenidos en la inspección radiológica inicial.

La vigilancia periódica de áreas mostró que la clasificación de zonas inicialmente establecida garantizaba la suficiente protección y cumplía con

el Reglamento de Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes.

Todos los elementos, bultos, embalajes etc., que contenían materias radiactivas fueron etiquetadas con señalización que identificaba su contenido, para evitar confusiones y advertir de los peligros de manipular dicho material sin las debidas precauciones.

La vigilancia de áreas se realizó con tres sistemas:

- Realización de radiométricos periódicos en el interior de la Sala del Reactor.
- Dosimetría de área. Se colocaron dosímetros TLD de área en varios puntos del interior de la instalación.
- Contaminación ambiental. La vigilancia de la contaminación ambiental se ha hecho de forma puntual, en determinadas ocasiones, dando en todos los casos resultados negativos.

### **EXPOSICIÓN OCUPACIONAL**

Todo el personal que intervino en el desmantelamiento del reactor Arbi fue clasificado como categoría A.

La vigilancia dosimétrica del personal que ha intervenido en el desmantelamiento se llevó a cabo tres maneras:

#### ***Dosimetría operacional externa***

Se dispuso de dosímetros de lectura directa (DLD) con objeto de llevar un registro diario de las dosis recibidas por el personal.

La dosis operacional total registrada ha sido de 0,2 mSv-Persona.

#### ***Dosimetría oficial externa (TLD)***

Todo el personal que ha intervenido en el desmantelamiento del reactor Arbi, llevó dosímetro TLD. Los dosímetros TLD fueron leídos con una periodicidad mensual en el servicio de dosimetría externa de LAINSA autorizado por el CSN.

Los resultados obtenidos muestran que las dosis fueron inferiores al nivel de registro.

### **Dosimetría interna**

Todos los trabajadores pasaron un control de dosimetría interna en contador de radiactividad corporal a la entrada y otro a la salida.

Los controles dosimétricos fueron realizados por dos servicios de dosimetría interna autorizados por el CSN. Los resultados obtenidos en todos los casos fueron negativos.

### **MEDIDA DE RADIACIÓN Y CONTAMINACIÓN**

Se hicieron dos tipos de medidas de radiación, tanto para zonas como para objetos:

- Medidas dinámicas o de barrido.
- Medidas estáticas.

Las primeras sirvieron, en el caso de áreas, para tener una idea de los niveles de radiación de una determinada zona, cubículo o de un determinado equipo. Se utilizaron fundamentalmente en la vigilancia de áreas y en la monitorización de materiales o piezas voluminosas.

En el caso de piezas voluminosas se situaba el detector a unos 5 cm de distancia de la superficie, para las medidas en contacto y a un metro de distancia para las otras medidas.

Para la medida de áreas extensas tales como paredes, suelos, etc., se utilizaron equipos con límite de detección suficientes para registrar pequeñas variaciones de unos puntos a otros. Las medidas se hicieron a 2 cm de la superficie aproximadamente.

La medida de bloques de hormigón se hizo dejando el detector a 1 cm de la superficie de cada cara, realizando primeramente un barrido y determinando el valor máximo. A continuación, sin no había diferencia entre un punto y otro de la misma cara, se situaba el detector en el punto medio y se dejaba un tiempo de medida. Se tomaban 5 medidas y se anotaba el valor medio.

En el caso de bloques de grafito el procedimiento fue el mismo, pero con mayor rapidez debido a la menor superficie. Sin embargo en este caso se empleó más tiempo en la medida de contaminación, debido a la posible presencia de emisores beta.

En el resto de piezas monitorizadas, la medida dependió de la geometría de la pieza.

Las piezas que tenían varios componentes desmontables, como las barras de control, las válvulas de tuberías, se desmontaron y se monitorizaron todas las piezas para segregar las partes contaminadas de las que no lo estaban.

### **CONTROL DE ACCESO A ZONAS RADIOLÓGICAS**

El control de acceso a la zona radiológica se hizo a través de la Sala de Control, por la puerta de cristal, donde se colocó una zona de paso.

La entrada y salida de personal fue controlado por protección radiológica., quien además asignaba la ropa de protección adecuada al trabajo que se iba a realizar.

### **GESTIÓN RADIOLÓGICA DE MATERIALES**

Todos los materiales que se iban desmantelando se monitorizaron en la zona blindada habilitada en la esquina NE de la Nave del Reactor. En dicha zona se realizaron las medidas de radiación y contaminación que permitió su clasificación definitiva.

También se tomaron 15 muestras del subsuelo del reactor para verificar, que después de haber extraído algunas capas, la actividad residual cumplía con las especificaciones y los límites de desclasificación.

Estas muestras complementaron los resultados obtenidos con los detectores portátiles.

Se realizaron determinaciones gamma sobre muestras de hormigón, grafito y agua procedentes del reactor, con objeto de complementar las medidas realizadas con equipos portátiles y de este modo servir como control de calidad del proceso de medición directa.

Se hicieron medidas de tritio en agua y en grafito y de C-14 en matriz de grafito en algunas muestras elegidas.

Los resultados obtenidos no mostraron discrepancias entre las medidas con detectores portátiles y la actividad de las muestras medidas en laboratorio.

Los residuos radiactivos que se iban generando se llevaron a las zonas habilitadas para ello, con el correspondiente blindaje para aquellos más activos.

Los residuos que quedaban desclasificados después de ser monitorizados se depositaban en la zona de materiales desclasificados, hasta que se autorizaba su retirada a los contenedores del exterior de la instalación.

Los residuos radiactivos cumplieron los criterios de aceptación exigidos por ENRESA para Pequeños Productores.

### **VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL**

Se tomaron muestras de agua, suelos y aire y se colocaron dosímetros ambientales en distintos puntos del exterior de la instalación. Los resultados obtenidos mostraron que no se había producido incorporación de actividad como consecuencia de las operaciones de desmantelamiento.

### **PROTECCIÓN CONTRA LA RADIACIÓN Y LA CONTAMINACIÓN**

El cumplimiento estricto de las normas de protección radiológica establecidas para trabajos de desmantelamiento de instalaciones nucleares y radiactivas dio como resultado que las dosis recibidas fueran triviales, incluso en las operaciones de mayor riesgo, y que no hubiera ningún caso de contaminación.

Las tareas de corte de pequeñas piezas metálicas activadas o cables se hicieron en frío con máquinas-herramientas, para que no supusiera riesgo de contaminación interna.

El trabajo de desbaste y picado del hormigón del suelo se hizo en recinto cerrado con extracción localizada de alta eficiencia.

### **FORMACIÓN EN PROTECCIÓN RADIOLÓGICA**

Todas las personas que han trabajado en el desmantelamiento del reactor Arbi, acreditaron tener actualizada la formación básica en protección radiológica.

Además se impartió una formación específica sobre los riesgos radiológicos específicos del desmantelamiento del reactor Arbi.

### **RADIOMÉTRICO FINAL**

Una vez finalizadas las operaciones de desmantelamiento y retirados todos los residuos de la Planta, se efectuaron mediciones de radiación y contaminación en todas las zonas de la instalación.

Los resultados obtenidos mostraron que los niveles residuales cumplían los requisitos para solicitar la declaración de clausura.

### **CONCLUSIONES**

Los trabajos de desmantelamiento se han realizado conforme al programa previsto.

La correcta aplicación de un sistema de protección radiológica ha garantizado el adecuado cumplimiento de las condiciones de la autorización de desmantelamiento.

Los materiales desmantelados han sido segregados y monitorizados adecuadamente. Los materiales desclasificados han sido gestionados por empresas autorizadas y los residuos radiactivos fueron retirados por ENRESA.

El estado radiológico final de la instalación ha permitido proceder a la solicitud de clausura con la apreciación favorable del CSN.

### **REFERENCIAS**

- ♣ Autorización de Desmantelamiento. Orden Ministerial de 14 de mayo de 2002 por la que se otorga a los Laboratorios de ensayos e Investigaciones Industriales (LAEIN), autorización de desmantelamiento del reactor experimental ARBI.
- ♣ Safety Series 111-P.1.1. Application to the recycle and reuse of materials from nuclear facilities. IAEA. January 1992.
- ♣ "Especificación para el Desmantelamiento del Reactor experimental ARBI (Bilbao)", documento nº 054-ES-TA-0001, Rev.0 de fecha 31-07-02, de septiembre de 2003.

# OPTIMIZACIÓN DE UN DETECTOR DE CENTELLEO LÍQUIDO TRI-CARB 3170 TR/SL PARA LA MEDIDA DE $^{90}\text{Sr}$ , EN MUESTRAS AMBIENTALES POR RADIACIÓN CERENKOV

F. MOSQUEDA, F. VACA

## INTRODUCCIÓN

El  $^{90}\text{Sr}$  es un radionucleido emisor  $\beta$  puro de origen artificial. Tiene interés desde el punto de vista radioecológico por su relativamente largo período de semidesintegración ( $T_{1/2} = 28.6$  años), que asegura su presencia en la biosfera durante largo tiempo, y por su similitud química con el  $\text{Ca}^{2+}$ , lo que posibilita su introducción en la cadena alimentaria. En este trabajo se ha medido el  $^{90}\text{Sr}$  a través de la radiación Cerenkov originada por su descendiente el  $^{90}\text{Y}$ , empleando un detector de centelleo líquido, modelo Tri-Carb 3170 TR/SL. El método radioquímico empleado está basado en el desarrollado por Soumela<sup>1</sup>. La medida de radionucleidos por radiación Cerenkov requiere un trabajo experimental muy riguroso. Ello es debido a que en su medida influyen diversos factores que son necesarios analizar y estudiar cuidadosamente. Entre éstos se encuentran el fondo, la eficiencia de recuento, la mínima actividad detectable y la extinción por color, factor éste último muy importante, al que se le ha dedicado una especial atención.

## TRI-CARB 3170 TR/SL

Se trata de un detector de centelleo líquido, especialmente diseñado para el recuento de muestras de bajas actividades alfa o beta. Consta de dos tubos fotomultiplicadores enfrentados que actúan en coincidencia. Para reducir el fondo emplea un blindaje pasivo de plomo y un circuito conocido como *Time Resolved Liquid Scintillation Counting* (TR-LSC<sup>TM</sup>) que reduce el fondo *unquenched* basándose en el número de señales (*burst afterpulses*) que siguen al pulso inicial de un evento de fondo (figura 1). Este circuito se mejora con el uso del detector de guarda BGO, que envuelve completamente al vial y, debido a su alto poder de frenado actúa como un efectivo detector de guarda para la radiación cósmica.

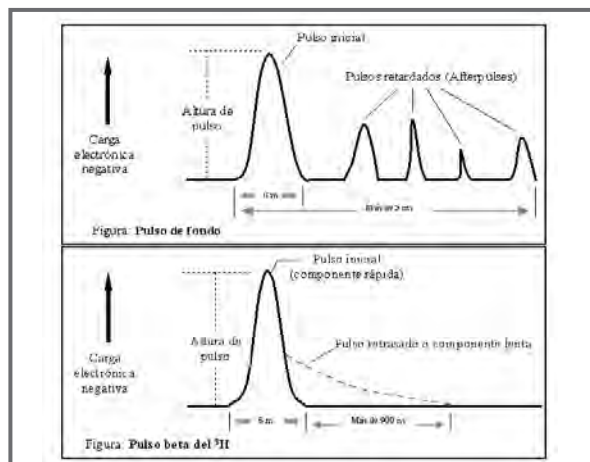


Figura 1: Pulso de fondo y pulso beta en Tri-Carb.

Los eventos que interaccionan con el BGO producen pulsos de mucha mayor duración que los producidos por una partícula beta o alfa. Cuando la radiación cósmica interacciona con el detector y satisface los requerimientos de coincidencia, la electrónica del TR-LSC actúa para discriminar los pulsos de fondo debidos a los rayos cósmicos (mayor duración) de los pulsos beta o alfa y no los contabiliza.

## ESTUDIOS REALIZADOS

En todos los estudios el tiempo de recuento ha sido de 10 horas y el detector ha estado siempre configurado en modo de recuento *Low Level* (quedando activado el circuito TR-LSC<sup>TM</sup>).

### a) Estudio del fondo en función del tipo de vial y del volumen de muestra

Se han empleado viales de polietileno y vidrio con 1 mL de  $\text{HNO}_3$  al 70% y agua destilada en volúmenes desde 0 mL hasta 22 mL. Las medidas de fondo se han llevado a cabo de forma periódica y sistemática durante un periodo de dos años (150 medidas),

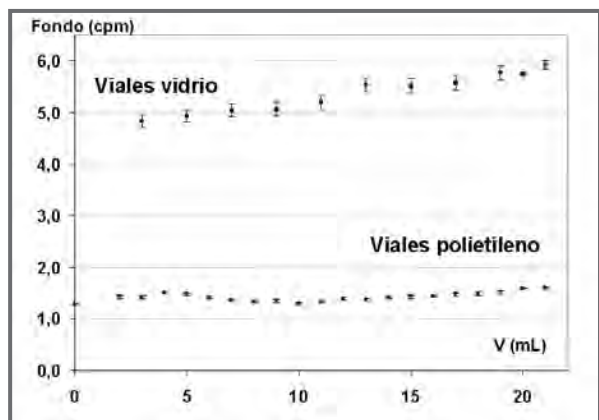


Figura 2: Fondo en viales de vidrio y polietileno en función del volumen.

apreciándose una relativa estabilidad en el mismo. Los resultados se muestran en la figura 2.

Para cualquier volumen de muestra, el fondo en viales de vidrio es 3-4 veces mayor que en viales de polietileno. Este hecho está relacionado con la presencia de <sup>40</sup>K en los viales de vidrio<sup>2</sup>. Para viales de polietileno, los valores son constantes entorno a 1.6 cpm (V = 20 mL). Debido a su menor fondo, se decidió utilizar viales de polietileno.

**b) Eficiencia del <sup>90</sup>Sr+<sup>90</sup>Y, LD, MDA y FOM**

El volumen en el que se diluya la muestra va a influir en el fondo del detector B, en la eficiencia ε (fórmula 1), en la figura de mérito (FOM = ε<sup>2</sup>/B), en el límite de detección<sup>3</sup> (L<sub>D</sub> = [2.71 + 4.65·(B·τ)<sup>1/2</sup>]/τ.) y en la mínima actividad detectable (MDA = L<sub>D</sub>/ε), debido a que es en ese volumen en donde se produce la radiación Cerenkov.

$$\epsilon = \frac{N_T - B \cdot \frac{\tau}{60}}{M_{(90Sr-90Y)} \cdot A_{(90Sr-90Y)} \cdot \tau} \quad (1)$$

Donde N<sub>T</sub> es el número de cuentas totales; B es el fondo (cpm); τ es el tiempo de recuento en segundos; M<sub>(90Sr-90Y)</sub> y A<sub>(90Sr-90Y)</sub> son, respectivamente, la cantidad en gramos y la actividad en Bq/g de disolución patrón añadida.

Se prepararon 11 viales de polietileno a los que se les añadió 1 mL de HNO<sub>3</sub> y una concentración conocida de disolución patrón de <sup>90</sup>Sr-<sup>90</sup>Y. Se llevaron los viales hasta diferentes volúmenes con agua destilada y se procedió a su medida con el detector Tri-Carb. Los resultados se muestran en la tabla 1.

V <sup>+</sup> (mL)	B (cpm)	ε	L <sub>D</sub> (cpm)	MDA (mBq)	FOM (cpm <sup>-1</sup> )
2	1.43 ± 0.03	0.512 ± 0.001	0.232	7.54	0.183 ± 0.003
4	1.50 ± 0.03	0.507 ± 0.001	0.237	7.81	0.171 ± 0.003
6	1.42 ± 0.03	0.530 ± 0.001	0.231	7.25	0.198 ± 0.004
8	1.33 ± 0.02	0.528 ± 0.001	0.224	7.06	0.209 ± 0.004
10	1.29 ± 0.02	0.536 ± 0.001	0.220	6.84	0.223 ± 0.004
12	1.39 ± 0.03	0.531 ± 0.001	0.228	7.16	0.203 ± 0.004
14	1.42 ± 0.03	0.531 ± 0.001	0.231	7.25	0.198 ± 0.004
16	1.44 ± 0.03	0.535 ± 0.001	0.232	7.24	0.198 ± 0.004
18	1.49 ± 0.03	0.520 ± 0.001	0.236	7.57	0.181 ± 0.003
20	1.59 ± 0.01	0.529 ± 0.001	0.244	7.68	0.176 ± 0.001
22	1.61 ± 0.02	0.506 ± 0.001	0.245	8.07	0.159 ± 0.002

Tabla 1: Fondo, ε, LD, MDA y FOM, para <sup>90</sup>Sr – <sup>90</sup>Y en función del volumen.

Habitualmente, las condiciones de trabajo óptimas se determinan minimizando la MDA y maximizando el FOM. Así, parece que el volumen de 10 mL sería el idóneo para realizar las medidas. Sin embargo, las diferencias son mínimas, existiendo otros factores como la extinción por el color, que tienen una mayor influencia en la medida de muestras por radiación Cerenkov<sup>4</sup>. Debido a esto, se decidió llevar todas las muestras a 20 mL, a fin de diluir al máximo, disminuyendo así la extinción por el color.

**c) Eficiencia de recuento para el <sup>90</sup>Y**

Para su determinación (fórmula 2) se trazaron 10 alícuotas con <sup>90</sup>Sr-<sup>90</sup>Y y tras la separación del <sup>90</sup>Y se procedió a su medida.

$$\epsilon = \frac{\ln 2 \cdot (N_t - N_B) e^{\frac{t \ln 2}{T}}}{V \cdot A \cdot T \cdot R_Q \cdot \left(1 - e^{\frac{-\tau \ln 2}{T}}\right)} \quad (2)$$

Siendo N<sub>t</sub> el número total de cuentas; N<sub>B</sub> el número de cuentas debidas al fondo; V el volumen de la muestra (mL); τ (s) el tiempo de recuento; t (s) el tiempo transcurrido desde la separación <sup>90</sup>Sr-<sup>90</sup>Y hasta el inicio de la medida; A la actividad de <sup>90</sup>Sr añadida; T el periodo de semidesintegración del <sup>90</sup>Y y R<sub>Q</sub> el rendimiento químico.

Los valores de rendimiento químico conseguidos fueron relativamente homogéneos, entorno al 85%. La eficiencia de recuento Cerenkov media, ε<sub>0</sub>,

obtenida para el  $^{90}\text{Y}$ , fue del 51%. Esta eficiencia se ha considerado como eficiencia de recuento para muestras a las que se les supone no afectadas por la extinción por color. Posteriormente se considerará como eficiencia de referencia en el método de la razón de canales.

### LA EXTINCIÓN POR COLOR

El fenómeno del *color quenching* consiste en la absorción de parte de los fotones emitidos por la muestra, antes de que éstos puedan alcanzar el fotocátodo del tubo fotomultiplicador. Provoca dos efectos: un desplazamiento del espectro hacia la zona de bajas energías y una disminución en la eficiencia de recuento  $\epsilon$ . Para corregir este efecto se ha empleado el Método de la Razón de Canales. Para ello, se prepararon 12 muestras a las que se les añadió cantidades crecientes de un colorante artificial,  $\text{Na}_2\text{CrO}_4$ , que no introduce fondo en la medida y proporciona una

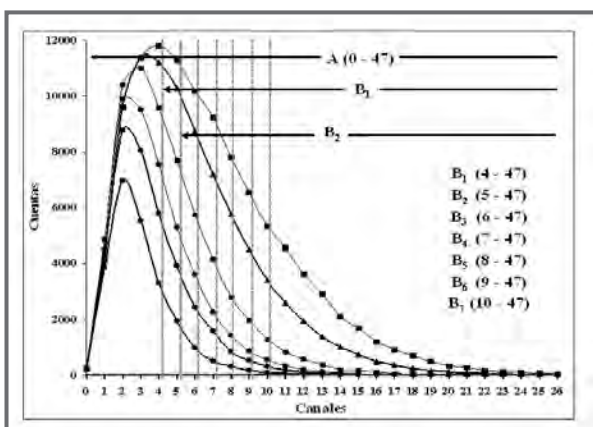


Figura 3: Ventanas B ( $B_1, B_2, \dots, B_7$ ) y ventana A.

coloración amarilla, muy parecida a la que se produce en muestras reales después de aplicarles el método químico<sup>5</sup>.

El método se basa en el análisis del desplazamiento del espectro Cerenkov de fuentes de actividad conocida que presentan diferentes grados de color. Para ello es necesario elegir dos ventanas de recuento (A y B) y definir la razón de canal, CR, como el cociente entre el número de cuentas netas de la ventana B y la ventana A. La ventana A debe abarcar todo el espectro. En nuestro detector, el espectro Cerenkov del  $^{90}\text{Y}$  se localiza entre los canales 0 y 47. Ésta será la ventana A. Para la ventana B, todos los autores consultados en la literatura, la definen a partir del canal que presente un mayor número de

cuentas<sup>5</sup>, no encontrándose ningún estudio que justifique esta elección.

Uno de los objetivos de este trabajo ha sido elegir la ventana B como resultado de un estudio previo que justifique su idoneidad. Para ello se han definido 7 ventanas B ( $B_1, B_2, \dots, B_7$ ), desde el intervalo de canales 4 – 47 ( $B^1$ ) hasta el intervalo 10 – 47 ( $B_7$ ) (figura 3).

El siguiente paso ha sido calcular las CR para cada estándar color y en función de cada ventana B definida, para a continuación relacionar ésta con la eficiencia de cada muestra.

En este trabajo, y coincidiendo con el criterio de otros autores, para evaluar la disminución en la eficiencia se ha introducido el factor de color  $f$ , definido como el cociente entre la eficiencia de recuento,  $\epsilon$ , de una muestra cualquiera y la eficiencia de referencia  $\epsilon_0$ .

$$f = \frac{\epsilon}{\epsilon_0} \rightarrow \epsilon = \epsilon_0 \cdot f \quad (3)$$

Representando  $f$  frente a CR se han obtenido las correspondientes curvas de calibración de la eficiencia en función de la extinción por color. A partir de éstas, se ha realizado un estudio de varios parámetros: Chi-cuadrado reducida  $\chi^2_{R'}$ , coeficiente de regresión R, rango de valores de CR para el cuál es válida dicha curva, y su equivalente en eficiencias, con objeto de decidir entre ellas y escoger la curva más óptima para corregir la eficiencia de cualquier muestra en función del color.

	$f=c \cdot \text{CR}^2 + b \cdot \text{CR} + a$	S	R	$ZR^2$	$\text{CR}_{\text{MAX}} - \text{CR}_{\text{MIN}}$	$\epsilon_{\text{MAX}} - \epsilon_{\text{MIN}}$
$f_1$ ( $\text{CR} = n_{B1}/n_A$ )	$c = 1.95 \pm 0.23$ $b = -0.93 \pm 0.30$ $a = 0.297 \pm 0.092$	0.0121	0.9973	1.49	0.89 → 0.57	52 → 20
$f_2$ ( $\text{CR} = n_{B2}/n_A$ )	$c = 0.93 \pm 0.15$ $b = 0.36 \pm 0.16$ $a = 0.089 \pm 0.037$	0.0161	0.9982	1.24	0.82 → 0.41	51 → 20
$f_3$ ( $\text{CR} = n_{B3}/n_A$ )	$c = 0.37 \pm 0.13$ $b = 0.96 \pm 0.11$ $a = 0.085 \pm 0.020$	0.0155	0.9984	1.37	0.74 → 0.15	51 → 12
$f_4$ ( $\text{CR} = n_{B4}/n_A$ )	$c = -0.10 \pm 0.14$ $b = 1.37 \pm 0.10$ $a = 0.127 \pm 0.014$	0.0165	0.9981	1.95	0.66 → 0.10	51 → 13
$f_5$ ( $\text{CR} = n_{B5}/n_A$ )	$c = -0.66 \pm 0.18$ $b = 1.78 \pm 0.11$ $a = 0.163 \pm 0.012$	0.0191	0.9975	3.34	0.59 → 0.05	50 → 13
$f_6$ ( $\text{CR} = n_{B6}/n_A$ )	$c = -1.40 \pm 0.26$ $b = 2.21 \pm 0.13$ $a = 0.198 \pm 0.012$	0.0230	0.9964	5.68	0.52 → 0.03	50 → 13
$f_7$ ( $\text{CR} = n_{B7}/n_A$ )	$c = -2.38 \pm 0.38$ $b = 2.70 \pm 0.16$ $a = 0.227 \pm 0.012$	0.0282	0.9949	9.54	0.46 → 0.02	49 → 14

Tabla 2: Criterios empleados en la elección de la curva más idónea.

Se ha definido el intervalo de validez del ajuste como aquel rango de razón de canal, CR, para el cual podemos utilizar el ajuste y obtener el factor de color,  $f$ , de manera que los errores asociados, cuando el ajuste se aplique a muestras reales, sean asumibles. Se ha optado por considerar como asumibles los errores asociados a  $f$  menores del 20%.

A la luz de los resultados reflejados en la tabla 2, tanto la curva  $f_2$  como la  $f_3$  son las que presentan mejores valores en los parámetros anteriormente mencionados, y serán las curvas que se emplearán para el cálculo de la eficiencia de muestras reales.

### VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS

Se tomaron cuatro muestras vegetales ya medidas anteriormente, por el Dr. Federico Vaca (con un Quantulus 1220) y se calcularon sus respectivas concentraciones en  $^{90}\text{Sr}$ . Los resultados se muestran en la figura 4.

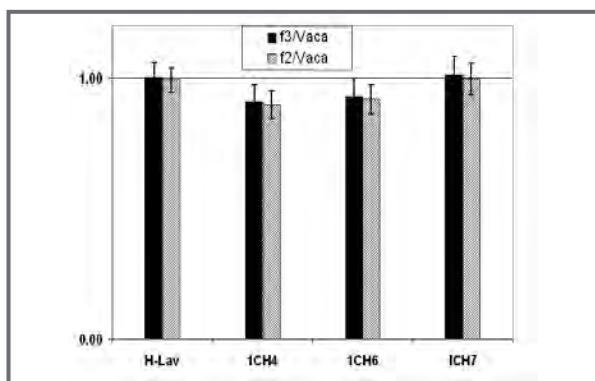


Figura 4: Comparación de Concentraciones determinadas en 1995 con las obtenidas por nosotros, para 4 muestras vegetales.

Cada barra representa el cociente entre las concentraciones obtenidas con las curvas  $f_2$  y  $f_3$ , para cada muestra, y las concentraciones obtenidas en su día por el Dr. Vaca. Se observa que las relaciones están muy próximas a la unidad, y que utilizar una u otra curva,  $f_2$  o  $f_3$ , no supone diferencias significativas, ya que todos los valores concuerdan dentro del rango de incertidumbre (una sigla).

Así mismo, participamos, en 2004, junto a 26 laboratorios en un ejercicio de intercomparación del CSN,

para la medida de  $^{90}\text{Sr}$  en muestras acuosas. El dato obtenido en nuestro laboratorio,  $195 \pm 14 \text{ Bq/m}^3$ , utilizando la curva  $f_3$  para corregir la eficiencia de recuento, fue uno de los que más se acercó al valor de referencia establecido ( $187.2 \pm 37.4 \text{ Bq/m}^3$ ) e idéntico a la media de todos los laboratorios participantes ( $195.0 \pm 29.3 \text{ Bq/m}^3$ ).

### CONCLUSIONES

Se ha logrado poner a punto el detector Tri-Carb 3170 para la medida de  $^{90}\text{Sr}$  a través del  $^{90}\text{Y}$  por radiación Cerenkov, y los resultados preliminares, según se desprende de las muestras analizadas, son satisfactorios. Además, Se ha profundizado en el método de la razón de canales y se ha realizado un estudio en función de diferentes parámetros que permiten justificar, de manera objetiva, la definición de la ventana B.

### REFERENCIAS

- 1.- Soumela, J.; Wallberg, L. y Melin, J. Methods for determination of strontium-90 in food and environmental samples by Cerenkov counting. Swedish Radiation Protection Institute SSI Report 93-11, 1993.
- 2.- Rapkin, E. y Gibbs, J. A. Polyethylene containers for liquid scintillation spectrometry. Int. J. Appl. Radiat. Isotopes, 14, 71-74, 1963.
- 3.- Currie, L. A. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Analytical Chemistry, 40, 586-593, 1968.
- 4.- Vaca, F. Radionúclidos artificiales en la industria forestal. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, Dpto. Física Atómica, Molecular y Nuclear, 1998.
- 5.- Villa, M., Manjón, G. y García-León, M. Study of colour quenching effects in the calibration of liquid scintillation counters: The case of  $^{210}\text{Pb}$ . Nuclear Instruments and Methods A, 496, 413-424, 2003.
- 6.- Villa, M. Técnicas experimentales para la medida por centelleo líquido de la actividad de emisores beta en el medioambiente. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, Dto. Física Atómica, Molecular y Nuclear, 2004.

# DETERMINACIÓN DE $^{238}\text{Pu}$ , $^{239\pm 240}\text{Pu}$ Y $^{241}\text{Pu}$ EN MUESTRAS MEDIOAMBIENTALES MEDIANTE ESPECTROMETRÍA ALFA CON DETECTORES SEMICONDUCTORES DE IMPLANTACIÓN IÓNICA

I.VIOQUE, R.GARCÍA-TENORIO, M.C. JIMÉNEZ RAMOS Y G. MANJÓN

## INTRODUCCIÓN

El grupo Física Nuclear Aplicada de la Universidad de Sevilla, dentro de sus prestaciones en el campo de la radioecología y la vigilancia radiológica ambiental, ha desarrollado un procedimiento para la determinación de isótopos de Pu emisores alfa en muestras ambientales mediante la aplicación de la técnica de espectrometría alfa con detectores de implantación iónica.

Este procedimiento lleva asociado la aplicación de un método radioquímico, que ha sido puesto a punto y validado en nuestro laboratorio para su aplicación a suelos, sedimentos y muestras de vegetación, y cuyo fin es el aislamiento y purificación de los isótopos de Pu de las matrices a las que se encuentran asociadas, y su posterior deposición en láminas delgadas para la adecuada realización de la medida espectrométrica. La descripción del procedimiento en su conjunto y su validación constituyen el centro de este trabajo.

## DESCRIPCIÓN DEL PROCEDIMIENTO

Una descripción exhaustiva del método radioquímico puesto a punto ya ha sido publicada<sup>1</sup>, por lo que, en este trabajo, simplemente indicaremos que las etapas esenciales de este procedimiento son: a) calcinación de la muestra a 550°C durante 24 horas, b) oxidación húmeda de la muestra con 8M  $\text{HNO}_3$ , c) coprecipitación de actínidos con  $\text{Fe}^{3\pm}$ , d) eliminación de elementos estables y emisores alfa (isótopos de U y Th,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) interferentes utilizando resinas de intercambio iónico, e) extracción de la fracción purificada de Pu de la resina, y f) electrodeposición del Pu sobre planchetas de acero inoxidable. El rendimiento del proceso radioquímico es controlado mediante la adición de cantidades conocidas de un trazador, en nuestro caso  $^{242}\text{Pu}$ , antes de la oxidación húmeda de la muestra.

Las medidas se realizan utilizando un sistema espectrométrico alfa formado por un total de 8 cámaras independientes, cada una de ellas equipada con un detector semiconductor de implantación iónica. Todos los detectores tienen una superficie de 450  $\text{mm}^2$ , y una resolución nominal de 18-20 keV a una distancia fuente-detector de 1,5 mm.

Cuatro son los isótopos de Pu que pueden encontrarse en la actualidad en diversos compartimentos en la naturaleza, obviamente con origen en actividades antropogénicas. Tres de ellos,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ , y  $^{238}\text{Pu}$  son emisores alfa por lo que teóricamente podrían ser determinados de forma independiente por espectrometría alfa, mientras el cuarto,  $^{241}\text{Pu}$  es un emisor beta débil. No obstante, la similitud en energía de las emisiones alfa de los isótopos  $^{239}\text{Pu}$  y  $^{240}\text{Pu}$ , impide su discriminación espectrométrica, a través de la medida directa por espectrometría alfa con detectores semiconductores de implantación iónica, por lo que sólo podemos determinar independientemente los niveles de  $^{239\pm 240}\text{Pu}$  y  $^{238}\text{Pu}$  presentes en las muestras ambientales analizadas.

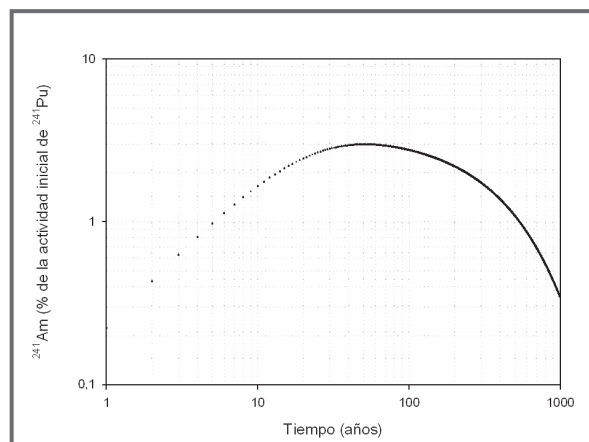


Figura 1.- Curva de crecimiento del  $^{241}\text{Am}$  en función del tiempo.



Pero adicionalmente, los niveles de  $^{241}\text{Pu}$  (emisor beta puro cuyo periodo de semidesintegración es igual a 14,4 años) presente en dichas muestras se pueden determinar también aplicando la técnica de espectrometría alfa, a partir de la medida de su descendiente emisor alfa, el  $^{241}\text{Am}$ , siempre que se deje transcurrir el tiempo necesario (varios años) para que la actividad creciente de  $^{241}\text{Am}$  pueda ser cuantificada. Una vez determinada la actividad de  $^{241}\text{Am}$  a través de una segunda medida de la fuente electrodepositada, la actividad de  $^{241}\text{Pu}$  presente en la muestra original se deduce fácilmente a partir de las ecuaciones de Bateman. (Figura 1).

En la Figura 1 se muestra la curva de crecimiento del  $^{241}\text{Am}$  en función del tiempo, expresado éste como el tanto por ciento de la actividad inicial del  $^{241}\text{Pu}$  presente en la muestra. Este método para la determinación de  $^{241}\text{Pu}$  en muestras ambientales está siendo ya aplicado asiduamente en nuestro laboratorio.

**VALIDACION**

La validación de un procedimiento como el aquí mostrado para la determinación de los niveles de  $^{239\pm 240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}$  en muestras ambientales es un proceso bastante complejo. La participación en ejercicios de intercomparación y la utilización de muestras de referencia sólo permiten una validación parcial del procedimiento, pues los niveles certificados o intercomparados se circunscriben a  $^{239\pm 240}\text{Pu}$ , al ser estos isótopos ( $^{239}\text{Pu}$  y  $^{240}\text{Pu}$ ) los que poseen una mayor implicación radiológica atendiendo a su tipo de emisión y a sus concentraciones en la naturaleza.

No obstante, la determinación con la mayor precisión posible de los niveles de  $^{238}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}$  tiene una enorme utilidad, fundamentalmente para intentar discriminar a través de los cocientes isotópicos  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  el origen del Pu asociado a la muestra analizada, y en el caso del  $^{241}\text{Pu}$  para poder evaluar la evolución futura de los niveles de su descendiente, el  $^{241}\text{Am}$  en el ecosistema estudiado.

Mostraremos a continuación cómo, de forma precisa, podemos validar el procedimiento aquí descrito para la determinación de  $^{238}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}$  a través de la determinación de los cocientes isotópicos  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  en muestras ambientales en las que el origen del Pu es conocido.

La validación del procedimiento para la determinación de  $^{239\pm 240}\text{Pu}$  se ha realizado a través de la participación con resultados muy satisfactorios en un número elevado de ejercicios de intercomparación<sup>1</sup>. Únicamente como ejemplo, en la Tabla 1 mostramos los resultados obtenidos en el marco de un ejercicio de intercomparación auspiciado por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).

Alicuota 1	Alicuota 2	V.R.
0,12±0,01	0,11±0,01	0,121±0,011

Tabla 1.- Ejercicio de intercomparación CSN-CIEMAT 2002. Concentración de actividad de  $^{239\pm 240}\text{Pu}$  (Bq/kg).(V.R.= Valor de referencia).

**COCIENTE ISOTÓPICO DE ACTIVIDADES  
 $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$**

En el caso de poder disponer de muestras ambientales en las que es conocido el origen del plutonio presente en ellas, la determinación del cociente isotópico  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  de su actividades puede utilizarse como método de validación de las medidas de  $^{238}\text{Pu}$  realizadas. Ello ese debe a que este cociente posee un valor bien definido y característico dependiendo del origen de la fuente de contaminación.

Efectivamente, de forma global, este cociente toma un valor de 0,03-0,04<sup>2</sup> en muestras colectadas en el hemisferio norte y afectadas fundamentalmente por la deposición de plutonio con origen en las pruebas nucleares atmosféricas realizadas en las décadas de 1950 y 1960, mientras que toma un valor de 0,2<sup>3</sup> en muestras del hemisferio sur afectadas por la dispersión de  $^{238}\text{Pu}$  con origen en el accidente del satélite SNAP- 9A además de por la deposición del plutonio originado en las pruebas nucleares (fuentes globales de contaminación).

Por otra parte, en el ámbito local o regional, existen áreas afectadas por accidentes o descargas controladas en las que el cociente  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  toma también unos valores particulares y característicos: por ejemplo 0,02<sup>4</sup> en los ecosistemas de Palomares y Thule afectados por la dispersión en esas zonas del contenido de bombas termonucleares que por accidente experimentaron una explosión química, y

0,47<sup>5</sup> en muestras fuertemente contaminadas por el accidente del reactor de la central de Chernobyl.

En los últimos años hemos procedido de forma sistemática a determinar el cociente isotópico  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  en diversas matrices naturales en el que el origen del Pu, y como consecuencia el valor de este cociente, era conocido. Los resultados obtenidos, comparados con los valores esperados son mostrados en la Tabla 2. Se observa que la concordancia entre valores obtenidos y esperados es total, lo que nos pone de manifiesto la bondad del procedimiento aplicado para la determinación de los niveles de  $^{238}\text{Pu}$ .

Este proceso de validación es necesario pues en las muestras analizadas existen otros radionucleidos alfa cuyas emisiones se solapan con las del  $^{238}\text{Pu}$  (como el  $^{241}\text{Am}$ ), y aunque el método radioquímico está diseñado de manera que estos isótopos interferentes se extraen de la resina en pasos previos al de la recuperación del plutonio, es conveniente verificar que la separación selectiva de los isótopos de plutonio se produce de forma efectiva. En particular, la no eliminación total del  $^{241}\text{Am}$  en la muestra electrodepositada, llevaría consigo una determinación errónea de los niveles de  $^{238}\text{Pu}$  e impediría o afectaría la determinación posterior de  $^{241}\text{Pu}$  por el método descrito en la introducción de este trabajo.

Muestra	$^{239\pm 240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	$^{241}\text{Pu}$ (Bq/kg)	$^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$
B4.0	2,57 ± 0,13	6,5 ± 1,8	2,5 ± 0,7
B7.1	6,98 ± 0,18	8,9 ± 1,2	1,3 ± 0,2
D7.4	7,58 ± 0,21	10,6 ± 1,3	1,4 ± 0,2
E7.4	7,46 ± 0,20	10,3 ± 1,1	1,4 ± 0,2
F2.0	4,93 ± 0,22	5,3 ± 1,1	1,1 ± 0,2
F6.0	3,7 ± 0,4	10 ± 5	2,8 ± 1,5
G1.9	1,55 ± 0,08	3,5 ± 1,0	2,2 ± 0,6
G3.9	10,1 ± 0,4	25 ± 6	2,4 ± 0,6
G7.9	6,05 ± 0,24	13 ± 3	2,1 ± 0,5
PII	1,41 ± 0,07	1,8 ± 0,4	1,3 ± 0,3

Tabla 3. Concentraciones de  $^{239\pm 240}\text{Pu}$  y  $^{241}\text{Pu}$  (Bq/kg) y cociente de actividades  $^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  en muestras sedimentarias del hemisferio norte afectadas exclusivamente por las pruebas nucleares atmosféricas.

### COCIENTE ISOTÓPICO DE ACTIVIDADES $^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$

De una forma totalmente análoga a la explicada en el apartado anterior, hemos procedido a validar nuestro procedimiento para la determinación de  $^{241}\text{Pu}$ , a través de la medida del cociente de actividades  $^{241}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  en muestras donde es conocido el origen del Pu contenido en ellas.

En particular, este cociente de actividades ha sido determinado en un total de 10 muestras sedimen-

Lugar de muestreo	Fuente del Pu	Tipo de muestra	$^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$ (este trabajo)	$^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$ (valor esperado) (ref)
Suecia (55°N)	Global	sedimento	0,034 ± 0,003	0,034 ± 0,007 (2)
Suecia (55°N)	Global	turba	0,034 ± 0,004	0,034 ± 0,007 (2)
España(35-40°N)	Global	suelo	0,035 ± 0,010	0,036 ± 0,004 (6)
Perú (10-30°S)	Global	suelo	0,15 ± 0,06	0,22 ± 0,15 (2)
Antártida (70°S)	Global	liquen	0,23 ± 0,02	0,22 ± 0,02 (7)
Ucrania	Chernobyl	Suelo	0,46 ± 0,08	0,47 ± 0,07 (5)
España	Palomares	Suelo	0,017 ± 0,002	0,018 ± 0,003 (8)
España	Palomares	Suelo	0,016 ± 0,001	0,018 ± 0,003 (8)

Tabla 2.- Cociente isotópico de actividades  $^{238}\text{Pu}/^{239\pm 240}\text{Pu}$  en muestras ambientales afectadas por una fuente bien definida de Pu. Los resultados obtenidos en nuestro laboratorio son comparados con los valores esperados para muestras obtenidas en la misma latitud o zona geográfica, y afectadas por la misma fuente de contaminación de plutonio.

tarias integradas (muestras que corresponden a la deposición total sedimentaria producida durante los últimos 100 años), que han sido colectadas en un lago sueco, y que se encuentran afectadas exclusivamente por la deposición de plutonio con origen en las pruebas nucleares atmosféricas (global). Los resultados obtenidos, corregidos a fecha de 1/1/1998

se muestran en la Tabla 3, los cuales son concordantes, dentro de sus márgenes de incertidumbre, con los resultados esperados para la misma fecha atendiendo al origen del Pu analizado<sup>9,10</sup>. Ello nos pone de manifiesto la bondad del procedimiento aplicado para la determinación de los niveles de <sup>241</sup>Pu, que asume como hipótesis de partida la nula presencia de <sup>241</sup>Am en la fuente obtenida, justo después de la electrodeposición.

Actualmente, este procedimiento totalmente validado está siendo aplicado para investigar la influencia de las características de la fuente de contaminación en la posible migración de isótopos de plutonio en suelos y sedimentos y en la transferencia de estos isótopos suelo-planta.

## REFERENCIAS

1. Vioque I., Manjón G., García-Tenorio R. y El-Daoushy F. Determination of alpha emitting Pu isotopes in environmental samples. *Analyst* 127, 530-535 (2002).
2. Hardy E.P., Krey P.W., y Volchok H.L. Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature* 241, 444, 446 (1973)
3. Roos P., Holm E., Persson R.B.R., Aarkrog A. y Nielsen S.P. Deposition of <sup>210</sup>Pb, <sup>137</sup>Cs, <sup>239±240</sup>Pu, <sup>238</sup>Pu and <sup>241</sup>Am in the antarctic Peninsula Area. *J. Environ. Radioactivity* 24, 235-251 (1994)
4. Manjón G., García-León M., Balllestra S. y López J.J. The presence of man-made radionuclides in the marine environment in the South of Spain. *J. Environ. Radioactivity* 28, 171-189 (1995)
5. Aarkrog A. The radiological impact of the Chernobyl debris compared with that from nuclear weapons fallout. *J. Environ. Radioactivity* 6, 151-162 (1988).
6. Holm E., Fukai R. y Whitehead N.E. Radiocesium and transuranium elements in the Mediterranean sea: sources, inventories and environmental levels. *Proceedings International Conference on Environmental Radioactivity in the Mediterranean Sea*. Barcelona, Mayo 1988, 601-615 (1988)
7. Mietelski, J. W., Gaca, P. and Olech, M. A. Radioactive Contamination of Lichens and Mosses Collected in South Shetland and Antarctic Peninsula. *J. Radioanal. and Nucl. Chem.*, 245 (3) 527-537 (2000).
8. Espinosa M.A. Comportamiento Ambiental de las partículas de combustible nuclear (fundamentalmente Pu) tras un accidente nuclear en un ecosistema de tipo mediterráneo. Tesis Doctoral. Editada en Colección Documentos CIEMAT, ISBN:84-7834-459-4 (2003).
9. Mietelski J.W., Dorda J. y Was, B. Pu-241 in samples of forest soil from Poland. *Applied Radiation and Isotopes* 51,435-447 (1991).
10. Mitchell P.I., Schell W.R., McGarry A., Ryan T.P., Sanchez-Cabeza J.A., Vidal Quadras, A. Studies of the vertical distribution of <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>238</sup>Pu, <sup>239±240</sup>Pu, <sup>241</sup>Pu, <sup>241</sup>Am and <sup>210</sup>Pb in ombrogenous mires at mid-latitudes. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Articles* 156, 361-387(1992).

# ESTUDIO DE LA EVOLUCIÓN DE LOS NIVELES DE RADIOACTIVIDAD Y DE LA COMPOSICIÓN MULTIELMENTAL DE SEDIMENTOS PROCEDENTES DEL EMBALSE DE PROSERPINA (BADAJOZ)

F. J. AGER, A. BAEZA, J. GUILLÉN, M<sup>a</sup> A. ONTALBA Y A. RODRÍGUEZ

## INTRODUCCIÓN

El embalse de Proserpina fue construido por los romanos hace aproximadamente unos 2000 años en la charca de la Albuera, a unos 5 km de Emérita Augusta, la actual Mérida, para el suministro de agua a dicha población a través de un canal de 12 km. Estructuralmente la presa se compone de un muro de contención fabricado en tierra y hormigón, recubierto de sillares graníticos por la parte que da al agua y reforzado en la cara opuesta por un fuerte terraplén, creando de esta forma un embalse artificial con una capacidad aproximada de unos 5 millones de m<sup>3</sup>. En 1992, debido a la acumulación de sedimentos en el embalse, se procedió a su secado y posterior dragado. Como consecuencia de dichos trabajos, se obtuvieron diversos testigos de una cata de sedimentos cuyas profundidades nominales de muestreo se encuentran entre los 5.60 y 0.70 m y que presumiblemente abarcan desde la época romana hasta la actualidad. Esta cata de sedimentos nos proporciona una oportunidad excepcional para analizar la evolución temporal en los mismos de sus contenidos radiactivos y estables de distinto origen. Para cubrir este objetivo, la cata se ha subdividido en alícuotas a distintas profundidades, y en cada una de ellas se ha realizado su análisis espectrométrico gamma. Además, en la capa más superficial y que por lo tanto corresponde a la época más reciente, se ha realizado un análisis multielemental mediante las técnicas PIXE y PIGE.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los diversos testigos procedentes de la cata de sedimentos realizada en el embalse de Proserpina se subdividieron en 23 muestras, las cuales previamente a su análisis se desecaron y homogeneizaron mediante un molino de bolas. A continuación se envasaron en recipientes cilíndricos de 71 mm de diámetro y 30 mm de altura, sellándolas para que se

reestableciese antes de su medida el equilibrio secular. La espectrometría gamma de todas las muestras se realizó con un detector de germanio tipo n, de una eficiencia relativa del 25% y una resolución de 1.87 keV para el pico de 1332 keV del <sup>60</sup>Co. El <sup>226</sup>Ra presente en las muestras se calculó a partir de sus descendientes <sup>214</sup>Pb y <sup>214</sup>Bi. Una alícuota de la capa de sedimentos más superficial fue analizada mediante las técnicas PIXE y PIGE en la cámara multianálisis del acelerador Tandem Pelletron de 3 MV del Centro Nacional de Aceleradores de Sevilla. La muestra se irradió con un haz de protones de 3 MeV de energía y 3 mm de diámetro, acumulando sobre ella una carga total de 10 μC. Las concentraciones fueron determinadas utilizando el programa GUPIX [1] para los espectros de PIXE y el procedimiento de patrón de referencia descrito en [2] para los de PIGE. Para simplificar la discusión de los resultados, se calcularon los índices de factor de enriquecimiento, EFI, y de geoacumulación, IGEO, que se definen para un elemento X como

$$EFI(X) = \frac{([X]/[Al])_{muestra}}{([X]/[Al])_{esquisto}} \quad I_{GEO}(X) = \log_2 \frac{[X]_{muestra}}{[X]_{esquisto} 1.5}$$

en donde se considera al esquisto como un sedimento de referencia no contaminado y la concentración del aluminio se utiliza a efectos de normalización [3-5]. Así, un valor de EFI próximo a 1 para un determinado elemento indica que éste es de origen natural. El índice  $I_{GEO}$  (redondeado a 0 cuando es negativo o al siguiente entero cuando es positivo) es una estimación del grado de contaminación de la muestra para un elemento dado. Así, si EFI es 0 significa que no hay contaminación, si se encuentra entre 1 y 2 la contaminación es moderada, si está entre 3 y 4 la contaminación es elevada y si es igual o superior a 5 es muy elevada.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los análisis espectrométricos gamma efectuados en las muestras de sedimentos cabe destacar

Radionucleido	V.M. ± S.D.	Rango	Radionucleido	V.M. ± S.D.	Rango
$^{40}\text{K}$	$680 \pm 76$	535-823	$^{214}\text{Pb}$	$72 \pm 9$	57-94
$^{208}\text{Tl}$	$43 \pm 5$	31-54	$^{212}\text{Bi}$	$54 \pm 7$	42-71
$^{210}\text{Pb}$	$130 \pm 33$	43-197	$^{214}\text{Bi}$	$65 \pm 8$	54-83
$^{212}\text{Pb}$	$97 \pm 14$	75-126	$^{228}\text{Ac}$	$78 \pm 12$	59-97

Tabla 1.-Valores medios (V.M.), desviaciones estándar (S.D.) y rangos de los niveles de actividad de diversos radionucleidos de origen natural, expresados en Bq/kg d.w., detectados en el perfil de sedimentos del embalse de Proserpina.

que tan sólo en la capa más superficial de las disponibles para su análisis, correspondiente a una profundidad de 1.25 m, se ha encontrado actividad neta de  $^{137}\text{Cs}$ , siendo ésta de  $(45.7 \pm 1.3)$  Bq/kg d.w, mientras que para el resto de las capas ésta, es siempre inferior al límite de detección, que se encuentra en torno a 0.5 Bq/kg d.w. Este resultado acota temporalmente citada capa superficial, ya que el  $^{137}\text{Cs}$  es un radionucleido antropogénico introducido en la atmósfera debido a las explosiones nucleares atmosféricas de los años 50 y 60 y posee una relativamente baja movilidad en los sedimentos. Por lo tanto, dicha capa debe corresponder a esa época, ya que en nuestro país éste es el principal término fuente de radionucleidos artificiales [6].

En la tabla 1 se muestran los valores medios, desviaciones estándar y rango para las actividades de los diversos radionucleidos de origen natural detectados, observándose que el  $^{40}\text{K}$  es el que presenta la mayor variación en el perfil, seguido por el  $^{210}\text{Pb}$ . Para analizar este resultado con más detalle, en la figura 1 se muestran los perfiles de sedimentos correspondientes al  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{226}\text{Ra}$ , éste último medido a partir de sus descendientes. En dicha figura se puede apreciar como para unas determinadas profundidades, en torno a 3.50 y 4.25 m, se produce una disminución manifiesta de los niveles de actividad de  $^{40}\text{K}$ . Por su parte, para el  $^{210}\text{Pb}$  se aprecia una ligera disminución de los niveles de actividad con la profundidad, aunque este hecho no es estadísticamente significativo ( $r=0.49$ ). Por último los niveles de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  permanecen prácticamente constantes con la profundidad, obteniendo una pendiente prácticamente nula al hacer una regresión lineal entre ambos parámetros ( $r=0.009$ ).

Dada la peculiaridad de la capa más superficial de sedimentos, la única con actividad neta de  $^{137}\text{Cs}$ , se ha procedido a efectuar un análisis multielemental de la misma. En la tabla 2 se muestran las concentraciones determinadas para dicha capa, las concentraciones del esquisto, incorporando los valores promedio de la corteza terrestre para algunos elementos (Na, V, Cr, Ga, Rb, Y y Zr) [7], y los antes definidos índices EFI e IGEO. De su lectura podemos señalar que se trata de un sedimento bastante limpio, lo cual es consistente con la escasa degradación del entorno natural que rodea el pantano. Sólo observamos una contaminación moderada para los elementos Zn, As, Ga y Rb.

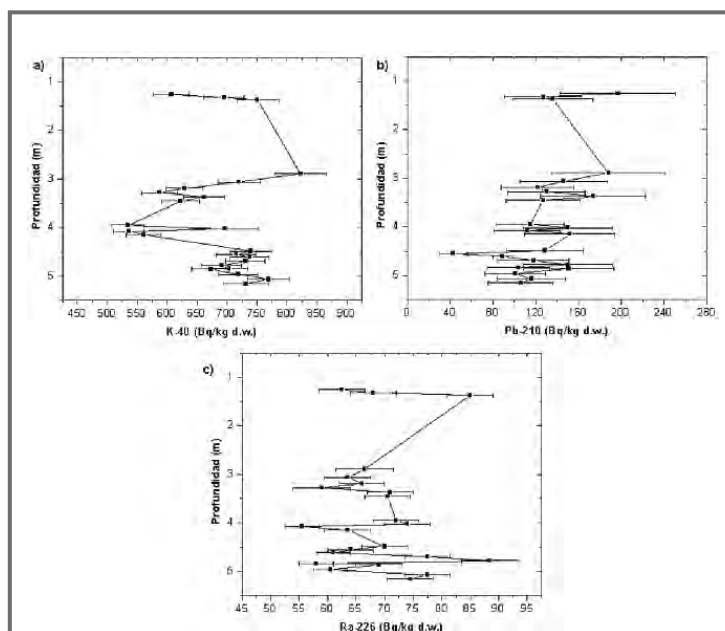


Fig. 1.- Niveles de actividad de a)  $^{40}\text{K}$ , b)  $^{210}\text{Pb}$  y c)  $^{226}\text{Ra}$ , expresados en Bq/kg d.w., detectados en las distintas capas en las que se han subdividido las catas de sedimentos del embalse de Proserpina (Badajoz)

%	Esquisto	Sedimento	EFI	I <sub>GEO</sub>	ppm	Esquisto	Sedimento	EFI	I <sub>GEO</sub>
Na	2.36	0.616(12)	0.23	0	Ni	68	36(7)	0.48	0
Mg	1.47	1.291(4)	0.79	0	Cu	45	50(4)	1.00	0
Al	8.15	9.07(23)	1.00	0	Cr	102	5(5)	0.04	0
Si	27.16	22.38 (5)	0.74	0	Zn	95	276(6)	2.61	1
P	0.075	0.0782(71)	0.94	0	Ga	19	45(5)	2.13	1
S	0.26	0.125(5)	0.43	0	As	13	73(100)	5.05	2
K	2.69	1.593(5)	0.53	0	Rb	90	256(13)	2.56	1
Ca	2.22	0.636(6)	0.26	0	Sr	300	117(9)	0.35	0
Ti	0.39	0.3946(22)	0.91	0	Zr	165	224(21)	1.22	0
Mn	0.085	0.0514(16)	0.54	0	Pb	20	15(28)	0.67	0
Fe	4.67	4.772(11)	0.92	0					

Tabla 2.- Concentraciones en peso del esquisto y de la capa de sedimento (entre paréntesis las cifras significativas de las desviaciones estándar), así como los índices EFI e I<sub>GEO</sub> para cada elemento correspondientes a la capa más superficial de sedimentos.

## CONCLUSIONES

Como se puede deducir de los resultados obtenidos en este estudio calificable de preliminar, la concentración de diversos radionucleidos naturales presenta una variación con la profundidad de la capa de sedimentos analizada, principalmente debida al <sup>40</sup>K, lo cual implica que a lo largo de la historia del embalse, unos 2000 años, se han producido variaciones en las características de los aportes que han ido constituyendo sus sedimentos. En cualquier caso, estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de realizar análisis más completos que los que hasta ahora hemos llevado a cabo, los cuales pueden aportar más información de cómo y cuando se produjeron estas variaciones, como son la datación de los sedimentos, mediante la medida de su contenido en <sup>14</sup>C, el análisis mediante espectrometría alfa de los principales emisores radiactivos alfa pertenecientes a las series naturales del uranio y del torio, y el análisis multielemental de otras capas de sedimentos distintas de la superficial.

## AGRADECIMIENTOS

La realización del presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Junta de Extremadura al proyecto titulado "Evolución histórica de los contenidos multielementales y radiactivos en los sedimentos del embalse de Proserpina-Mérida (Badajoz)". Referencia 2PR03A091. Enmarcado dentro del II Plan Regional de Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación de Extremadura.

## REFERENCIAS

- [1] Campbell J.L., Hopman T.L., Maxwell J.A., Nejedly Z., The Guelph PIXE software package III: Alternative proton database, Nucl. Instr. and Meth. B 170, 193, 2000.
- [2] Hirvonen J.P., Nuclear Reaction Analysis: particle-gamma reactions, in: J.R. Tesmer, M. Nastasi (Eds.), Handbook of Modern Ion Beam Material Analysis, Material Research Society, Pittsburgh, 167, 1995.
- [3] Förstner U., Wittmann G.T.W., Metal Pollution in the Aquatic Environment, Elsevier, Amsterdam, 1983.
- [4] Müller G., Umschau Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 79, 778, 1971.
- [5] Martín J.E., Respaldiza M.Á., González-Labajo J., The state of the Guadiana riverbed after the environmental disaster of 1998 analysed by TPIXE The state of the Guadiana riverbed after the environmental disaster of 1998 analysed by TPIXE. Nucl. Instr. and Meth. B 188, 102-105, 2002.
- [6] Llauradó, M., Vidal M., Rauret G., Roca M.C., Fons J., Vallejo V.R., Radiocaesium behaviour in Mediterranean conditions, J. Environ. Radioactiv. 23, 81-100, 1994.
- [7] R.C. et al (Eds.), Handbook of Chemistry and Physics, 65th ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 1984-1985.

## UTILIZACIÓN DE LA RADIOACTIVIDAD NATURAL PARA EL ESTUDIO DEL ACUÍFERO DETRÍTICO ALMONTE-MARISMAS

F. GONZÁLEZ-GARCÍA, J. GONZÁLEZ-LABAJO, J.P. BOLÍVAR, R. GARCÍA-TENORIO Y M. OLÍAS

### INTRODUCCIÓN

El objetivo de este trabajo es estudiar los isótopos de uranio, en disolución y en la materia en suspensión, así como los coeficientes de distribución ( $K_{du}$ ) entre ambas fases, como trazadores del movimiento del agua subterránea y de los procesos que afectan a sus características físico-químicas en el acuífero Almonte-Marismas.

El acuífero Almonte-Marismas se encuentra situado al suroeste de España, en la Depresión del Guadalquivir, entre las provincias de Huelva y Sevilla. Su extensión es de aproximadamente 3.400 kilómetros cuadrados<sup>1</sup> de los cuales 1.900 kilómetros cuadrados se comportan como acuífero libre y, el resto, como acuífero confinado. Desde el punto de vista económico, biológico y ambiental es el mayor y más importante acuífero de la zona.

El acuífero es relativamente bien conocido ya que ha sido objeto de numerosos estudios, muchos de ellos relacionados con su dimensionamiento, estimación de su capacidad de recarga y la determinación de las corrientes de agua subterráneas<sup>2, 3, 4, 5</sup>.

La recarga del acuífero se produce principalmente por la infiltración de las precipitaciones (que alcanzan un valor medio anual de 550 mm). Los últimos modelos matemáticos del acuífero evalúan las precipitaciones recibidas entre 160 hm<sup>3</sup>/año<sup>6</sup> y valores próximos a 200 hm<sup>3</sup>/año<sup>7</sup>.

Las aguas subterráneas descansan sobre una base impermeable del acuífero Almonte-Marismas que está constituida por margas azules del Tortonense superior - Plioceno inferior que afloran al norte (Ver Figura 1) y buzan hacia el SE, por lo que la potencia del acuífero aumenta en esta dirección. Durante el cuaternario se han formado los sedimentos más recientes entre los que se distinguen cuatro formaciones: manto eólico, formado por arenas; las turberas;

las marismas y las dunas que conforman la imagen actual del Parque Nacional de Doñana.

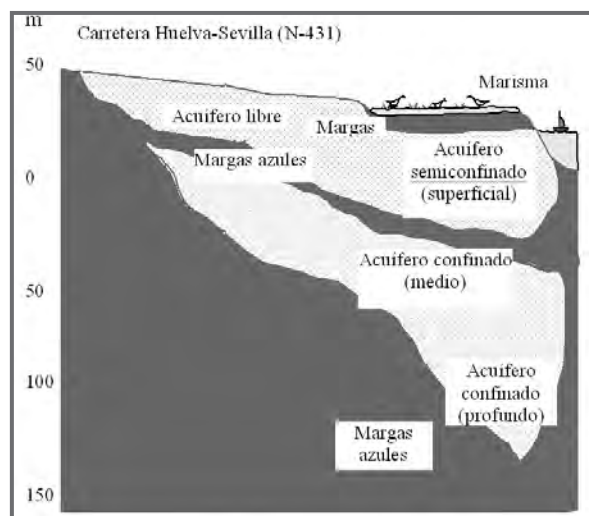


Figura 1. Perfil transversal simplificado del acuífero Almonte-Marismas (Romero, 1998).

Las aguas subterráneas del acuífero sustentan los ecosistemas de uno de los humedales más importantes de Europa: El Parque Nacional de Doñana<sup>5</sup>. Los bombeos realizados en el entorno del Parque, para usos agrícola o urbano, pueden estar afectando negativamente al desarrollo de sus ecosistemas<sup>8</sup>.

Respecto al comportamiento del uranio en agua subterránea, comentar que cuando el agua pasa de medios oxidantes a reductores y las concentraciones de U descienden bruscamente por precipitación, la relación  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  permanece invariante. Por el contrario cuando el agua subterránea pasa de un medio reductor a oxidante, cambian las concentraciones de uranio y la relación  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ , debido a la tendencia de las aguas oxidantes de lixiviar uranio de la roca madre, con una relación  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  próxima a 1. Sin embargo en este caso no cambia el exceso de  $^{234}\text{U}$ , calculado según la expresión:

$$U_e = \left( \frac{{}^{234}\text{U}}{{}^{238}\text{U}} - 1 \right) \cdot C$$

Donde  ${}^{234}\text{U}$  y  ${}^{238}\text{U}$  se expresan en actividad y C es la concentración total de uranio en  $\mu\text{g/L}$ .

El  $U_e$  se define como la concentración másica de  ${}^{238}\text{U}$  que se tendrá que desintegrar para originar el exceso de  ${}^{234}\text{U}$  en actividad respecto a  ${}^{238}\text{U}$  observada en disolución en cada muestra de agua analizada. Esta magnitud se expresa en  $\mu\text{g/L}$  o ppb equivalentes de uranio y veremos posteriormente su utilidad en el análisis de la evolución y comportamiento del acuífero.

## MATERIALES Y MÉTODO

### Muestreo

En un muestreo realizado en el año 2000<sup>9</sup> se seleccionaron 28 puntos de muestreo repartidos homogéneamente por todo el acuífero.

En cada uno de los puntos se tomaron 20 litros de agua en botellas de polietileno. Algunas propiedades físico-químicas, como pH, temperatura y conductividad eléctrica se midieron in situ. Una vez transportadas las muestras al laboratorio se filtraron con filtros Millipore de tamaño de poro 0.45  $\mu\text{m}$ . Se obtuvieron dos fases: la materia disuelta y la materia en suspensión. La materia disuelta se llevó a pH en torno la unidad con ácido nítrico suprapuro para favorecer la conservación de la muestra. El filtro con la materia en suspensión se introdujo en desecadores.

### Método radioquímico y medida

Los isótopos de uranio,  ${}^{234}\text{U}$  y  ${}^{238}\text{U}$ , se determinaron por espectrometría alfa tras someter a las muestras a un método radioquímico que permite la concentración y aislamiento de los radionucleidos de interés.

El método radioquímico se conoce como, método del tributilfosfato (TBP), y consiste en extracciones secuenciales utilizando disolventes afines a los radionucleidos estudiados. Fue desarrollado inicialmente por Holm y Fukai<sup>10</sup> y puesto a punto por Bolívar<sup>11</sup>. Es aplicable tanto a muestras sólidas como líquidas. El rendimiento químico medio obtenido es del 70%.

El método radioquímico consta de las etapas:

1. Adición de cantidades conocidas de trazador, en nuestro caso  ${}^{232}\text{U}$ , con el fin de controlar el rendimiento radioquímico del método.
2. Realización de una digestión ácida atmosférica o con microondas. A continuación las muestras (materia en disolución y suspensión) se someten a etapas de concentración para finalmente disolver el residuo obtenido en  $\text{HNO}_3$  8 M.
3. Aislamiento mediante extracción selectiva con TBP que permite separar el polonio que queda en la fase acuosa, del torio y uranio con los que el TBP forma complejos orgánicos.
4. Adición de xileno y HCL 1.5 M para extraer el torio en la fase acuosa.
5. El uranio, que permanece en la fase orgánica, es reextraído mediante la adición de agua MiliQ y electrodepositado en planchetas de acero inoxidable para su medida por espectrometría alfa.

El equipo de espectrometría alfa consta de ocho cámaras independientes trabajando en paralelo, modelo Soloist Ortec EG&G. Cada una de las cámaras posee un detector de silicio de implantación iónica (PIPS) con una superficie de 450  $\text{mm}^2$ . La eficiencia de detección oscila entre el 25% y 35% situándose la muestra a 4 mm de distancia con el detector.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la Tabla 1, los valores de temperatura son bastante uniformes en todo el acuífero. En la mayoría de las muestras el pH oscila entre 7-8 excepto en algunos puntos situados dentro del Parque Nacional de Doñana donde el pH refleja un ligero carácter ácido del agua. Estos valores de pH por debajo de 7 están a la naturaleza del substrato de la zona.

Por otra parte los valores de la conductividad eléctrica son generalmente bajos y relativamente homogéneos en el acuífero excepto en los puntos ARB, VLG y MRM que presentan una elevada conductividad eléctrica posiblemente debido a la influencia de las sales cloruradas de la marisma.

En la Tabla 2,  ${}^{238}\text{U}_d$  representa la concentración de  ${}^{238}\text{U}$  en la materia disuelta y  ${}^{238}\text{U}_{ms}$  la concentración de  ${}^{238}\text{U}$  en la materia en suspensión.



Muestra	T(°C)	pH	Conductividad (mS/cm)
<b>Zona Norte</b>			
1.6.2	22.3	7.9	0.6
3.2.10	20.3	6.3	0.2
ANJ	19.6	7.5	0.5
ANZ	20.0	7.7	0.6
CRR	15.8	7.9	1.2
CTD1	20.1	8.1	0.8
CTD2	17.9	8.0	0.8
HNJ	18.8	7.8	1
PLS	18.8	8.2	0.5
<b>Zona Sur</b>			
ABD	19.8	9.2	0.7
ABL	19.3	7.5	0.4
BDG	19.9	9.1	0.4
CBN	18.6	7.4	0.5
MG1	21.9	8.7	0.8
MG2	20.8	8.9	0.8
MZG	19.1	7.3	0.7
AGD1	16.1	6.3	0.1
AGD2	16.6	5.6	1.1
ARB	16.8	7.2	3.6
ARN	18.8	7.6	0.3
CDT	17.3	4.7	0.6
KKR	16.5	5.4	0.7
MRM	18.3	7.7	5.4
PDN	15.8	6.1	0.2
SPT	16.8	7.4	0.5
STC	17.6	8.0	0.2
VLG	18.3	8.5	1.2
AM-14	20.6	6.8	0.3

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de las aguas del acuífero Almonte-Marismas.

Los valores de uranio en disolución ( $^{238}\text{U}_d$ ) presentan un intervalo bastante amplio (desde 1 a 27 Bq/m<sup>3</sup>) en todo el acuífero (ver Tabla 2). Atendiendo a estos datos, el acuífero presenta dos zonas con comportamientos diferentes, la zona norte presenta niveles más altos, con un valor medio de 23 Bq/m<sup>3</sup> mientras que el valor medio de la zona sur es de 2.6 Bq/m<sup>3</sup>.

Las hipótesis que pueden explicar estos hechos son dos:

a. Diferencias en los materiales que componen el acuífero. En la zona norte abundan los limos arenosos calcáreos y probablemente las aguas tengan una mayor concentración de bicarbonatos. El uranio forma compuestos estables con estos aniones, de forma que la existencia de bicarbonatos puede incrementar la cantidad de uranio en disolución.

b. Al ser la solubilidad del uranio mayor en medios oxidantes que en medios reductores, la diferen-

cia observada puede deberse a la falta de homogeneidad en las condiciones redox del acuífero.

Las concentraciones de uranio en materia en suspensión ( $^{238}\text{U}_{ms}$ ) oscilan entre 4 y 35 mg/L. Los valores de las actividades de  $^{238}\text{U}$  por unidad de masa de materia en suspensión cubren un amplio rango de valores desde 4 a 100 Bq/kg, sin observarse de forma directa una correlación entre los valores obtenidos y la localización de los pozos o su asociación a entornos oxidantes o reductores. En un gran número de pozos se obtienen actividades específicas del orden de 20 a 30 Bq/kg o incluso mayores, valores que son claramente superiores a los valores que suelen encontrarse en muestras arenosas. Ello parece indicar que la materia en suspensión en los pozos está formada por partículas de tamaño de grano más fino que el que forman las muestras arenosas, y que presentan una mayor tendencia a adsorber radionucleidos originalmente presentes en disolución.

Muestra	$^{238}\text{U}_d$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$^{238}\text{U}_{ms}$ (Bq/kg)	$K_{av}$ (10 <sup>3</sup> L/kg)	$\text{U}_e$ (µg/L)
<b>Zona Norte</b>				
1.6.2	16±1	18±5	1.1±0.5	0.08±0.01
3.2.10	15±1	35±18	2.4±1.2	0.08±0.01
ANJ	37±4	14±4	0.4±0.1	0.49±0.09
ANZ	11±1	15±4	1.4±0.4	0.57±0.09
CRR	37±4	N.M.	-----	0.81±0.15
CTD1	24±2	N.M.	-----	0.16±0.02
CTD2	30±3	48±9	1.6±0.4	0.49±0.09
HNJ	20±2	17±5	0.9±0.5	0.24±0.04
PLS	15±1	32±8	2.2±0.6	0.34±0.05
<b>Media</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>1.4</b>	<b>0.36</b>
<b>Zona Sur</b>				
ABD	2.5±0.3	31±9	13±4	0.00±0.00
ABL	1.8±0.3	22±6	12±5	0.00±0.00
BDG	1.2±0.3	15±4	13±5	0.03±0.01
CBN	2.3±0.3	18±4	7.8±2.0	0.02±0.01
MG1	8.4±0.9	41±18	4.9±2.3	0.02±0.01
MG2	4.7±0.6	69±23	15±5	0.02±0.01
MZG	5.2±0.5	N.M.	-----	0.06±0.01
AGD1	1.1±0.1	3.8±1.0	3.5±1.0	0.00±0.00
AGD2	4.5±0.4	4.6±1.6	1.0±0.4	0.00±0.00
ARB	2.8±0.3	26±4	9.5±1.8	0.08±0.02
ARN	2.3±0.3	15±3	6.5±1.9	0.00±0.00
CDT	1.5±0.1	26±10	18±7	0.00±0.00
KKR	1.0±0.1	31±7	31±7	0.00±0.00
MRM	2.0±0.2	88±18	44±10	0.00±0.00
PDN	1.1±0.1	100±22	92±21	0.00±0.00
SPT	1.3±0.2	4.1±1.4	3.2±1.2	0.00±0.00
STC	3.9±0.4	27±6	6.9±1.8	0.13±0.02
VLG	1.4±0.2	14±3	10±3	0.04±0.01
AM-14	1.2±0.3	12±3	10±4	0.02±0.01
<b>Media</b>	<b>2.6</b>	<b>30</b>	<b>17</b>	<b>0.02</b>

Tabla 2. Radionucleidos de la serie del  $^{238}\text{U}$  en disolución y suspensión en las aguas del acuífero Almonte-Marismas.

Los coeficientes de distribución,  $K_{dU}$ , se definen como la relación entre la concentración de U en la fracción particulada y la fracción de uranio disuelta. Los valores de  $K_{dU}$  en la zona norte son un orden de magnitud menor que los valores en la zona sur, lo que puede deberse a las dos hipótesis mencionadas.

## CONCLUSIONES

La utilización de los isótopos de uranio como trazadores nos da a conocer la existencia de dos zonas en el acuífero: una zona norte con concentraciones de uranio con un valor medio de 23 Bq/m<sup>3</sup> y una zona sur con un valor medio de 2.6 Bq/m<sup>3</sup>. Las causas de estas diferencias pueden ser la naturaleza del sustrato geológico o la existencia de una zona redox. Los valores de los  $K_d$  nos inclinan hacia la segunda causa.

Actualmente se ha realizado un muestreo más exhaustivo, en el que se determinan un mayor número de parámetros y se ha muestreado a distintas profundidades, con objeto de analizar los movimientos y la posible existencia de frentes redox en la vertical.

## AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por el proyecto del MEC, REN2003-04942. "Desarrollo de herramientas basadas en los desequilibrios de radionucleidos naturales para la caracterización hidrogeológica de acuíferos detríticos: aplicación al acuífero Almonte-Marismas (Huelva)".

## BIBLIOGRAFÍA

- 1.- FAO. Estudio hidrológico de la cuenca del Guadalquivir. Informe técnico I. pp 9. Roma, 1972.
- 2.- IRYDA (Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario). Informe final de los sondeos de la zona regable de Almonte-Marismas y Síntesis Hidrogeológica. Madrid. 1983.
- 3.- IGME. Actualización de los datos hidrogeológicos en los acuíferos "Almonte-Marismas" y Mioceno de base. Unidad Almonte-Marismas. Memoria. Madrid. 1982.
- 4.- Romero, E. Tesis Doctoral: Universidad de Huelva. Huelva. 1998.
- 5.- Custodio E. Comportamiento y papel de las aguas subterráneas en Doñana. Hidrología y recursos hidráulicos. XX, 281-310, 1995.
- 6.- Castro A., Vázquez, E., Jaén, M., Manzano, M. y Salvany J.M. Modelo regional de flujo subterráneo del sistema acuífero Almonte-Marismas y su entorno. Informe Técnico. Universidad Politécnica de Cataluña, 1999.
- 7.- Martín Machuca, M. y Virgós Soriano, L. Modelo matemático del acuífero Almonte-Marismas. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XIX, 639-660. 1995.
- 8.- Serrano, L. y Serrano, L. Influence of groundwater exploitation for urban supply on temporary ponds from the Doñana National Park (SW Spain). Journal of Environmental Management 46, 229-238. 1996.

# RADIATIVIDAD EN AEROSOLES ATMOSFÉRICOS DE LA PROVINCIA DE HUELVA

F.J. MARTÍNEZ-RUIZ, J.P. BOLÍVAR, E.G. SAN MIGUEL, J. DE LA ROSA Y R. FERNÁNDEZ-CAMACHO

## INTRODUCCIÓN

Es conocida la utilidad de los radionúclidos como trazadores de los procesos que regulan la dinámica atmosférica. Radionúclidos como el  $^7\text{Be}$  ( $T_{1/2} = 53.5$  d) y el  $^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 22.1$  a) condensan sobre las superficies de las partículas de aerosoles y pueden utilizarse como una herramienta para el estudio de procesos físicos en aerosoles. Así, el  $^7\text{Be}$ , de origen cosmogénico, se muestra como un magnífico testigo de la actividad solar<sup>1</sup>.

Por otra parte, el cociente de actividades  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  en aerosoles atmosféricos proporciona información sobre los tiempos de residencia de éstos 2,3. Puesto que las fuentes de  $^7\text{Be}$  y de  $^{210}\text{Pb}$  son diferentes, estos radionucleidos nos pueden proporcionar información sobre los mecanismos de eliminación de aerosoles de la atmósfera y también ser utilizados como trazadores de masas de aire 4,5. Estos estudios sugieren que la medida del cociente  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$  en partículas de aerosoles transportadas por el aire es un parámetro efectivo para identificar el origen de masas de aire.

Para la medida de los radionucleidos anteriores hemos desarrollado un método para la calibración en eficiencia de fotopico de un espectrómetro gamma con detector de Ge para medida de filtros atmosféricos. En dicho método se impregna el filtro con un material de referencia sólido pulverizado (patrón de calibración), de actividad conocida en  $^{238}\text{U}$  y  $^{226}\text{Ra}$ , solventando así los problemas de heterogeneidades que aparecen si se usan trazadores líquidos.

En la provincia de Huelva se están recogiendo medidas en filtros atmosféricos (TSP y PM10) en tres estaciones distintas, ciudad de Huelva, La Rábida y Mazagón-INTA (que se utiliza como estación de referencia o fondo), con un protocolo de muestreos quincenales. En esta comunicación se muestran estimaciones preliminares del análisis radiactivo de

material particulado en aerosoles recogidos en el área de estudio (provincia de Huelva), empleando espectrometría gamma para la determinación de  $^7\text{Be}$  y  $^{210}\text{Pb}$ .

## MATERIALES Y MÉTODOS

### a) Muestras

Desde el 9 de Julio de 2004 se muestrea de forma sincrónica PM10 en la estación Campus Universitario de El Carmen (Huelva ciudad) y en la Estación de Sondeos Atmosféricos de "El Arenosillo" (ESAT) de el INTA (a 30 km hacia SE de Huelva ciudad), mientras que TSP ("Total Suspended Particulate") se recolecta en la azotea de un edificio del Campus de La Rábida (a 10 km hacia SE de Huelva ciudad) y en la ESAT del INTA.

Para el muestreo de PM10 se emplean equipos Grasseby-Andersen, mientras que para TSP se emplean equipos MCV con cabezal de TSP, siendo los caudales de muestreo empleados  $68 \text{ m}^3/\text{h}$  y  $40 \text{ m}^3/\text{h}$ , respectivamente.

El muestreo de PM10 y TSP es de 48 a 72 horas cada quince días. Las partículas se retienen en filtros de microfibras de cuarzo Schleicher and Schuell QF20 de  $22 \times 30$  cm de tamaño. Previamente los filtros son tratados durante 4 horas a  $200^\circ\text{C}$  con objeto de destruir compuestos orgánicos. A continuación se acondicionan en armarios desecadores durante 5 días y se pesan cada 24 horas mediante una balanza SARTORIUS LA-130S-F. La temperatura y humedad durante la pesada se encontró en rangos de  $22\text{-}25^\circ\text{C}$  y  $40\text{-}50\%$ , respectivamente.

Una vez muestreados son llevados de nuevo a los armarios desecadores durante cinco días y se pesan con la misma balanza mencionada anteriormente cada 24 horas. Una vez pesados los filtros, y con objeto

de analizar los radionúclidos mediante espectrometría gamma, se doblan los filtros 4 veces, se guardan en bolsas de tipo "minigrip" y se prensan.

Una vez determinada mediante espectrometría gamma los elementos de interés, una porción del filtro (15x10 cm<sup>2</sup>) es digerida en medio ácido (2.5 mL HNO<sub>3</sub> : 5 mL HF : 2.5 mL HClO<sub>4</sub>), y se lleva a medio HNO<sub>3</sub> al 5% hasta un volumen de 50 mL. Todos los ácidos empleados son calidad suprapura y los digestores son SAVILLEX® de 50 mL de capacidad. Una alícuota de 20 mL se destina para determinar las concentraciones de los elementos trazas y ultra-trazas mediante Espectrometría de Masas con fuente de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-MS) y el resto del volumen (unos 30 mL) se utiliza para la determinación de <sup>210</sup>Po mediante espectrometría alfa.

### b) Espectrometría gamma

En este trabajo hemos usado un espectrómetro gamma Canberra-GX3519 de germanio, de Rango Extendido (XtRa), con ventana de grafito (0.5 mm de espesor). La resolución del detector (FWHM) es de 1.9 keV a 1.33 MeV y 0.95 keV a 122 keV, con una eficiencia relativa del 38%. El detector posee un blindaje de hierro de 15 cm de espesor y está unido a una cadena electrónica convencional que consta de preamplificador, amplificador y analizador multicanal. Con el fin de reducir la concentración de radón y sus descendientes, en el interior del blindaje se introduce gas N<sub>2</sub> procedente de la evaporación del N<sub>2</sub> líquido contenido en el vaso Dewar. El valor medio diario de la concentración de radón en la sala del detector ha sido estimado en 19 ± 2 Bq/m<sup>3</sup>.

### CALIBRACIÓN EN EFICIENCIAS DEL ESPECTRÓMETRO GAMMA

Nuestro objetivo es la calibración y optimización del sistema de espectrometría gamma para determinación multielemental de radionucleidos en filtros atmosféricos, por lo que debemos determinar la eficiencia de fotopico (ε) con la energía en el intervalo de energía correspondiente a los emisores gamma compatibles con las características del detector. Una vez determinada la eficiencia de fotopico (ε), la actividad (A) de un radionúclido problema vendrá dada por la expresión:

$$A = \frac{N}{P_{\gamma} \epsilon t}$$

donde *N* es el número neto de cuentas del fotopico correspondiente; *P<sub>γ</sub>* la intensidad de la emisión y *t* es el tiempo de recuento.

En la medida de la eficiencia de fotopico es primordial reproducir las mismas condiciones en que después serán medidos los filtros. Para ello, se prepararon dos filtros patrón. Para evitar los problemas de homogenización, que se presentan cuando se usan trazadores líquidos, se decidió utilizar una matriz sólida de calibración de polvo de fosfato roca con altos niveles de <sup>238</sup>U y descendientes, especialmente <sup>226</sup>Ra.

La curva de eficiencia para la zona de alta energía (E > 150 keV) se construyó haciendo uso de las emisiones gamma de <sup>226</sup>Ra, <sup>214</sup>Pb y <sup>214</sup>Bi. La actividad del <sup>226</sup>Ra, en la matriz de fosfato roca (patrón) es de 1639 ± 72 Bq/kg, la cual se determinó en nuestros laboratorios mediante la técnica previamente validada de la espectrometría alfa. En el rango de baja energía (E > 150 keV), se determinó únicamente la eficiencia experimental para el único fotopico de interés en esta zona, el <sup>210</sup>Pb, a 46.5 keV.

Para fijar a los filtros el polvo de fosfato roca se utilizó adhesivo "reposicionable" de la marca 3M. Previamente se comprobó que el adhesivo no contribuía al fondo de un filtro blanco impregnado en éste. Tras una primera capa de adhesivo se añaden capas alternadas de fosfato roca y adhesivo, hasta completar 4 capas homogéneas de fosfato roca. Tanto el adhesivo como el fosfato roca se distribuyó homogéneamente en una superficie idéntica a la que ocupa el aerosol recolectado. En el primer filtro se fijó una masa de 3.60 ± 0.08 g y en el segundo 3.22 ± 0.08 g.

Después del proceso de fijación, los filtros se doblan 4 veces hasta obtener una superficie final de 10.3 x 6.3 cm<sup>2</sup>). A continuación se introducen en bolsas y se prensan, obteniéndose un espesor final (filtro + material añadido) de aproximadamente 3 mm. Esperamos 1 mes antes de llevarlo al espectrómetro gamma, para que el <sup>226</sup>Ra y sus descendientes se encuentren en equilibrio secular.

Las eficiencias experimentales para la calibración han sido determinadas mediante la ecuación:

$$\epsilon = \frac{N}{amP_{\gamma}t}$$

donde  $N$  es el área neta de fotopico;  $a$  la actividad correspondiente de  $^{226}\text{Ra}$  en Bq/kg;  $m$  es la masa de fosfato roca (kg);  $t$  es el tiempo de recuento y  $P_\gamma$  la probabilidad de emisión para la energía considerada ( $E_\gamma$ ). Las  $P_\gamma$  aparecen en la tabla 1. Los espectros se tomaron durante 24h para obtener incertidumbres de recuento menores del 1%.

El motivo de preparar dos filtros es tener una garantía de que el proceso de fijación del fosfato roca es correcto. Se comprueba que las diferencias relativas ( $\Delta$ ) entre las eficiencias de fotopico experimentales,  $\epsilon_1$  y  $\epsilon_2$ , de los filtros de calibración son menores del 10% (Tabla1).

$E_\gamma$ (keV)	$P_\gamma$ (%)	RN	$\epsilon_1$	$\epsilon_2$	$\Delta$ (%)
46.5	4.05±0.08	$^{210}\text{Pb}$	14.51±0.60	14.55±0.56	0.2
186	6.14±0.06	$^{226}\text{Ra}+^{235}\text{U}$	10.57±0.48	11.07±0.50	4
295	18.2±0.3	$^{214}\text{Pb}$	6.07±0.18	6.50±0.21	6
352	35.1±0.4	$^{214}\text{Pb}$	5.24±0.14	5.86±0.17	10
609	44.6±0.6	$^{214}\text{Bi}$	2.56±0.07	2.80±0.08	8
1120	14.7±0.2	$^{214}\text{Bi}$	1.56±0.07	1.58±0.08	1.2
1239	5.8±0.1	$^{214}\text{Bi}$	1.44±0.13	1.41±0.14	2
1765	15.1±0.3	$^{214}\text{Bi}$	1.28±0.06	1.38±0.06	7

Tabla 1. Eficiencias experimentales de fotopico para los filtros de calibración 1 y 2,  $\epsilon_1$  y  $\epsilon_2$  respectivamente; y diferencias relativas entre éstas,  $\Delta$ (%).

Para la calibración en eficiencias se consideró el valor medio de las eficiencias experimentales  $\epsilon_1$  y  $\epsilon_2$ . En el rango de energía de 186 keV a 1765 keV, la curva de eficiencia de fotopico con la energía se ajustó a la función <sup>6</sup>:

$$\text{Ln}\epsilon = (10.68 \pm 2.73) - (3.49 \pm 0.89)\text{Ln}\left(\frac{E_\gamma}{E_0}\right) +$$

$$+(0.19 \pm 0.07)\left[\text{Ln}\left(\frac{E_\gamma}{E_0}\right)\right]^2$$

$$R^2 = 0.995, E_\gamma \geq 150\text{keV}, E_0 = 1\text{keV}$$

Las incertidumbres predichas por la función de eficiencia son inferiores al 5%.

### RESULTADOS PRELIMINARES

En el presente trabajo se muestran los resultados preliminares obtenidos en el periodo que cubre desde julio de 2004 a finales de enero de 2005.

En las figuras 1 y 2 se muestran las concentraciones de actividades (Bq/g) de  $^7\text{Be}$  y de  $^{210}\text{Pb}$  en las estaciones de muestreo del INTA (PM10), Campus de "El Carmen" (PM10), La Rábida (TSP).

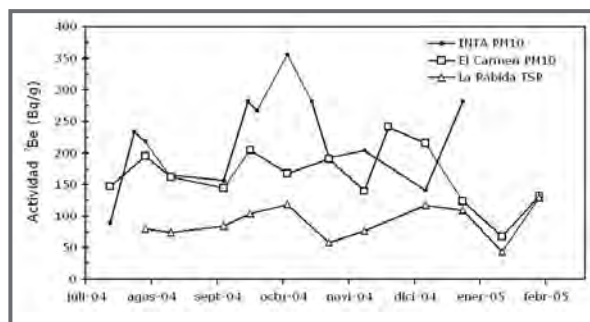


Figura 1. Concentración de actividades (Bq/g) de  $^7\text{Be}$  en las estaciones del INTA (PM10), Campus de "El Carmen" (PM10) y La Rábida (TSP).

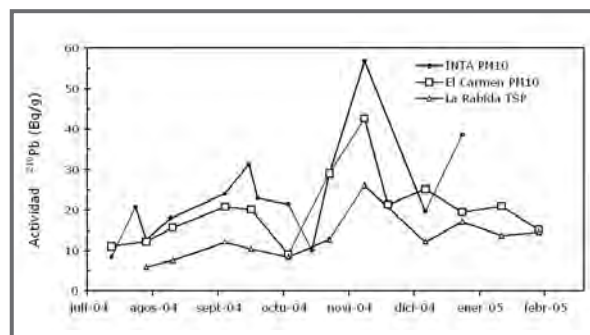


Figura 2. Concentración de actividades (Bq/g) de  $^{210}\text{Pb}$  en las estaciones del INTA (PM10), Campus de "El Carmen" (PM10) y La Rábida (TSP).

Las concentraciones de actividades de  $^7\text{Be}$  en PM10 presentaron unos valores medios de 221 Bq/g (rango 89.4 - 356.5 Bq/g) en la estación del INTA y 164 Bq/g (rango 67.7 - 241.1 Bq/g) para "El Carmen". Para TSP los niveles encontrados fueron inferiores, como era de esperar, obteniéndose en La Rábida un valor medio de 91 Bq/g (rango 44.1 - 129.7 Bq/g). Por otra parte, las concentraciones de actividad por unidad de volumen variaron en los rangos 0.16 - 2.20 Bq/m<sup>3</sup>, 0.04 - 2.2 Bq/m<sup>3</sup> y 0.35 - 2.7 Bq/m<sup>3</sup>, en el INTA, "El Carmen" y La Rábida, respectivamente.

En relación al  $^{210}\text{Pb}$ , las concentraciones de actividades en PM10 presentaron unos valores medios de 24.2 Bq/g (rango 8.5 - 56.9 Bq/g) en el INTA y 20.3 Bq/g (rango 9.2 - 42.7 Bq/g) en "El Carmen". En niveles de TSP, en La Rábida se obtuvo un valor medio para el periodo de muestreo de 12.9 Bq/g (en un rango de 6.0 - 26.1 Bq/g). Las actividades por unidad de volumen variaron en los rangos: 2.2 - 10.4 Bq/m<sup>3</sup>, 0.80 - 10.0 Bq/m<sup>3</sup> y 3.4 - 10.7 Bq/m<sup>3</sup>, en el INTA, "El Carmen" y La Rábida, respectivamente.

Las diferencias entre las concentraciones de actividades en PM10 en las estaciones de INTA y del Campus de "El Carmen" pueden deberse a la diferencias entre el material particulado de un entorno rural (INTA) y de un entorno urbano ("El Carmen"). En la figura 3, pueden verse las variaciones en las concentraciones de material particulado, con valores medios en el periodo de muestreo de 26,58  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 35,60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y 74,67  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en INTA (PM10), "El Carmen" (PM10) y La Rábida (TSP), respectivamente.

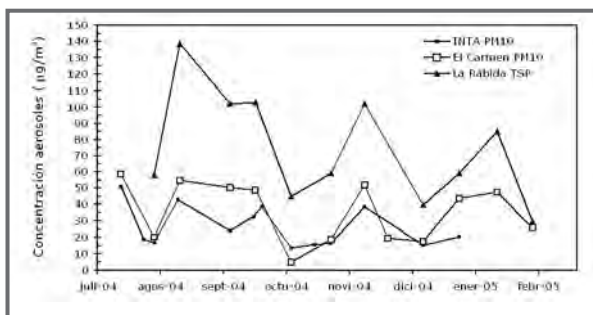


Figura 3. Concentración de aerosoles ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en las estaciones del INTA (PM10), Campus de "El Carmen" (PM10) y La Rábida (TSP).

En la figura 4 puede observarse que los cocientes de actividades  ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$  muestran tendencias muy similares en las tres estaciones de muestreo. El cociente  ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$  ha variado entre un valor mínimo de 3.21 ("El Carmen" PM10) y un valor máximo de 27.64 (INTA PM10).

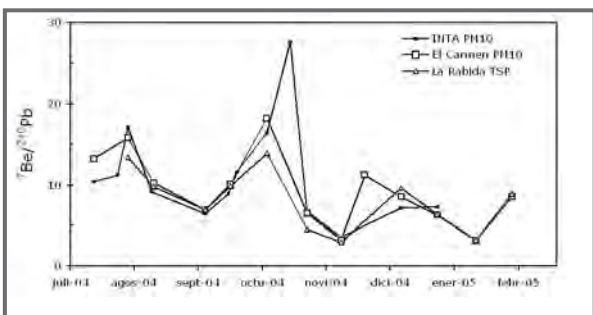


Figura 4. Cociente de actividades  ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$  en las estaciones del INTA (PM10), Campus de "El Carmen" (PM10) y La Rábida (TSP).

## CONCLUSIONES

En este trabajo se ha diseñado un método original para la calibración en eficiencias de filtros atmosféricos con geometría rectangular que evita los problemas de heterogeneización que surgen en los métodos tradicionales que utilizan patrones líquidos.

Esta calibración se ha aplicado en la medida de  ${}^7\text{Be}$  y  ${}^{210}\text{Pb}$  en aerosoles atmosféricos superficiales del litoral onubense, encontrándose valores típicos para estas latitudes y que tienden a concentrarse en la fracción más fina (PM10) del material particulado.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado mediante proyectos I+D del CSN (2005-2007) y de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

## REFERENCIAS

- 1.- Papastefanou C., Ioannidou A., Beryllium-7 and solar activity, Applied Radiation and Isotopes, 61, 1493-1495, 2004.
- 2.- M. Baskaran M. y Shaw, G., Time of arctic haze aerosols using the concentrations and activity ratios of  ${}^{210}\text{Po}$ ,  ${}^{210}\text{Pb}$  and  ${}^7\text{Be}$ , Journal of Aerosol Science, 32, 443-452, 2001.
- 3.- Marley N.A., J.S. Gafney J.S., Drayton P.J., Cunningham M.M., Orlandini K.A. y R. Paode: Measurement of  ${}^{210}\text{Pb}$ ,  ${}^{210}\text{Po}$  and  ${}^{210}\text{Bi}$  in size-fractionated atmospheric aerosol: an estimate of fine-aerosol residence times, Aerosol Science and Technology, 32, 569-583, 2000.
- 4.- Vecchi R. y Valli G.,  ${}^7\text{Be}$  in surface air: a natural tracer, Journal of Aerosol Science, 28, 895-900, 1997.
- 5.- Vecchi, R., Marcazan y G., Valli G., Seasonal variations of  ${}^{210}\text{Pb}$  activity concentration in outdoor air of Milan (Italy), Journal of Environmental Radiation, 82, 251-266, 2005.
- 6.- Pérez-Moreno J.P., San Miguel E.G., Bolívar J.P., y Aguado J.L., A comprehensive calibration method of Ge detectors for low-level gamma-spectrometry measurements. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 491, 152-162, 2002.

## ESPECIACIÓN OPERACIONAL DE ISÓTOPOS DE URANIO EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA RÍA DE HUELVA

JUAN L. AGUADO, JUAN P. BOLÍVAR Y RAFAEL GARCÍA-TENORIO

### INTRODUCCIÓN

Una interesante línea de investigación en Radiactividad Ambiental es aquella que trata de analizar la movilidad de radionúclidos naturales y artificiales presentes, en mayor o menor nivel, en diferentes compartimentos naturales como, por ejemplo, el sedimentario. La ría de Huelva, conformada por la confluencia de los ríos Tinto y Odiel, puede ser considerada como un laboratorio natural en el que desarrollar estos estudios debido al impacto radiactivo causado en ella por: (1) la conocida presencia de grandes extensiones de almacenamiento de residuos generados por industrias de producción de ácido fosfórico, enriquecidos en radionúclidos de la serie del  $^{238}\text{U}$  y que están en contacto con las aguas de la zona; y, (2) el vertido directo e indirecto al estuario de importantes cantidades de estos desechos industriales desde mediados de los años 60 hasta finales del siglo pasado.

El estudio de los mecanismos que potencialmente pueden removilizar parcialmente los radionúclidos presentes en un compartimento como el sedimentario, requiere de una primera etapa de análisis que se centra en la caracterización de aquellas formas a las que estos isótopos se asocian, a medida que se incorporan a la matriz sedimentaria<sup>1</sup>.

Por ello, el principal objetivo de este trabajo es mostrar los resultados obtenidos en la identificación operacional de las formas geoquímicas (especiación) en la que los isótopos de U ( $^{238}\text{U}$  y  $^{234}\text{U}$ ) se encuentran en sedimentos superficiales recogidos en diferentes zonas del estuario onubense.

### METODOLOGÍA

Varios puntos del estuario de Huelva, correspondientes tanto al río Odiel (D) como al Tinto (T) y la posterior confluencia de ambos (R), fueron escogi-

dos como localizaciones de muestreo sobre los que se recogieron sedimentos superficiales (unos 5 cm de profundidad) (Fig. 1).

Sobre cada uno de los sedimentos se aplicó una metodología de especiación operacional<sup>2</sup> por extracciones secuenciales que permite definir las siguientes formas: *F1* o *fase intercambiable*, que da cuenta de aquellos radionúclidos unidos a la superficie del sedimento por interacciones electrostáticas débiles o por procesos de intercambio iónico; *F2* o *fase acídica* que recoge iones débilmente ligados a lugares inorgánicos específicos pudiendo alterarse por cambios en el pH del medio acuático; *F3* o *fase reducible* que se corresponde con óxidos, mayoritariamente de Fe, que se presentan como capas, cortes o "cementos" entre las partículas del sedimento; *F4* o *fase oxidable* que comúnmente se asocia a la materia orgánica y sulfuros; y *F5* o *fase residual* que da cuenta de los radioisótopos presentes en la estructura cristalina de los minerales que se encuentren en el sedimento por lo que no se espera su degradación bajo condiciones ambientales típicas.

Una alícuota de cada muestra de sedimento fue sometida a extracciones secuenciales definidas y optimizadas en nuestro laboratorio para cada especie<sup>2</sup>. Cada extracción obtenida, así como otra alícuota del sedimento para la medida de la concentración total,

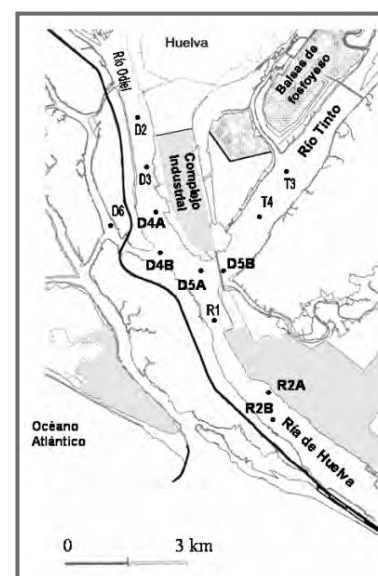


Fig. 1: Estuario de Huelva en el que se muestran los puntos de muestreo referidos en el texto.

fueron tratadas radioquímicamente con el objeto de separar el uranio de otros radionúclidos naturales<sup>3</sup>. El uranio es finalmente electrodepositado y la concentración en actividad de sus isótopos <sup>234</sup>U y <sup>238</sup>U se determina por espectrometría alfa con detectores de semiconductor de implantación iónica.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una primera comprobación a realizar es la ausencia de artefactos en el procedimiento de especiación operacional de los sedimentos. Por ello se comprobó el ajuste entre la suma de las concentraciones de actividad obtenidas para las fracciones resultantes de las extracciones secuenciales aplicadas sobre una alícuota de la matriz, y la concentración de actividad total de la matriz, obtenida a partir del análisis de una alícuota diferente.

La pendiente de la recta obtenida (Fig. 2),  $0.99 \pm 0.08$ , nos permite validar la técnica de extracción secuencial para nuestros sedimentos. Las desviaciones observadas son propias de un intenso proceso de extracción que se une a un trabajo radioquímico. Por otra parte, la Fig. 2 nos permite establecer que, dentro de la evidente dispersión de resultados, los sedimentos del estuario analizados se hallan significativamente enriquecidos en isótopos de U (la concentración de actividad promedio de los sedimentos mostrados en este trabajo es de  $340 \pm 219 \text{ Bq kg}^{-1}$ ), si bien se observa un descenso de los niveles de contaminación al comparar con los valores registrados en un muestreo similar realizado en la década de los 80 ( $473 \pm 430 \text{ Bq kg}^{-1}$ )<sup>4</sup>.

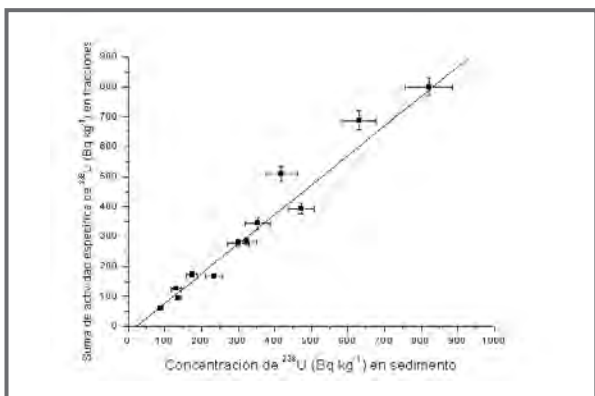


Fig. 2: Validación de la metodología de especiación operacional. Se compara la concentración de actividad en <sup>238</sup>U de los sedimentos recogidos con la suma de concentración de actividad de este isótopo en las cinco fracciones analizadas.

Asimismo, el equilibrio secular observado entre los isótopos de U en el conjunto de los sedimentos analizados viene a ratificar que los vertidos a la ría de los residuos generados por las industrias de producción de ácido fosfórico son la principal razón de la contaminación en estos isótopos de la zona (el promedio obtenido para el cociente de actividades <sup>238</sup>U/<sup>234</sup>U es de  $0.99 \pm 0.04$ ).

En los residuos mencionados es bien conocido el desequilibrio entre <sup>226</sup>Ra y los isótopos de U en el sentido Ra>U. Sin embargo, en los sedimentos son los isótopos de U los que presentan mayor concentración de actividad: el valor medio del cociente de actividades <sup>234</sup>U/<sup>226</sup>Ra es  $2.1 \pm 0.5$ . Ello sugiere que tanto el diferente proceso de disolución desde la fuente de contaminación<sup>5</sup>, como el de posterior incorporación a la matriz sedimentaria de estos dos tipos de radioelementos debe necesariamente reflejarse en la distribución de los mismos en las especies operacionalmente definidas.

En la Fig. 3 se resumen los resultados obtenidos en la especiación operacional de los isótopos de U (en este caso <sup>238</sup>U), presentes en los sedimentos del estuario onubense. Atendiendo en primer lugar a los contenidos totales de los sedimentos y las diferentes zonas de muestreo, podemos observar cómo en términos generales la zona de mayor impacto radiactivo es la "D", o canal del río Odiel, en cuyas orillas se sitúan las plantas de producción de ácido fosfórico y donde, hasta 1997, se realizaban vertidos directos de estos residuos hacia sus aguas (puntos de muestreo D2, D3, D4A, D4B, D5A). A medida que nos alejamos de las plantas, los niveles en la concentración de actividad de U se reducen (D5B y D6).

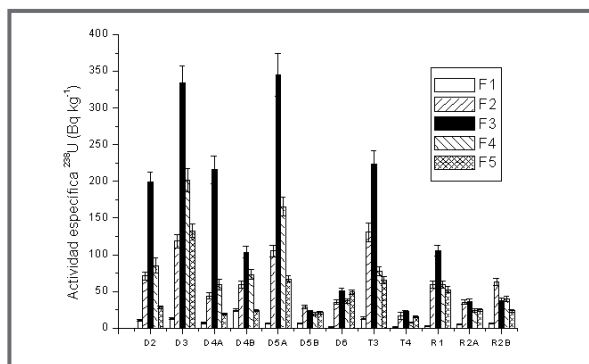


Fig. 3: Resultados de la especiación operacional de <sup>238</sup>U en sedimentos superficiales recogidos en la ría de Huelva. El isótopo <sup>234</sup>U se encuentra en equilibrio secular con <sup>238</sup>U en las fracciones analizadas.



Por su parte, en el canal del río Tinto que es donde se encuentran las balsas de almacenamiento de estos desechos industriales, el impacto radiactivo es manifiesto en la muestra T3, la cual se tomó frente a la desembocadura del estero que baña estas balsas. A diferencia de lo observado en estudios anteriores, muestras como la T4 o D5B (ya próximas a la confluencia de los dos ríos) no presentan valores elevados. Ello se debe a la suspensión de los vertidos directos de fosfoyesos al Odiel que, dada la dinámica de mareas de la zona, llegaba a afectar a diferentes puntos del Tinto<sup>4</sup>. Asimismo, la nueva gestión de las aguas empleadas para el transporte de los fosfoyesos a las balsas, que no contempla los vertidos de aquellas al río Tinto, ha reducido el impacto. Finalmente, es interesante comprobar que la contaminación en U se detecta en muestras tomadas en puntos relativamente alejados de los focos de contaminación (zona R), hecho éste al que no son ajenos por un lado la propia dinámica de aguas del estuario<sup>6</sup>, y por otro lado las formas de asociación del U a los sedimentos que, como veremos, puede favorecer su (re)movilización parcial al medio acuoso que lo rodea.

En efecto, discutiendo los resultados obtenidos tras nuestra especiación operacional de  $^{234}\text{U}$  y  $^{238}\text{U}$  sobre los sedimentos, se puede comprobar como, al igual que se ha observado con el  $^{226}\text{Ra}$ , el U se presenta mayoritariamente en la forma reducible (F3) y con una contribución mínima a la fracción intercambiable (F1). De hecho, en las muestras contaminadas el incremento promedio de actividad respecto a los valores de fondo se distribuye de tal forma que un 1% de ese incremento se asocia a la especie intercambiable (F1), frente a un 45% en la especie F3; si bien en este último caso se aprecia una considerable reducción frente a lo encontrado para el  $^{226}\text{Ra}$ , que llegaba al 60%<sup>7</sup>.

Al igual que con el  $^{226}\text{Ra}$ , se ha observado una tendencia a que los sedimentos de esta zona tienden a enriquecerse en  $^{234}\text{U}$  y  $^{238}\text{U}$  en la fracción reducible, (F3), conforme aumenta la actividad total de estos isótopos en el sedimento (Fig. 4).

Esta tendencia también se observa al estudiar la especie oxidable (F4), especie que acumula alrededor del 20% del incremento promedio de actividad, tal y como ocurría con el  $^{226}\text{Ra}$ <sup>7</sup>. Finalmente, la fracción residual, F5, recoge un 10% del mencionado incremento en similitud a lo encontrado para  $^{226}\text{Ra}$ .

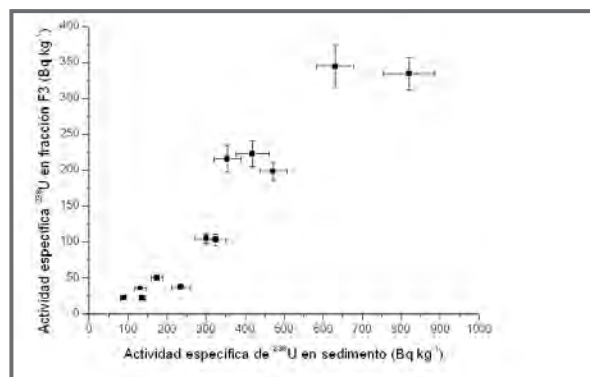


Fig. 4: Variación de la concentración de actividad de  $^{238}\text{U}$  en la especie reducible (F3) con la concentración total de este isótopo en sedimentos superficiales recogidos en la ría de Huelva.

En esta última especie se observan tanto actividades próximas al fondo, como enriquecimientos sobre el mismo que pueden asociarse a la incorporación de minerales de las rocas fosfáticas procesadas en las industrias<sup>4</sup> o bien a una selectividad incompleta de las extracciones previas.

En nuestra especiación operacional de U en sedimentos de la ría de Huelva destacan las significativas concentraciones de actividad en la especie F2 o fase ácida (un 25% de incremento promedio de actividad sobre el valor de fondo se asocia a esta fracción en las muestras contaminadas). De hecho, esta asociación de los isótopos de U con especies fácilmente alterables desde un punto de vista ambiental, ha sido encontrada en estudios anteriores bajo distintos esquemas de especiación operacional<sup>4</sup>.

Estos resultados permiten suponer un significativo potencial de removilización de una fracción del U presente en los sedimentos hacia el medio acuoso, en contraste a lo estimado para el  $^{226}\text{Ra}$ . Los frecuentes intercambios de agua en la zona, con las consiguientes alteraciones de acidez, permiten suponer una frecuente alteración de esta especie que conllevaría la removilización y posterior transporte de isótopos de U, hipótesis ésta que no se contempla para el  $^{226}\text{Ra}$  dado que éste cuando se encuentra presente en los sedimentos del estuario se asocia mayoritariamente a especies más refractarias del sedimento<sup>7</sup>. Finalmente indicaremos que al igual que ocurre con las fases de acumulación mayoritaria de U, con esta especie ácida se observa una acumulación mayor de U en la fracción conforme crece su concentración en el sedimento.

## CONCLUSIONES

Se ha efectuado un procedimiento de extracción secuencial sobre sedimentos superficiales contaminados en radionúclidos naturales de la ría de Huelva, con el objeto de revelar la especiación operacional de los isótopos de U ( $^{238}\text{U}$  y  $^{234}\text{U}$ ) en estas matrices. Además de ratificar la contaminación radiactiva en el compartimento sedimentario de esta zona, los resultados muestran una mayoritaria asociación de los isótopos de U a fases, en general, refractarias. No obstante, una fracción significativa de los isótopos de U muestra una nítida tendencia a acumularse en fases de fácil alteración dentro de las condiciones ambientales típicas de la zona. Ello permite prever un alto potencial de removilización de una fracción de estos radionúclidos desde la fase sedimentaria.

## REFERENCIAS

- 1.- Gunten, H.R. von y Benes, P. Speciation of radionuclides in the environment. *Radiochimica Acta*, 69, 1-29, 1995
- 2.- Gómez-Ariza, J.L., Giráldez, I., Sánchez-Rodas, D. y Morales, E. Metal sequential extraction procedure optimized for heavily polluted and iron oxide rich sediments. *Analytical Chimica Acta*, 414 (1-2), 151-164, 2000.
- 3.- Aguado, J.L., Bolívar, J.P., García-Tenorio, R. y San Miguel, E.G. A sequential extraction procedure to determine Ra and U isotopes by alpha-particle spectrometry in selective leachates. *Czechoslovak Journal of Physics*, 53, Suppl. A, 533-538, 2003.
- 4.- Martínez-Aguirre, A., García-León, M. e Ivanovich, M. U and Th speciation in river sediments. *Science of the Total Environment.*, 173/174, 203-209, 1995.
- 5.- Aguado, J.L., Bolívar, J.P., San Miguel, E.G. y García-Tenorio, R. Ra and U isotopes determination in phosphogypsum leachates by alpha-particle spectrometry. McLaughlin, J.P., Simopoulos, S.E. y Steinhäusler, F. (editores). *Radioactivity in the Environment, 7: The Natural Radiation Environment VII*. Elsevier, Amsterdam, 2005.
- 6.- Periañez, R. and Abril, J.M.. Modelling the dispersion of in estuarine environments. Scott, E.M. (editor), *Radioactivity in the Environment 4: Modelling radioactivity in the environment*. Elsevier, Amsterdam, 2003.
- 7.- Aguado, J.L., Bolívar, J.P. y García-Tenorio, R. Sequential extraction of  $^{226}\text{Ra}$  in sediments from an estuary affected historically by anthropogenic inputs of natural radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity.*, 74, 117-126, 2004.

# CONTENIDO Y MIGRACIÓN DE RADIOESTRONCIO Y RADIOCESIO EN SUELOS ESPAÑOLES: PROGRAMA DE MUESTREO

HERRANZ, M. ; BARRERA, M.; OLONDO, K.; ROMERO, M.L. ; LEGARDA, F.; VALIÑO, F.;  
BOLAÑOS, M.; RAMOS, L. Y REY, C.

## INTRODUCCIÓN

En el caso eventual de una liberación de material radiactivo al medio ambiente, su depósito deberá ser evaluado con relación a los niveles de fondo existentes, siendo necesario tener bien establecido el contenido de radionucleidos artificiales depositados, pero también los parámetros que gobiernan su transferencia entre los diferentes compartimentos de la biosfera en cada región específica.

El conocimiento actual relativo a una caracterización radiológica de los distintos suelos del territorio español, no permite estimar la magnitud de un depósito de radionucleidos sobre el fondo existente, ni efectuar una evaluación cuantitativa del transporte de radionucleidos a través de los mismos. A tal fin, se está llevando a cabo un proyecto de colaboración entre el CIEMAT/DMA y la UPV/EHU "Contenido y migración de radioestroncio y radiocesio en suelos españoles", financiado por el Plan de I+D del Consejo de Seguridad Nuclear. El proyecto plantea la caracterización del contenido radiactivo de origen artificial ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) depositado en los suelos del territorio español, mediante el estudio de perfiles en zonas de suelos característicamente españoles, obteniéndose el inventario y los parámetros que gobiernan la migración y transferencia de estos radionucleidos en condiciones de sistema mediterráneo (muy poco estudiadas hasta el momento). A continuación se describe el trabajo realizado para el diseño de la red de muestreo y ejecución de la toma de muestras.

## DISEÑO DE LA RED DE MUESTREO

La evaluación del inventario de radiocesio y radioestroncio depositado hasta la fecha en el territorio español, junto con el estudio de los perfiles que permitan conocer los parámetros que gobiernan su comportamiento en el medio, requiere el estudio en conjunción de varios factores que proporcionen

la información de base requerida para la obtención de muestras de suelo representativas que garanticen la fiabilidad de los resultados. Los mecanismos de retención en el suelo y biodisponibilidad de los citados radionucleidos, dependen en gran medida de las características físico-químicas y edafológicas del tipo de suelo; capacidad de infiltración del agua que recibe, retención de ésta y retención de los componentes del tipo de suelo.

Por tanto se ha realizado un estudio previo de la distribución de suelos en la España peninsular, para lo cual se han consultado las siguientes fuentes de información: Base de datos de suelos junto con el índice de vulnerabilidad asociado a algunos puntos (1), Clasificación del suelo según la terminología de la FAO 1974 (2), Mapa de Suelos de la Comunidad Europea (MP) (3), así mismo se ha efectuado una búsqueda de puntos de muestreo caracterizados edafológicamente y no perturbados en los últimos 50 años, empleándose para ello el Sistema Español de Información de Suelos sobre Internet SEISnet (4), el catálogo de suelos de Extremadura (5), información del Departamento de Edafología de la Estación Experimental Aula Dei (6), etc., que describen la distribución espacial del tipo de suelo por comarcas y contienen una base de datos de perfiles de suelo peninsulares. Por otra parte, se ha realizado una recopilación de datos pluviométricos provenientes del Instituto Nacional de Meteorología y se ha establecido un banco de datos con información mensual (en un total de 897 estaciones) y diaria (en un total de 876 estaciones).

Con esta información de base se ha diseñado la red de muestreo, se estableció una distribución espacial homogénea de cuadrantes ( $\approx 150 \times 150$  km) sobre el territorio peninsular, y posteriormente se han asociado los datos recabados previamente de tipo de suelo, caracterización edafológica y estaciones meteorológicas cercanas (menos de 10 km) con datos pluviométricos desde 1950 (127 estaciones).

Partiendo de 1617 puntos iniciales con índice de vulnerabilidad asociado y las 127 estaciones de la red meteorológica, se ha llegado a establecer una malla de 30 cuadrantes en los que se han ido seleccionando una a una las estaciones de muestreo que reúnen las características necesarias de caracterización anteriormente descritas, seleccionando además suelos que se puedan considerar representativos de los suelos mayoritarios de la península; para ello se ha desarrollado un programa de ordenador que realiza el cálculo de las parejas de estaciones pluviométricas y puntos de muestreo cuya distancia lineal sea menor a una explicitada.

Adicionalmente, se han seleccionado puntos de muestreo en las zonas de influencia de las centrales nucleares españolas operativas.

En la figura 1 se muestran los cuadrantes establecidos y los puntos de muestreo finalmente seleccionados para el estudio, se observa una distribución espacial homogénea logrando además una cobertura del 85% de los suelos mayoritarios españoles.

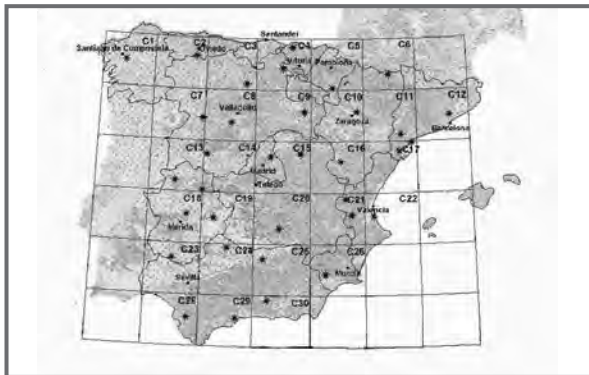


Figura 1. Distribución de las estaciones de muestreo.

### SISTEMA DE TOMA DE MUESTRAS

La toma de muestras es la etapa más importante para el desarrollo del estudio ya que una muestra alterada, defectuosa o poco representativa invalidaría los resultados que posteriormente se obtengan en el proyecto. Por tanto se ha realizado una búsqueda de distintos sistemas que permitan obtener un perfil de suelo en profundidad de al menos 1 m., para recuperar toda la información deposicional del Sr-90 (debido a su mayor movilidad post-deposito frente al radiocesio), de forma que se pueda garantizar su extracción "no perturbada", esto es, en la cual se respeten los horizontes que configuran el perfil de suelo

de que se trate, y finalmente permita disponer de los medios para localizar puntos que estén "sin utilizar" al menos los últimos 50 años. Así mismo, todo el proceso de muestreo debe seguir las recomendaciones de la norma ISO/DIS 18589 (7).

Se analizaron dos opciones: realización de calicata o trinchera y utilización de un penetrómetro de impacto.

La primera, tiene la ventaja de poder visualizar los horizontes del tipo suelo antes de la toma de muestra, y verificar la correspondencia con la caracterización previa efectuada, asegura la obtención de una muestra en profundidad no perturbada por el proceso de muestreo y así mismo permite extraer un volumen arbitrariamente elevado, independientemente de las condiciones del terreno. Sin embargo presenta el inconveniente de precisar mucho tiempo y personal en la realización del muestreo, y necesita una mayor amplitud de zonas "sin utilizar" y además, accesibles, provocando sobre dichas zonas una gran perturbación ambiental.

La opción del penetrómetro de impacto optimiza la carga de personal y de tiempo de dedicación, y al utilizar un cilindro de PVC transparente permite visualizar los horizontes del tipo suelo inmediatamente tras su extracción, dispone además de una embocadura especial para evitar las pérdidas en suelos arenosos. Así mismo se ha asegurado que proporciona la cantidad de muestra suficiente para alcanzar los límites de detección requeridos para el estudio. Se realizaron pruebas en distintos suelos,



Figura 2. Sistema de muestreo empleado.



Figura 3. Detalle de los cuatro cilindros de suelo que se extraen por estación.

que condujeron a resultados satisfactorios, y por tanto se decidió emplear este sistema.

El muestreo se realiza con este sistema que va instalado sobre una oruga, que posibilita su acceso a zonas escarpadas y de difícil acceso con equipos mayores (Figura 2). Consta de un cilindro de 6 cm de diámetro interior y 60 cm de longitud, realizando dos extracciones sucesivas hasta alcanzar los 120 cm sin discontinuidades y se toman dos cilindros en cada punto, para aumentar la cantidad de muestra disponible y su representatividad, en la Figura 3 se muestran los cuatro cilindros de suelo que se extraen por estación.

### EJECUCIÓN DEL MUESTREO

Previo al inicio de la ejecución del programa de muestreo, se ha efectuado un estudio detallado de la ubicación, accesos y usos del suelo de cada estación de muestreo utilizando para ello el SIGPAC (8) (Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas). El sistema permite la visualización de los puntos geográficos a diferentes niveles de detalle, desde mapas regionales y locales hasta la ortofoto aérea, nivel en el que el sistema aporta información actualizada de uso de la parcela, caminos de acceso, y vías de agua, de gran utilidad en la planificación de la ruta de muestreo.

Así mismo, se realizó una visita previa al muestreo, a los puntos seleccionados para optimizar los tiempos de ejecución a partir de una verificación *in situ* de los accesos, barreras y cambios en la utilización del suelo que se pudieran haber producido y se elaboraron los procedimientos detallados de muestreo.

Los cilindros de PVC conteniendo la muestra de suelo, que se obtienen durante la ejecución del muestreo, se congelan y posteriormente se cortan en secciones de 3 cm, mezclándose las secciones correspondientes a las dos extracciones realizadas en el mismo punto.

Las muestras así obtenidas se procesan según el procedimiento que describe la norma UNE (9), quedando preparadas para posteriormente realizar las medidas por espectrometría gamma y la separación de radioestroncio y recuento de su emisión beta.

### REFERENCIAS

- (1) Trueba C. et al. (2000) Estimación de índices de Vulnerabilidad Radiológica para los suelos peninsulares Españoles. Editorial CIEMAT. Madrid. ISBN 84-7834-374-1
- (2) Dudal R. et al (1974) Soil Map of The World. Vol. 1. Legend. UNESCO
- (3) Comisión of the European Communities (1985). Soil Map of the European Communities 1:1 million. Luxembourg. Off. Publi. European Communities
- (4) De la Rosa et al. (2001) Sistema Español de Información de Suelos sobre internet (Seisnet): <http://leu.irnase.csic.es/mimam/seisnet.htm>.
- (5) Universidad de Extremadura. Área de Edafología y Química Agrícola. Catálogo de Suelos de Extremadura. <http://www.unex.es/edafo/CatSuelos.html>
- (6) CSIC, Estación Experimental Aula Dei, Departamento de Edafología. <http://www.eead.csic.es>
- (7) ISO, ISO/DIS 18589. "Measurement of radioactivity in the environment – Soil – Part 2: Guide for the selection of sample areas, sampling, transport and conservation of soils"
- (8) Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (2005) Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas. SIGPAC. <http://www.jccm.es/agricul/sigpac.htm>
- (9) UNE 73311-5. "Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de radiactividad ambiental".

## RADÓN EN ESCUELAS PRIMARIAS E INSTITUTOS DE SANTA CRUZ DE TENERIFE

L. KARLSSON, F. HERNÁNDEZ-SUÁREZ, J. HERNÁNDEZ-ARMAS

### INTRODUCCIÓN

Dado que algunos de los efectos de la exposición a la radiación, tales como la posibilidad de desarrollar cáncer, son estocásticos sin umbral, es difícil negar la importancia que la exposición al gas natural radioactivo radón puede tener en los humanos. La extrapolación lineal de los valores de dosis-respuesta para mineros de uranio expuestos al gas radón y sus descendientes indica que una fracción considerable de casos de cáncer de pulmón en humanos (10-40%) son causados por la inhalación de estos<sup>1</sup>.

La exposición al gas radón ocurre principalmente en edificios que se encuentran emplazados sobre suelos ricos en radio o de bastante permeabilidad, por lo que el radón puede desplazarse fácilmente desde zonas de mayor concentración. Dado que las concentraciones de radón pueden oscilar durante las distintas jornadas y dependen considerablemente en las condiciones meteorológicas<sup>2</sup>, es ventajoso el realizar las determinaciones de las concentraciones promedio de radón en escuelas mediante el uso de detectores pasivos tipo track-etched<sup>3</sup>.

Existen publicados resultados de campañas de medida de radón en colegios de países como Irlanda<sup>4</sup>, Italia<sup>5</sup>, USA<sup>6</sup>, Eslovenia<sup>7</sup>, etc. En todos estos trabajos se mencionan valores de concentración bastante variables y en muchos casos por encima de los valores recomendados para cada uno de esos países. Se considera, por tanto, de gran importancia comprobar las condiciones de los colegios ubicados en la región de Canarias ya que la actividad sísmica natural de esta zona (región volcánica), puede aumentar de forma considerable la tasa de emanación de radón en suelos y por tanto la acumulación de radón en las plantas bajas de edificios varios.

En colegios e institutos, los sistemas de ventilación suelen permanecer apagados durante las noches por lo que las concentraciones de radón pueden

augmentar. Sin embargo la ventilación natural suele ser de gran importancia durante las horas lectivas. Por lo que, en muchos casos, el tiempo de exposición puede estar sobreestimado<sup>8,9</sup>. En cualquier caso, la medida de una concentración alta en un colegio indica la necesidad de realizar un estudio más detallado de ese lugar y por tanto no deben descartarse medidas realizadas durante periodos largos de tiempo.

Aquí, en este trabajo, se presentan los resultados iniciales de una campaña de medidas de concentración de radón en escuelas e institutos de Santa Cruz de Tenerife. Estas medidas servirán para establecer unos niveles indicativos de las posibles concentraciones en diversas escuelas de la isla y confirmar el tiempo necesario de medida para alcanzar resultados de buena calidad en una campaña de medida más extensa que ya ha comenzado a realizarse en esta misma isla y que abarcará más de 70 colegios.

### MATERIAL Y MÉTODO

La concentración de radón en el interior de los colegios se midió usando detectores pasivos de partículas alfa de Makrofol (habitualmente conocidos como detectores Track-etched). Los detectores de radón están formados por un disco de plástico de Makrofol y una cámara de difusión en forma de tronco de cono invertido. Los discos utilizados tenían un diámetro de 5 cm y un grosor de 300  $\mu\text{m}$ . Cada disco fue encajado en la base de una cámara de difusión cerrada con un filtro de papel de fibra de vidrio. Este tipo de filtro es apropiado para separar el gas radón de las partículas de polvo, aerosoles y los descendientes del radón. El periodo aproximado de medida fue de tres meses (Enero a Marzo), en el curso escolar 2004-2005.

Ocho colegios, situados en diferente partes de la isla (ver figura 1), fueron elegidos para este estudio inicial. Los detectores fueron colocados siempre en las dependencias de los colegios situadas en la

planta baja. Se colocaron dos detectores en una de las aulas y otros dos en la secretaría de cada colegio excepto en un colegio donde se colocaron los detectores en la sala de profesores y en una de las oficinas. Se registraron las dimensiones de estas habitaciones, el número de puertas y ventanas así como el tiempo medio de apertura de las mismas al día, lo que permitió establecer una escala de ventilación de 1 (mal ventilada) a 3 (bien ventilada). Se siguió el procedimiento de evitar situarlos alineados en la dirección de corrientes de aire, separados unos 50 cm de la pared y a una altura del suelo de aproximadamente 1.5 m. Una vez expuestos los detectores de radón, se recogieron en bolsas de plástico a prueba de radón y fueron sometidos, en el laboratorio, a un proceso de revelado electroquímico y lectura manual de las trazas por cm<sup>2</sup>. El proceso de revelado se realizó utilizando una cámara a temperatura constante de 25° C en la que los detectores se pusieron en contacto con una disolución alcohólica de KOH 6N y otra de HCl al 5%, en un sistema mecánico formado por 11 células electroquímicas de material plástico y que se alimenta con una fuente que proporciona 800 voltios a 2 KHz. Los detectores fueron sometidos a media hora de ataque ("pre-etching") químico antes de realizarles el revelado electroquímico de 3.5 h. El conteo neto de las trazas fue realizado por una única persona aplicando criterios constantes para la evaluación de las trazas obtenidas reproduciendo en papel las señales del detector, haciendo uso para ello de un scanner HP Scanjet. Se utilizó como factor de calibración el valor de 0.57 trazas cm<sup>-2</sup> kBq<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> m<sup>3</sup>.

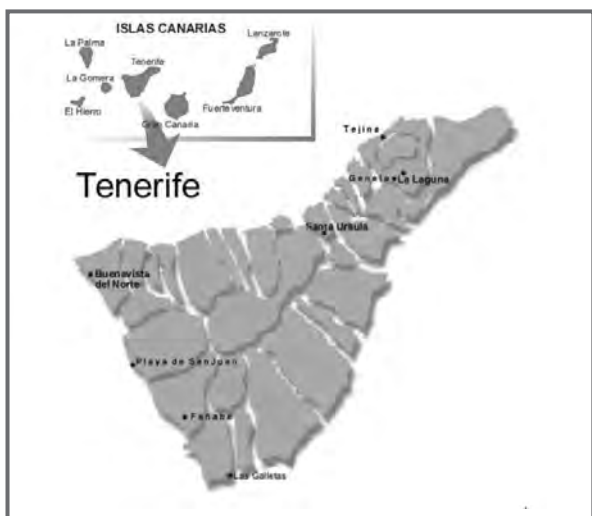


Fig 1. Mapa de Tenerife con las localidades de los colegios elegidos marcado en el mapa.

Nº	Localidad	Rn (Bq m <sup>3</sup> )	Uso de habitación	Ventilación
1	PLAYA DE SAN JUAN	61	Oficina	2
	PLAYA DE SAN JUAN	40	Clase	2
2	SANTA ÚRSULA	601	Oficina	1
	SANTA ÚRSULA	102	Clase	1
3	LAS GALLETAS	32	Oficina	3
	LAS GALLETAS	34	Clase (Taller)	3
4	SAN CRISTOBAL DE LA LAGUNA	76	Clase	2
5	FAÑABÉ	66	Oficina	2
	FAÑABÉ	50	Clase	2
6	TEJINA	74	Mantenimiento	2
	TEJINA	170	Clase	2
7	GENETO	75	Oficina	1
	GENETO	45	Clase	2
8	BUENAVISTA DEL NORTE	274	Oficina	1
	BUENAVISTA DEL NORTE	404	Sala de profesores	1

Tabla 1. Resultados del estudio en colegios de Santa Cruz de Tenerife. 1 (mal ventilada) a 3 (bien ventilada).

Todos los resultados de las medidas de las concentraciones de radón, exceptuando uno, pueden verse resumidos en la tabla 1. Las incertidumbres en las concentraciones de radón han sido estimadas en torno al 15% en el rango de las medidas realizadas. Las medidas de concentración de radón en las oficinas del colegio ubicado en San Cristóbal de La Laguna se perdieron debido a un fallo técnico durante el proceso de revelado de ambos detectores aún cuando fueron montados en diferentes células electroquímicas. El resto de los resultados de concentración obtenidos están comprendidos entre 32 y 601 Bq m<sup>-3</sup>, con una concentración promedio de 140 Bq m<sup>-3</sup> y una desviación estándar de 164 Bq m<sup>-3</sup>. La media geométrica calculada fue de 90 Bq m<sup>-3</sup>. Los resultados obtenidos para cada uno de los detectores colocados en la misma habitación difirieron entre un mínimo de un 1% y un máximo de 37%. Los valores de concentración representados en la tabla 1 corresponden a la media de los dos valores obtenidos para cada habitación.

La concentración más alta, 601 Bq m<sup>-3</sup>, fue medida en la oficina del colegio de Santa Úrsula. Esta oficina tiene una de sus paredes directamente contra la ladera de la montaña (formando una especie de escalón en la ladera). Esta oficina además de ser de pequeñas dimensiones estaba poco ventilada y solo existe una pequeña corriente de aire a través de la puerta, la cual permanece casi constantemente abierta hacia una pasillo interior poco ventilado. La medida realizada en la clase de ese mismo colegio muestra un valor claramente menor, 102 Bq m<sup>-3</sup>.

En el colegio situado en Buenavista del Norte, las concentraciones medidas, tanto en la sala de profesores como en la oficina, fueron relativamente altas, 404 y 274 Bq m<sup>-3</sup> respectivamente, en comparación con la media de todos los resultados obtenidos. En cualquier caso, los niveles de radón a los cuales están expuestos los estudiantes y profesores son probablemente menores.

Como cabía esperar, las dependencias donde se midieron las concentraciones de radón más altas coinciden con las que peor nivel de ventilación tienen. En cualquier caso, el número de habitaciones estudiadas es aún escaso para poder realizar cualquier tipo de estadística comparativa.

Será conveniente realizar en los colegios donde se midieron mayores concentraciones, aparte de nuevas medidas de comprobación, un estudio de medidas de concentraciones de radón en continuo para determinar de forma más precisa la exposición de las personas afectadas. En el caso de que se confirmen los niveles altos de concentración se recomendarán medidas correctoras principalmente afectando los hábitos de ventilación.

De acuerdo con un estudio recientemente publicado en el "British Medical Journal"<sup>10</sup>, el radón en los edificios, a pesar de implicar una baja exposición a mucha gente, podría ser responsable de una cantidad no despreciable de todos los cánceres de pulmón. De hecho, en ese mismo estudio se concluye que una concentración de radón de unos 100 Bq m<sup>-3</sup> ocasiona, en viviendas, un exceso de riesgo de cáncer de pulmón de un 16%. Aunque el tiempo de exposición de los profesores y alumnos de los colegios en los mismos es inferior que el de los habitantes de las viviendas, estas indicaciones y nuestros resultados ponen de manifiesto la conveniencia de conocer las concentraciones de radón en los lugares de trabajo por si fuera necesario tomar medidas correctoras.

## CONCLUSIONES

1. La concentración media de radón para los colegios estudiados fue de 140 Bq m<sup>-3</sup> y en uno de los colegios se midió una concentración superior a los 600 Bq m<sup>-3</sup>.
2. El tiempo de medida, tres meses, parece adecuado para la determinación de las concentraciones en los colegios de la región.

3. Los hábitos de ventilación en los colegios son bastantes diferentes dependiendo de la zona de la isla y altura en la que se ubican, por lo que será interesante realizar una comparación exhaustiva, una vez se haya completado el estudio en un número suficiente de colegios. Así mismo será conveniente comparar los resultados obtenidos en estos colegios para la época invernal con los que se obtengan para la época de verano.

## REFERENCIAS

- 1.- R. Crameri and W. Burkart. The radon problem. Radiat. Phys. Chem. Vol. 34, No. 2, 251-259, 1989.
- 2.- W.J. Riley, Robinson, A.L., Gadgil, A.J., Nazaroff, W.W. Effects of variable wind speed and direction on radon transport from soil into buildings: model development and explanatory results. Atmospheric Environment 33(14), 2157-2168, 1999.
- 3.- H. Mellander and Enflo, A. The alpha track method used in the Swedish radon epidemiological study. Radiation Protection and Dosimetry 45(1), 65-71, 1992.
- 4.- H. Synnott, Fennell S., Pollard D., Colgan P.A., Hanley O., O'Colmáin M., Maloney L. Radon in Irish Primary Schools, the results of a national survey. Radon Department, Radiological Protection Institute of Ireland RPII-04/2, May 2004.
- 5.- A. Malanca, Fava R. and Gaidolfi L. Indoor radon levels in kindergartens and play-schools from the province of Parma. J. Environ. Radioat. 40(1), 1-10, 1997.
- 6.- C. Kunz, Fisher K., McNulty C., VanOrt C. And Papura T. Soil characterization for indoor radon potential at eighteen schools in New York State. Environ. International 22(1), 557-561, 1996.
- 7.- J. Vaupoti\_ and Kopal I. Radon exposure in Slovenian kindergartens and schools. International Congress Series 1276, 375-376, 2005.
- 8.- M.K. Annanmäkki, Oksanen, E., Markkanen M., Radon at workplaces other than mines and underground excavations. Environment International 22, 769-772, 1996.
- 9.- J.P. Rydock, Naess-Rolstad, A., Brunsell, J.T., Diurnal variations in radon concentrations in a school



and office: implications for determining radon exposure in day-use buildings. *Atmospheric environment* 35, 2921-2926, 2001.

10. – S. Darby, Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.-M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead,

C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Schaffrath Rosario, A., Timarche, M., Tomá\_ek, L., Whitley, E., Wichmann, H.E., Doll, R., Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal*, 330, 223-226, 2005.

## PROCEDIMIENTO SECUENCIAL PARA LA MEDIDA DE ISÓTOPOS DE U, TH, PO Y RA POR ESPECTROMETRÍA ALFA

ESTHER BORREGO, JUAN L. AGUADO, JUAN P. BOLÍVAR Y GARY J. HANCOCK

### INTRODUCCIÓN

El uso de marcadores radiactivos constituye una valiosa herramienta en el marco de estudios que tratan de analizar los mecanismos de transferencia que afectan a diversos compartimentos, en particular el sedimentario. Nuestro laboratorio participa en un proyecto de investigación en el que se trata de identificar en el espacio y en el tiempo la removilización de contaminantes presentes en el lecho del río Tinto. El estuario de este río onubense es considerado como una zona de especial interés por varias razones<sup>1</sup>: (1) la existencia de aportes fluviales ácidos con altas concentraciones de metales pesados y otros elementos y compuestos; (2) presentar un sustrato sedimentario altamente contaminado; (3) la presencia en sus orillas de depósitos de residuos industriales ligados a la producción de ácido fosfórico; (4) el reunir las condiciones aptas para una mezcla sal-inducida y una mezcla ácida; y, (5) los aportes de este sistema tienen una fuerte influencia sobre la ría de Huelva, en particular y sobre el Golfo de Cádiz en general, donde, por ejemplo, la actividad turística es cada vez más importante.

Desde un punto de vista radioanalítico, el desarrollo del proyecto requiere del análisis de radionúclidos naturales en todo tipo de matrices ambientales. Ello permitirá la medida de concentraciones de actividad en disolución, materia en suspensión y sedimentos. Este amplio espectro de matrices a estudiar, unido al conjunto de marcadores radiactivos considerados en el proyecto (isótopos de Th, U, <sup>226</sup>Ra o <sup>210</sup>Po) de los que se esperan actividades radiactivas en el rango del mBq, obliga a considerar como técnica radiométrica de medida la espectrometría alfa con detectores de semiconductor. En consecuencia se debe poner a punto un método radioquímico para la separación de estos radioelementos y su posterior deposición en fuentes de espesor apropiado.

Trabajos anteriores de nuestro grupo de investigación han permitido desarrollar un método de ex-

tracción secuencial para isótopos de uranio y radio<sup>2</sup>, así como de otro para isótopos de uranio, torio y polonio<sup>3</sup>. La necesidad de optimizar el trabajo en el laboratorio nos lleva a tratar de unificar las técnicas disponibles en un solo procedimiento de extracción secuencial de todos los isótopos considerados a partir de una misma alícuota de la muestra analizada. Dado que problemas similares fueron abordados en su día por los laboratorio radioquímicos de la división "Land and Water" del CSIRO (Darwin, Australia)<sup>4</sup>, el principal objeto de este trabajo es mostrar cómo se ha adaptado este esquema radioquímico secuencial a nuestras condiciones de trabajo y, en particular, al espectro de matrices que debemos analizar.

### METODOLOGÍA

Como en todo esquema radioquímico basado en el principio de dilución isotópica es fundamental la apropiada selección del conjunto de trazadores a añadir. Las condiciones ideales que éstos deben cumplir se resumen en: (1) ser radioelementos emisores alfa de vida larga no presentes en el medio analizado; y, (2) que sus emisiones no sean interferentes con las de los isótopos a medir. Estos requerimientos se cumplen con <sup>209</sup>Po (4.9 MeV, 99%;  $T_{1/2} = 102$ a), <sup>229</sup>Th (4.84 MeV, 56%; 4.90, 11%;  $T_{1/2} = 7340$ a) y <sup>232</sup>U (5.26 MeV, 31%; 5.32 MeV, 69%;  $T_{1/2} = 72$  a); pero, como ya ha sido ampliamente discutido, no ocurre lo mismo con el Ra5. En este caso se debe emplear el emisor beta <sup>225</sup>Ra ( $T_{1/2} = 14.8$  d) que se añade en equilibrio secular con <sup>229</sup>Th. Esta elección conlleva unas restricciones en los tiempos de análisis que, fundamentalmente, afectan a la medida final del <sup>226</sup>Ra<sup>5</sup>.

La Fig. 1 resume el esquema radioquímico diseñado para la extracción secuencial de isótopos de polonio, uranio, torio y radio. Tras añadir los trazadores a la muestra, el proceso puede dividirse en las siguientes etapas:

(1) Pretratamiento: Esta primera fase del esquema está condicionada por la naturaleza de las matrices

que se analizan tras su recogida del río Tinto. En concreto, las muestras acuosas presentan una salinidad que oscila en función de las distintas partes del río consideradas con valores entre 1 mg·ml<sup>-1</sup> y más de 30 mg·ml<sup>-1</sup>. La elevada salinidad de estas matrices, en general, dificulta el trabajo radioquímico.

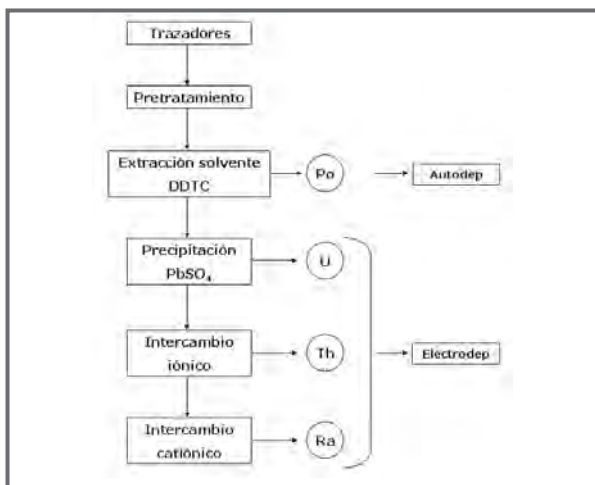


Fig. 1: Esquema radioquímico para la separación secuencial de isótopos de polonio, torio, uranio y radio de muestras ambientales.

Por ello, el tratamiento previo de las muestras acuosas de alta salinidad se basa en la precipitación con permanganato potásico<sup>4, 6</sup>. Para 4 litros de agua se añaden 5 ml 0.2M de  $\text{KMnO}_4$  y se ajusta el pH a 8-9 con amoníaco. Tras añadir 5 ml de 0.3M  $\text{MnCl}_2$  se burbujea el conjunto durante al menos media hora. Se retira la mayor parte del sobrenadante y el resto se filtra para recoger el precipitado. Este precipitado se disuelve con 1%  $\text{H}_2\text{O}_2$  en 1.2M  $\text{HCl}$  y se evapora a sequedad. Tras añadir unos 5 ml de  $\text{HCl}$  5M, se lleva de nuevo a sequedad. Sobre este residuo, al que también se llega tras la conveniente disolución ácida de 0.5 g de muestra sólida<sup>7</sup>, se procede a la separación del primer radioelemento de interés.

(2) Separación de polonio: Éste se separa de la matriz disolviendo el residuo anterior en  $\text{HCl}$  5M y procediendo a una extracción solvente con dietilditiocarbamato (DDTC) 0.1% en cloroformo<sup>4</sup>. El polonio queda en la fase orgánica, mientras que el resto de radioelementos de interés permanecen en la fase líquida. Tras evaporar el medio orgánico, el residuo es acondicionado para su autodeposición<sup>3</sup>.

(3) Separación de uranio: El resto ácido de la extracción solvente anterior es evaporado y redisoluelto

con 100 ml de  $\text{HNO}_3$  0.1M. Disolviendo 2 g de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  y 1 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  se genera un precipitado al añadir 1 ml  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  0.24M. En el sobrenadante queda el uranio, mientras que en el precipitado se encuentran los isótopos de torio y radio. Para purificar el uranio se procede a la extracción solvente con tributilfosfato ya optimizada en nuestro laboratorio<sup>2</sup>, obteniéndose la fuente radiactiva por electrodeposición<sup>2</sup>.

(4) Separación de torio: El precipitado anterior es redisoluelto con 6 ml de EDTA 0.1M a pH 10. Se dispone entonces de una columna de intercambio con resina Bio-Rad AG1-X8 (100-200 mesh, con 5 cm de altura y 7 mm de diámetro interno). Al paso de la disolución, el torio queda retenido en la columna mientras que el radio pasa por ella y es recogido para su posterior purificación. Dado que para la medida de  $^{226}\text{Ra}$  se emplea  $^{225}\text{Ra}$  como trazador en equilibrio secular con  $^{229}\text{Th}$ , es necesario anotar el instante de separación torio/radio; dado que desde este momento el  $^{225}\text{Ra}$  comienza a decaer con su propia semivida<sup>5</sup>. Finalmente, la resina se lava con  $\text{HNO}_3$  8M y el torio se eluye de la misma añadiendo 25 ml de  $\text{HCl}$  9M. Evaporado el eluido, se procede a su electrodeposición por el mismo procedimiento empleado para el uranio<sup>3</sup>.

(5) Purificación de radio: La resina de intercambio catiónico BIO-RAD 50W-X12 (200-400 mesh, con 6 cm de altura y 7 mm de diámetro interno) se emplea no sólo para aislar el radio de elementos químicamente interferentes (Ba, Ca, Sr), sino para ajustar el contenido en  $^{225}\text{Ac}$ . El rendimiento químico para el radio debe obtenerse mediante el recuento alfa de un descendiente del  $^{226}\text{Ra}$  ( $^{217}\text{At}$ ), que se encuentra en equilibrio secular con  $^{225}\text{Ac}$ <sup>7</sup>. Para evitar una sobreestimación del rendimiento, se hace un "ajuste a cero" del contenido en actinio mediante una serie de lavados con ácido acético 1.5 molar en medio  $\text{HNO}_3$  0.1M. Así pues, para el cálculo de la concentración de actividad de  $^{226}\text{Ra}$  el instante de lavado debe ser convenientemente registrado<sup>5</sup>. Separado el radio del bario mediante lavados con  $\text{HCl}$  2.5M, es finalmente eluido con 25 ml de  $\text{HNO}_3$  6M. La electrodeposición final de este elemento se efectúa, a diferencia de los anteriores, en medio orgánico<sup>7</sup>.

## RESULTADOS

Dos muestras de referencia han sido analizadas con el objeto de estimar la puesta a punto del procedimiento radioquímico en nuestro laboratorio

(NIST-1646, sedimento estuarino; y NIST-4357 que corresponde a un sedimento oceánico). Los resultados obtenidos se resumen en la Tabla 1.

Isótopo		NIST-1646	NIST-4357
<sup>210</sup> Po	R	N.r.	14 (2)
	M	50 (2)	14 (1)
<sup>234</sup> U	R	22.4	12 (3)
	M	31 (3)	13 (1)
<sup>232</sup> Th	R	22.4	13.0 (0.1)
	M	23 (1)	12 (1)
<sup>230</sup> Th	R	N.r.	12.0 (0.5)
	M	20 (9)	13 (1)
<sup>238</sup> U	R	24.7	12 (5)
	M	34 (3)	12 (1)
<sup>226</sup> Ra	R	N.r.	12.7 (0.4)
	M	22 (2)	10 (1)

Tabla 1: Resultados (Bq·kg<sup>-1</sup>) de las medidas de isótopos de U, Th, Po y Ra en muestras de referencia. R: Valor certificado. M: Valor obtenido en nuestro laboratorio. Entre paréntesis la incertidumbre en la medida tomada como la desviación estándar. N.r.: En esta muestra de referencia no se certificaban concentraciones de actividad para los isótopos indicados.

Como puede comprobarse, el ajuste entre los valores certificados y los obtenidos en nuestro laboratorio es bastante aceptable. A destacar el hecho de que en las muestras analizadas, la actividad de los isótopos se encuentra en un rango de 5-25 mBq.

Paralelamente, estos análisis unidos a los de varias matrices ambientales como aguas (saladas y dulces), rocas fosfáticas, fosfoyesos o disoluciones patrón, nos han permitido estimar los rendimientos químicos (R) asociados a cada radioelemento de interés tras ser sometido a este esquema radioquímico (Tabla 2).

Isótopo	Po	U	Th	Ra
R	0.7-0.9	0.4-0.9	0.3-0.9	0.3-0.8

Tabla 2: Intervalos de variación de los rendimientos químicos (R) obtenidos para los radioelementos de interés tras el análisis de diversos tipos de matrices ambientales.

La dispersión de valores en el rendimiento químico de la mayoría de elementos se debe a que no

todas las muestras presentan el mismo grado de dificultad analítica. Por lo general, las muestras de materia en suspensión son las que presentan los valores más bajos en este parámetro.

Además se ha efectuado el análisis de blancos para medir los fondos instrumentales y químicos introducidos en aquellas regiones del espectro sobre la que se realiza la medida de actividad (F). Con estos datos y los correspondientes a R podemos dar una primera aproximación de la mínima actividad detectable (MAD) ligada a esta técnica radiométrica. Para ello hacemos uso de la expresión5:

$$MAD = \frac{2.71 + 4.65\sqrt{F}}{\epsilon R t} f(t_p) \quad (1)$$

en la que R es el rendimiento químico de cada radioelemento (Tabla 2), t es el tiempo de recuento en el detector (habitualmente de 3 días), ε es la eficiencia absoluta (0.24 en nuestro sistema de detección) y f(tP) es el factor exponencial de corrección por semivida que debemos emplear para radionúclidos de semivida relativamente corta (<sup>210</sup>Po) cuando es significativa la separación temporal entre el instante de preparación de la fuente radiactiva y el inicio de recuento en el detector (tP), que en nuestro es de unos 5 días (Tabla3).

Isótopo	MAD
<sup>210</sup> Po	0.6 - 0.8
<sup>238</sup> U	0.3 - 0.6
<sup>234</sup> U	0.3 - 0.6
<sup>232</sup> Th	0.2 - 0.6
<sup>230</sup> Th	0.2 - 0.6
<sup>226</sup> Ra	0.4 - 1.2

Tabla 3: Estimación de la mínima actividad detectable en mBq para los isótopos analizados por espectrometría alfa con el procedimiento radioquímico mostrado en este trabajo.

Como puede comprobarse, estos resultados se encuentran en el orden del mBq, por lo cual la espectrometría alfa con detectores de implantación iónica es adecuada para las necesidades analíticas que se nos plantean.

## CONCLUSIONES

Se ha puesto a punto en nuestro laboratorio un procedimiento radioquímico para la medida en la

misma alícuota de una muestra ambiental de isótopos de polonio, uranio, torio y radio. La validación del procedimiento mediante la medida de muestras de referencia es positiva. Los rendimientos químicos obtenidos, los tiempos de recuento y las características operativas de nuestros detectores permiten afirmar que la mínima actividad detectable para cada uno de los isótopos se encuentra en el orden del mBq.

## REFERENCIAS

- 1.- Borrego, J., López-González, B., Carro, B. y Lozano-Soria, O. Origin of anomalies in light and middle REE in sediments of an estuary affected by phosphogypsum wastes (south-western Spain). *Marine Pollution Bulletin.*, 49, 1045-1053, 2004.
- 2.- Aguado, J.L., Bolívar, J.P., García-Tenorio, R. y San Miguel, E.G. A sequential extraction procedure to determine Ra and U isotopes by alpha-particle spectrometry in selective leachates. *Czechoslovak Journal of Physics*, 53, Suppl. A, 533-538, 2003.
- 3.- Bolívar, J. P. Aplicaciones de las espectrometrías gamma y alfa al estudio del impacto radioactivo producido por industrias no nucleares. Tesis Doctoral, Departamento de Física Atómica, Nuclear y Molecular. Universidad de Sevilla. Sevilla, 1995.
- 4.- Martin, P. y Hancock, G. Routine análisis of naturally occurring radionuclides in environmental samples by alpha- particle spectrometry. *Supervising scientist report*, 180. Department of the environment and heritage. Australian Government, Darwin, 2004.
- 5.- Aguado, J. L. Aplicaciones de la espectrometría alfa en la caracterización de isótopos de Ra y U en residuos industriales y matrices ambientales. Tesis Doctoral, Departamento de Física Atómica, Nuclear y Molecular. Universidad de Sevilla. Sevilla, 2003.
- 6.- Bojanowski, R., Fukai, R., Ballestra, S. y Asari, H. Determination of natural radioactive elements in marine environmental materials by ion-exchange and alpha-espectrometry. *I.A.E.A. N° 74*, Vienna, 1984.
- 7.- Aguado, J, L., Bolívar, J. P. y García-Tenorio, R. <sup>226</sup>Ra determination in phosphogypsum by alpha-particle spectrometry. *Czech Journal of Physics.*, 49, 439-444, 1999.
- 8.- Holm, E. Review of alpha-particle spectrometric measurements of actinides. *International Journal of Applied Radiation and Isotopes.*, 35, 285-290, 1984.

# ANÁLISIS POR ESPECTROMETRÍA $\Gamma$ DE RADIONÚCLIDOS NATURALES EN EL ENTORNO DE UNA MINA DE URANIO MEDIANTE LA APLICACIÓN GALEA

R. SANTAMARÍA, B. QUINTANA

## INTRODUCCIÓN

Son muchos los estudios ambientales que requieren de la medida de radionúclidos naturales como  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{238}\text{U}$ . Por formar parte del fondo natural, todos ellos contribuyen a la dosis a la que la población está expuesta<sup>1</sup>, por lo tanto, una alteración de las concentraciones en las que se encuentran en la naturaleza debe ser vigilada. Los cambios en la distribución de estos radionúclidos pueden producirse tanto en la industria nuclear, sobre todo en actividades mineras y de preconcentración del uranio<sup>2</sup>, como en la industria no nuclear, concretamente en la producción de fertilizantes fosfatados<sup>3</sup> y procesos cerámicos. Por otra parte, los estudios de evolución de sistemas costeros y de aguas continentales utilizan los desequilibrios entre radionúclidos de la misma serie de desintegración como trazadores de la dinámica sedimentaria<sup>4</sup>.

Tradicionalmente, estos radionúclidos se miden mediante espectrometría  $\alpha$  o, como en el caso de la medida directa del  $^{210}\text{Pb}$ , por separación radioquímica con contaje  $\beta$ . Sin embargo, estas técnicas limitan el número de muestras a incluir en el estudio ya que los procesos radioquímicos suelen necesitar mucho trabajo de laboratorio. Una técnica que en la actualidad se presenta como alternativa es la espectrometría  $\gamma$  y que no requiere tratamiento químico por ser una técnica multielemental. Su principal inconveniente son sus elevados límites de detección, lo cual redundaría en una menor precisión en las medidas. Sin embargo, con una adecuada optimización orientada a la mejora de la relación pico/fondo mediante la utilización de detectores HPGe muy eficientes, montados en sistemas libres de impurezas radiactivas y con blindajes tanto pasivos como activos, se disminuyen los límites de detección. Si esto se combina con un análisis de espectros experto en la medida de radionúclidos naturales se consigue un aumento significativo en la precisión de las medidas.

En este trabajo, presentamos los primeros resultados obtenidos de utilizar un espectrómetro  $\gamma$  de bajo fondo junto con la herramienta de desarrollo propio GALEA, un analizador experto de espectros  $\gamma$  optimizado para el análisis de radionúclidos naturales. Las muestras utilizadas en el estudio proceden de una zona con un alto grado de mineralización de uranio en la que se encuentra una antigua instalación de extracción de uranio.

## METODOLOGÍA

El sistema de espectrometría  $\gamma$  utilizado consta de un detector HPGe del 50% de eficiencia relativa, modelo BEGE de CANBERRA. Este detector tiene la particularidad de tener un diámetro mayor que los detectores convencionales y, aun siendo tipo p, no posee capa inactiva en la cara superior del cristal. La cadena electrónica consta de un amplificador modelo 2026, de un ADC modelo 8701 y de una tarjeta multicanal AccuSpec B; todos de la marca CANBERRA.

Las muestras medidas corresponden a tres suelos ( $S1$ ,  $S2$ ,  $S3$ ) recogidos en el mismo punto de muestreo y a una muestra de juncos ( $J$ ) de la misma zona. El tratamiento realizado sobre los suelos ha consistido únicamente en su secado y posterior molienda. El recipiente utilizado para su medida es una caja Petri de 9 cm de diámetro. A la muestra de juncos se le ha realizado una digestión húmeda con  $\text{HNO}_3$  para su disolución y evaporación hasta un volumen de 60 ml, el correspondiente a un bote Duquesa de 5 cm de diámetro.

El análisis de espectros realizado con GALEA consiste, primero, en una búsqueda experta de las emisiones en el espectro para, posteriormente, realizar un ajuste de picos y multipletes con restricciones mediante la combinación de un algoritmo genético y un ajuste por mínimos cuadrados usando el método de Levenverg-Marquardt. En la búsqueda, GALEA utiliza la librería de radionúclidos LARA<sup>5</sup> y, en el ajuste

del espectro, incorpora el algoritmo para el ajuste global del continuo COSPAJ<sup>6</sup>.

Para el cálculo de actividades, además de las áreas proporcionadas por GALEA se utilizan calibraciones de la eficiencia obtenidas utilizando un método empírico<sup>7</sup>. A las áreas de los picos más intensos se les han aplicado las correcciones por suma en coincidencia de las que disponemos para las tres series de desintegración naturales<sup>8</sup>. Una vez calculadas las actividades correspondientes a cada una de las emisiones identificadas de un radionúclido, el valor final de la actividad corresponde a su media ponderada y la incertidumbre a la desviación estándar de la media.

**RESULTADOS**

En la Tabla 1 presentamos las actividades obtenidas para las distintas muestras *S1*, *S2*, *S3* y *J*. El intervalo de energías tenido en cuenta en el análisis va de 40 a 1500 keV. En este intervalo las emisiones utilizadas para el cálculo de actividades aparecen en las Tablas 2 a 6, excepto para el <sup>210</sup>Pb y el <sup>230</sup>Th. Para estos radionúclidos se utiliza una sola emisión: las de 46,54 y 67,67 keV, respectivamente. En las tablas se incluyen tanto emisiones directas de los radionúclidos de interés como emisiones de sus descendientes con los que se encuentran en equilibrio. Para cada radionúclido, se resalta en negrita la emisión que utiliza GALEA para ratificar la existencia del radionúclido en la muestra y que sirve de referencia para los valores correspondientes al resto de las emisiones. En el caso de <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th y <sup>235</sup>U, GALEA identifica un mayor número de emisiones que, en esta fase de desarrollo del programa, no hemos considerado o bien por tener muy baja probabilidad o bien por corresponder a más de un radionúclido, como es el caso de los rayos X.

	<i>S1</i>	<i>S2</i>	<i>S3</i>	<i>J</i>
<sup>210</sup> Pb	7,2 (2)	7,1 (2)	7,1 (2)	6,3 (2)
<sup>230</sup> Th	6,6 (11)	4,5 (9)	5,6 (11)	1,7 (5)
<sup>226</sup> Ra	5,03 (7)	4,86 (5)	5,09 (7)	3,08 (8)
<sup>228</sup> Ra	3,28 (10)	2,83 (20)	3,06 (18)	1,80 (12)
<sup>228</sup> Th	3,25 (12)	2,88 (8)	3,22 (10)	1,41 (4)
<sup>235</sup> U	0,47 (3)	0,33 (2)	0,34 (3)	0,38 (2)
<sup>238</sup> U	5,6 (9)	7,3 (5)	6,3 (2)	9,4 (3)

Tabla 1: Media de las actividades (Bq) para cada radionúclido

En el cálculo de la actividad del <sup>226</sup>Ra se utilizan tanto su emisión directa a 186,21 keV como varias emisiones del <sup>214</sup>Pb y <sup>214</sup>Bi para lo que es necesario asegurarnos de que los descendientes del <sup>222</sup>Rn se encuentran en equilibrio con el <sup>226</sup>Ra. Esto se comprueba directamente de la comparación entre las actividades calculadas de las distintas emisiones. En particular, se observa cómo los resultados que se dan en la Tabla 2 no difieren entre sí. Estos valores a su vez demuestran que tanto la deconvolución realizada para la emisión de 351,93 keV (ver Fig. 1) como la deconvolución de la emisión directa del <sup>226</sup>Ra a 186,21 keV son correctas, como vamos a comprobar cuando analicemos los resultados obtenidos para el <sup>235</sup>U.

E (keV)	<i>S1</i>	<i>S2</i>	<i>S3</i>	<i>J</i>
186.21	5,70 (146)	5,14 (205)	5,21 (192)	2,98 (23)
241,98	4,94 (17)	4,67 (16)	5,19 (19)	2,71 (20)
351,92	5,05 (12)	4,91 (12)	5,19 (11)	2,99 (13)
<b>609,32</b>	<b>4,94 (6)</b>	<b>4,82 (6)</b>	<b>5,08 (7)</b>	<b>3,04 (4)</b>
768,36	4,14 (34)	4,37 (32)	4,95 (19)	2,93(10)
806,19	4,42 (53)	4,20 (51)	4,28 (32)	3,37 (34)
934,06	5,32 (27)	5,38 (26)	4,43 (27)	2,64 (15)
1120,29	5,30 (12)	4,91 (11)	5,21 (12)	3,33 (8)
1238,11	5,28 (22)	5,14 (20)	5,46 (22)	3,96 (17)
1377,67	5,79 (31)	5,46 (29)	5,36 (72)	3,45 (19)
1401,51	5,24 (52)	5,12 (48)	4,56 (48)	2,40 (29)
1408,00	5,11 (38)	4,47 (34)	4,51 (36)	2,97 (23)

Tabla 2: Actividades (Bq) del <sup>226</sup>Ra.

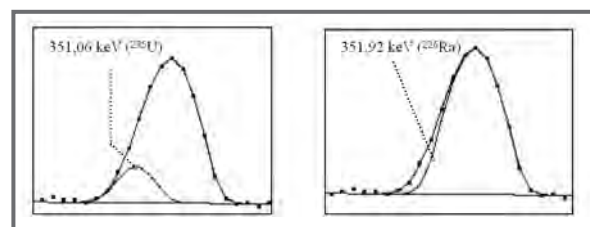


Fig. 1: Deconvolución de la emisión del pico a 351,92 keV del <sup>226</sup>Ra.

El <sup>232</sup>Th se determina por espectrometría y a partir del <sup>228</sup>Ra, aunque no siempre se encuentran en equilibrio en la naturaleza. En los valores presentados en la Tabla 3, se observa que los valores obtenidos a 911,20 y 968,97 keV, ambos corregidos por el efecto de suma en coincidencia, son sistemáticamente mayores que los de las emisiones de menor energía, lo que indica que estas últimas se ven también afectadas

por la suma en coincidencia, no pudiendo ser incluidas en el cálculo final de la actividad promedio. En la Fig. 2 se muestra el detalle de la deconvolución de las emisiones de 409,46 keV y 463,00 keV.

E (keV)	S1	S2	S3	J
129,07	2,96 (19)	2,35 (17)	2,40 (18)	1,30 (9)
270,24	2,63 (40)	1,55 (17)	2,93 (25)	0,98 (18)
409,46	3,08 (26)	2,33 (23)	3,13 (28)	1,58 (12)
463,00	3,03 (17)	2,62 (21)	3,11 (14)	1,61 (7)
794,95	2,85 (17)	2,33 (15)	3,07 (18)	1,75 (10)
911,20	3,42 (8)	3,15 (7)	3,38 (8)	2,06 (5)
968,97	3,45 (10)	3,10 (9)	3,28 (10)	1,95 (6)

Tabla 3: Actividades (Bq) del  $^{228}\text{Ra}$  ( $^{232}\text{Th}$ )

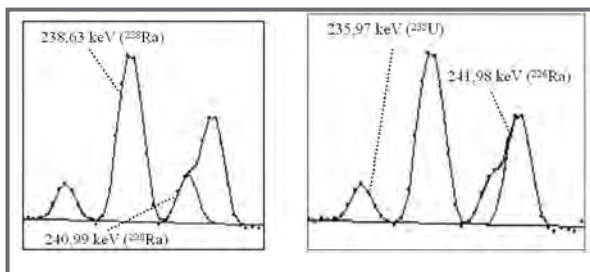


Fig. 2: Deconvolución del pico de  $^{228}\text{Ra}$  a 463,00 keV. A su izquierda el pico de 409,46 keV.

Para la estimación del  $^{228}\text{Th}$  se han aplicado las correcciones por suma en coincidencia a las emisiones de 583,19 y 727,33 keV. Una vez hecho esto, todos los valores coinciden salvo para la emisión de 240,99 keV de la Tabla 4, lo que puede indicar la necesidad de ser corregida por suma en coincidencia.

E (keV)	S1	S2	S3	J
<b>238,63</b>	<b>3,15 (4)</b>	<b>2,82 (3)</b>	<b>3,13 (4)</b>	<b>1,31 (9)</b>
240,99	2,49 (16)	2,36 (21)	2,77 (19)	1,26 (10)
583,19	3,57 (6)	3,12 (7)	3,41 (6)	1,40(3)
727,33	3,37 (12)	3,38 (12)	3,74 (13)	1,56 (6)
860,57	3,18 (17)	2,91 (16)	2,79 (17)	1,44 (9)

Tabla 4: Actividades (Bq) del  $^{228}\text{Th}$

Para la determinación de la actividad del  $^{235}\text{U}$  se han efectuado correcciones a todas las emisiones salvo a las tres últimas. Entre las emisiones incluidas en la Tabla 5, la más importante es la de 185,71 keV que aparece solapada a la de 186,21 keV del  $^{226}\text{Ra}$  (ver Fig. 3). A pesar de esto, el valor de la actividad del  $^{235}\text{U}$  que obtenemos de esta emisión es coincidente con

del resto de emisiones como ocurría también para el  $^{226}\text{Ra}$ . Ambos resultados validan la deconvolución realizada por GALEA. En la Fig. 4 se aprecia el detalle del análisis de la emisión de 205,31 keV, cuyo resultado también coincide con los del resto de emisiones.

E (keV)	S1	S2	S3	J
143,76	0,51 (4)	0,37 (6)	0,32 (29)	0,40 (3)
<b>185,71</b>	<b>0,45 (8)</b>	<b>0,50 (12)</b>	<b>0,47 (11)</b>	<b>0,43 (3)</b>
205,31	0,44 (8)	-	0,22 (7)	0,32 (3)
235,97	0,40 (7)	0,37 (9)	0,35 (7)	0,33 (6)
269,46	0,28 (14)	0,23 (3)	0,20 (8)	0,40 (6)
271,23	0,31 (13)	0,36 (9)	0,28 (9)	0,36 (5)
351,06	0,66 (13)	0,63 (14)	0,35 (10)	0,43 (4)
401,81	0,41 (8)	0,31 (2)	0,41 (7)	0,32 (4)

Tabla 5: Actividades (Bq) del  $^{235}\text{U}$

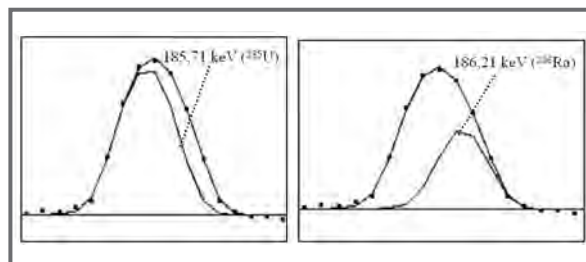


Fig. 3: Deconvolución del multiplete de [184-188] keV.

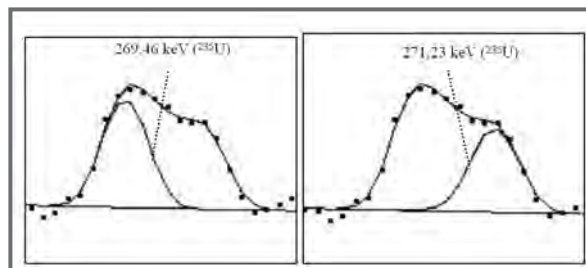


Fig. 4: Deconvolución del multiplete de [265-275] keV.

Respecto a los valores obtenidos para el  $^{238}\text{U}$ , como se observa en la Tabla 6, los incluidos en el multiplete que va de 80 a 100 keV (ver Fig. 5) son superiores a los obtenidos de las emisiones aisladas a 63,29 keV y 1001,03 keV. Sin embargo, las incertidumbres asignadas por el algoritmo de ajuste hacen que estos valores coincidan con el resto. En cualquier caso, pensamos que todavía existe la posibilidad de mejorar la precisión del ajuste lo que redundaría en la disminución de la incertidumbre final.



E (keV)	S1	S2	S3	J
<b>63,29</b>	<b>5,5 (10)</b>	<b>6,0 (10)</b>	<b>6,2 (11)</b>	<b>7,7 (13)</b>
92,37	6,9 (38)	8,8 (16)	8,1 (33)	11,0 (74)
92,80	7,6 (29)	8,3 (14)	6,7 (15)	8,9 (6)
98,44	7,0 (23)	8,1 (11)	5,8 (46)	9,9 (7)
1001,03	5,4 (8)	7,0 (8)	6,2 (9)	10,0 (6)

Tabla 6: Actividades (Bq) del <sup>238</sup>U.

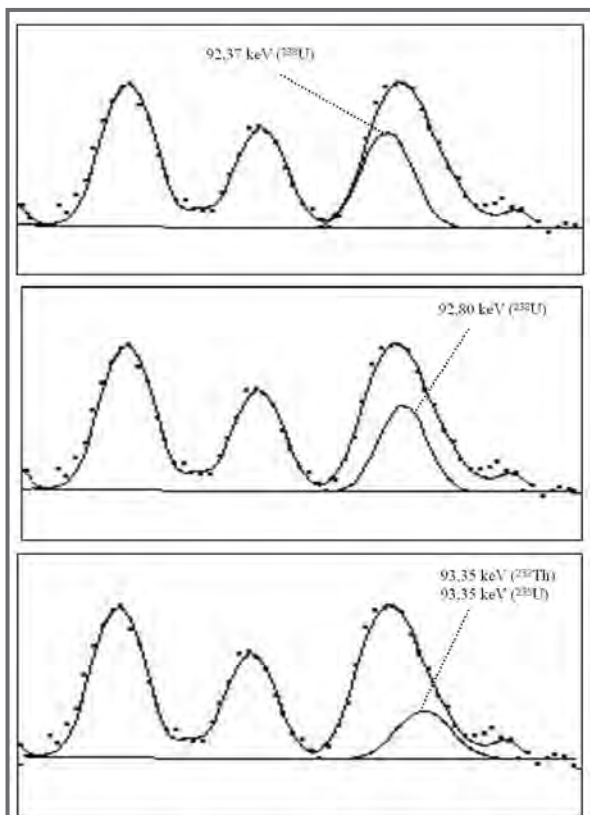


Fig. 5: Detalle de la deconvolución del multiplete de [70-100] keV

**CONCLUSIONES**

El uso del máximo número de emisiones de un radionúclido en el espectro, aunque condicionado por los factores de corrección por suma en coincidencia disponibles, contribuye a un cálculo más robusto de su actividad y a la disminución de errores sistemáticos e incertidumbres. Aunque GALEA es todavía una herramienta en desarrollo, en este estudio demuestra que, utilizando una búsqueda experta de emisiones de naturales en el espectro, proporciona ajustes de picos y multipletes consistentes. Las actividades obtenidas para los distintos radionúclidos naturales

incluidos en el estudio así lo demuestran. Esto, unido a la alta sensibilidad del sistema de espectrometría y empleado, que permite por ejemplo la medida del <sup>230</sup>Th, hacen de la espectrometría y una técnica muy competitiva en estudios ambientales de distribución de radionúclidos naturales con un alto número de muestras.

**REFERENCIAS**

1. Pietrzak-Flis, Z., Rosiak, L., Suplinska, M.M., Chrzanowski, E., Dembinska, S. Daily intakes of <sup>238</sup>U, <sup>234</sup>U, <sup>232</sup>Th, <sup>230</sup>Th, <sup>228</sup>Th and <sup>226</sup>Ra in the adult population of central Poland. *Science of the Total Environment*, 273, 163-9, 2001.
2. Lozano, J.C., Blanco Rodriguez, P., Tome, F.V. Distribution of long-lived radionuclides of the <sup>238</sup>U series in the sediments of a small river in a uranium mineralized region of Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 63, 153-71, 2002.
3. Bolivar, J.P., García Tenorio, R., García León, M. Enhancement of natural radioactivity in soils and salt marshes surrounding a non nuclear industrial complex. *Science of the Total Environment*, 173, 175-36, 1995.
4. Ivanovich, H., Harmon, R.S. Uranium-series disequilibrium: application to earth, marine and environmental sciences. Oxford Science Publications. Oxford, 1992.
5. Morillon, C., Bé, M. M., Lamé, J., Jean, C. Nucléide-Lara. Bibliothèque des émissions Gamma et Alpha. Commissariat à l'Énergie Atomique. France. 2000.
6. Quintana, B., Fernández, F., Continuous component determination in  $\gamma$ -ray spectra. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 411, 475-93, 1998.
7. Daza, M.J., Quintana, B., García-Talavera, M., Fernández, F. Efficiency calibration of a HPGe Detector in the [46.54-2000] keV energy range for the measurement of environmental samples. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 470, 520-32, 2001.
8. García-Talavera, M., Laedermann, J.P., Décombaz, M., Daza, M.J., Quintana, B. Coincidence summing corrections for the natural decay series in  $\gamma$ -ray spectrometry. *Journal of Radiation and Isotopes* 54, 769-76, 2001.

# MÉTODO SIMPLE PARA LA DETERMINACIÓN DE $^{210}\text{Pb}$ Y $^{226}\text{Ra}$ EN AGUAS

A. C. CANOBA Y G. A. GNONI

## INTRODUCCIÓN

La radiactividad natural está presente en las aguas debido a la presencia de elementos radiactivos naturales en la corteza terrestre. Además, ciertas actividades humanas (extracción y procesamiento de la minería del uranio, arenas minerales, industria de los fertilizantes, etc) pueden incrementar las concentraciones de radionucleidos naturales en el ambiente y por ende en las aguas superficiales<sup>1</sup>.

El  $^{210}\text{Pb}$  pertenece a la serie de decaimiento del  $^{238}\text{U}$  y tiene una vida media de 22,4 años. El gas radón decae en  $^{210}\text{Pb}$  a través de varios radionucleidos de vida media corta. Es uno de los radionucleidos naturales más radiotóxico que se encuentra en las aguas de consumo<sup>2</sup>. Cuando el  $^{210}\text{Pb}$  es absorbido en el cuerpo humano, se concentra en hueso y es eliminado en forma lenta<sup>3</sup>. En aguas profundas, donde la concentración de radón puede alcanzar valores importantes, también pueden hallarse por decaimiento radiactivo del gas concentraciones elevadas de  $^{210}\text{Pb}$ .

Es de particular interés también la evaluación de los niveles de  $^{226}\text{Ra}$  debido a su larga vida media y a su significativa incidencia en la dosis por ingestión<sup>4</sup>.

Es por ello que existe la necesidad de desarrollar e implementar métodos para la evaluación de ambos radionucleidos.

Generalmente, la medición de  $^{226}\text{Ra}$  se realiza por espectrometría  $\alpha$ , espectrometría  $\gamma$  o medición por centelleo líquido. En el caso de la espectrometría  $\alpha$ , éste método es el más sensible, permitiendo la evaluación de los distintos isótopos de radio, sin embargo el proceso químico requerido no es sencillo<sup>5</sup>. En el caso de la espectrometría  $\gamma$ , la determinación es rápida pero tiene interferencias y su límite de detección es elevado<sup>5</sup>. Es por ello que el método seleccionado por nuestro laboratorio para la determinación de

$^{226}\text{Ra}$  se basa en la medición en un equipo de centelleo líquido<sup>6</sup>.

La determinación de  $^{210}\text{Pb}$  puede hacerse también por espectrometría  $\alpha$ , espectrometría  $\gamma$  de baja energía o medición por centelleo líquido<sup>7</sup>. En el primer caso la determinación de la concentración de  $^{210}\text{Pb}$  se realiza a través de la medición de  $^{210}\text{Po}$ , luego de alcanzado el equilibrio<sup>8</sup>. Es un método sensible, pero se necesita mucho tiempo para obtener el resultado. En el caso de la espectrometría  $\gamma$ <sup>9,10</sup> el límite de detección es elevado debido a la baja eficiencia de medición.

En este trabajo, se propone la determinación simultánea de los niveles de  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en aguas por centelleo líquido. Previamente los radionucleidos son separados en procesos que son rápidos, sencillos y que utilizan reactivos accesibles y de bajo costo. Se optimizó la separación y medición de  $^{210}\text{Pb}$  y se incluyó la técnica de medición de  $^{226}\text{Ra}$  ya usada por nuestro laboratorio en el proceso de determinación de  $^{210}\text{Pb}$ . Asimismo, esta técnica permite también realizar la determinación de  $^{210}\text{Po}$ .

## MATERIALES Y MÉTODOS

La técnica propuesta para  $^{210}\text{Pb}$ , es el resultado de la optimización tanto de los procesos químicos de separación como del método de medición de una técnica que utiliza contaje por centelleo líquido<sup>7</sup>.

La técnica se basa en la precipitación del  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{226}\text{Ra}$  como sulfatos. Posteriormente ambos radionucleidos se disuelven al formar complejos por el agregado de EDTA (ácido etilendiaminotetracético). Luego de acidificar el medio con HAc (ácido acético), los sulfatos de radio y bario vuelven a precipitar, mientras que el complejo del plomo es lo suficientemente estable como para persistir en estas condiciones. De esta manera son separados ambos radionucleidos. En la Figura 1 se detalla el esquema del proceso.

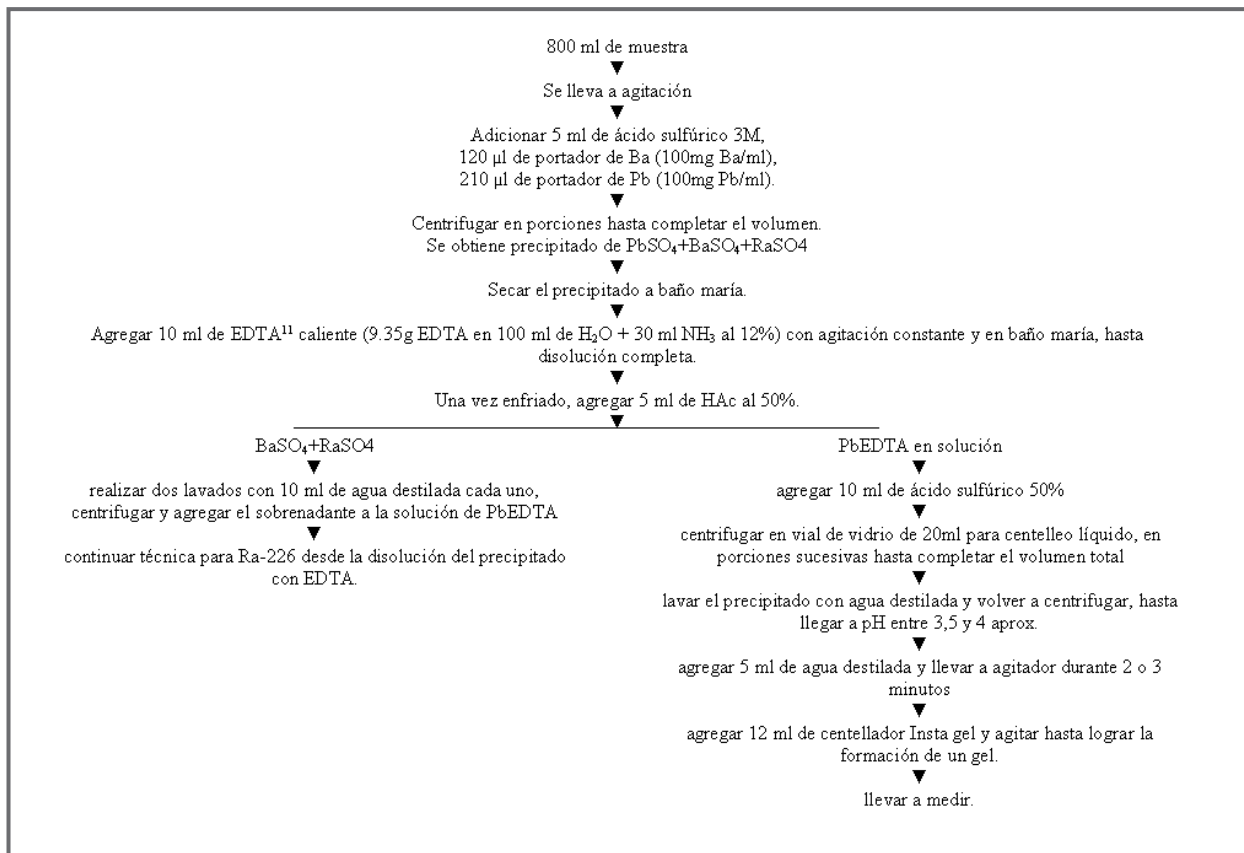


Figura 1

Las muestras a ser analizadas se deben tomar en botellas de polietileno a las que previamente se ha agregado ácido nítrico concentrado para obtener soluciones 0.2M de ácido, para evitar, de esta manera, los efectos de absorción.

Para la optimización de esta técnica se utilizaron reactivos de grado analítico.

Los viales empleados para la medición son viales de vidrio para centelleo con bajo contenido de  $^{40}\text{K}$ . La primer serie de centrifugaciones se realiza en recipientes de 250 ml a 1600 rpm, y la segunda serie de centrifugaciones en los mismos viales que luego se llevarán a medir, a 2000 rpm. El centellador utilizado es Instagel XF. La medición de  $^{210}\text{Pb}$  se realiza en un equipo de centelleo líquido de bajo fondo, Packard modelo Tri-Carb 2250 LL.

Esta técnica permite también la determinación de  $^{210}\text{Po}$ . La misma se realiza sobre el sobrenadante obtenido de la primer serie de centrifugaciones. Su

aislamiento se logra por deposición espontánea del radionucleido sobre discos de plata y luego se realiza la medición por espectrometría alfa. Al momento de escribir el presente trabajo esta técnica se encuentra en etapa de optimización.

Para la preparación tanto de blancos como de muestras patrones se partió de 800 ml de agua destilada a la cual se le realizó todo el proceso descrito anteriormente. En el caso de las muestras patrón utilizadas para calcular el valor de eficiencia, se les agregó aproximadamente 1g de solución patrón a cada muestra. El patrón utilizado fue obtenido por dilución de una solución patrón de  $^{210}\text{Pb}$  (Analytix) en  $\text{HNO}_3$  0,1M.

## RESULTADOS

A los fines de ajustar esta técnica, se determinaron en forma experimental los valores óptimos de las distintas variables que se detallan a continuación.

En el caso de los portadores, la cantidad agregada debe ser suficiente como para precipitar cuantita-

tivamente el  $^{210}\text{Pb}$  y el  $^{226}\text{Ra}$ , pero no excesiva para luego poder ser disuelto con un volumen adecuado de EDTA. El agregado de ácido y portadores debe realizarse en el orden y condiciones indicadas en el esquema para asegurar la completa precipitación de los radionucleidos.

El rendimiento de la primer precipitación fue determinado por gravimetría utilizando distintos volúmenes de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  3M, encontrándose que para 5 ml el porcentaje de recuperación del plomo fue de  $90 \pm 4$  %. Este fue el valor óptimo encontrado.

Respecto al EDTA, se ensayaron volúmenes de 5 y 10 ml, observándose que para 10 ml la disolución era completa, no así para 5 ml.

En cuanto al volumen de HAC necesario para la precipitación selectiva de  $^{226}\text{Ra}$ , se midió la eficiencia total de  $^{210}\text{Pb}$  obtenida utilizando 5, 10 y 15 ml, logrando valores de:  $0,71 \pm 0,07$ ;  $0,61 \pm 0,05$  y  $0,66 \pm 0,07$  respectivamente. Con estos resultados se optó por utilizar un volumen de 5 ml.

Desde la etapa del agregado de EDTA, se minimizó el volumen total de solución, para disminuir la cantidad de centrifugaciones que se deben realizar luego de la segunda precipitación con  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , debido a que se realizan en viales de 20 ml.

En cuanto a la precipitación final de  $\text{PbSO}_4$  se ensayó con 5 y 10 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  50%, obteniéndose resultados de eficiencia total de  $^{210}\text{Pb}$  de:  $0,65 \pm 0,06$  y  $0,71 \pm 0,07$  respectivamente. En vista de estos resultados, y para asegurar la precipitación total del plomo, se eligió utilizar un volumen de 10 ml.

Es importante destacar que el crecimiento de cristales influye de forma negativa, ya que el gel final que se llevará a medir debe ser homogéneo, y esto se logra con un precipitado fino de sulfato de plomo.

Se optimizó la relación volumen de agua a volumen de centellador para obtener un gel estable.

Con la técnica optimizada, se calculó la eficiencia para  $^{226}\text{Ra}$  a partir de los estándares preparados a tal fin. Se midió según la técnica ya utilizada por este laboratorio verificándose una eficiencia de  $3,5 \pm 0,4$  cpm/dpm.

La eficiencia determinada para el  $^{210}\text{Pb}$  en la ven-

tana optimizada (rendimiento químico más eficiencia de medición) fue de  $0,54 \pm 0,06$  cpm/dpm (ver Fig. 2). La ventana se seleccionó en base al mayor valor del factor de mérito, y resultó ser de 6 a 20,5 KeV.

Valor Ef. (cpm/dpm)	frecuencia	Valor Ef. (cpm/dpm)	frecuencia
0.43	1	0.55	3
0.44	1	0.56	3
0.46	2	0.57	2
0.47	1	0.59	2
0.53	1	0.60	1
0.54	2	0.62	3
Valor Ef. Promedio (cpm/dpm)		0.54	
Desviación estándar (cpm/dpm)		0.06	
Cantidad de datos		22	

Figura 2

El tiempo de medición utilizado es de 100 minutos, ya que proporciona un límite de detección adecuado. Las muestras se miden inmediatamente luego de agregar el centellador, para minimizar el crecimiento de  $^{210}\text{Bi}$ . Al respecto se encontró que se puede desprestigiar este crecimiento en la ventana de medición dentro de las doce horas transcurridas desde la separación del plomo. De esta manera se pueden realizar series de varias muestras para medir dentro de este período de tiempo.

En la Figura 3 se observa un espectro obtenido luego de procesar una muestra contaminada con  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{226}\text{Ra}$ , donde se puede ver el pico y la ventana seleccionada. También se observa que no se evidencian rastros de  $^{226}\text{Ra}$  en los espectros finales, confirmando que hemos separado eficazmente ambos radionucleidos.

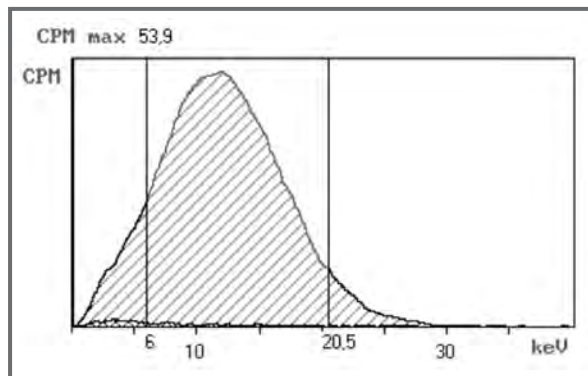


Figura 3

La mínima actividad detectable (MAD) se calculó en base a la siguiente fórmula<sup>12</sup>:

$$MAD = (Bq/L) = \frac{3 + 4,65S_0T}{E_f VT60}$$

donde:

- $S_0$  desviación estándar de los blancos.  
 $T$  tiempo de medición.  
 $E_f$  eficiencia de medición de  $^{210}\text{Pb}$  en la ventana elegida.  
 $V$  volumen de muestra utilizado.

Se obtuvo un valor igual a **0,06 Bq/l**, para un blanco promedio de 6,69 cpm con una desviación estándar de 0,32 cpm; una eficiencia promedio de 0,54 cpm/dpm; un volumen de 0,8 l y 100 minutos de medición.

## CONCLUSIONES

Se ha optimizado una técnica para la separación y posterior determinación de los radionucleidos  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{210}\text{Pb}$  en muestras de aguas. La técnica de separación es rápida, se puede completar todo el proceso y comenzar la medición de  $^{210}\text{Pb}$  en seis horas. Debido a esto se puede medir el  $^{210}\text{Pb}$  cuando aún no ha crecido el  $^{210}\text{Bi}$ , evitándose así su interferencia. La centrifugación final se hace directamente en los viales en los cuales se llevará a cabo la medición, por lo cual se evitan trasvases de precipitados que pueden llevar a pérdidas de rendimiento. La separación del  $^{226}\text{Ra}$  se hace en forma eficiente, y se puede acoplar perfectamente la técnica de medición utilizada habitualmente por el laboratorio para este radionucleido con esta técnica de separación. Todos los pasos involucrados en el proceso son sencillos y utilizan reactivos accesibles y económicos. Todos estos motivos hacen que la técnica sea conveniente para determinaciones rutinarias.

## BIBLIOGRAFÍA

1-Eisenbund M., Gesell T., Environmental Radiactivity. 4th edition. New York: Academic Press, 1997.

2- Vesterbacka P., Mäkeläinen I., Sampling of  $^{210}\text{Pb}$  in radon-bearing drinking water. Möbius S., Noakes J., Schönhofer F., editors. International Conference on Advances In Liquid Scintillation Spectrometry, 2001, May 7-11; Karlsruhe, Germany.

3-Gogrew D., Putz M., Weber R., Siemon K., Esterlund R., Patzelt P. Determination of  $^{210}\text{Pb}$  via  $^{210}\text{Bi}$  using a hydride generation technique combined with  $\alpha$  spectroscopy. Radiochimica Acta 73, 105-110, 1996.

4-Kim Y., Kim C. K., Kim C. S., Yun J., Rho B. H., Determination of  $^{226}\text{Ra}$  in environmental samples using high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 240, 613-618. 1999.

5- Kim Y., Kim C. K., Lee J., Simultaneous determination of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in groundwater and soil samples by using the liquid scintillation counter-suspension gel method. Applied Radiation and Isotopes 54, 275-281, 2001.

6- Bomben A. M., Canoba A. C., A simple method for the determination of natural uranium and  $^{226}\text{Ra}$  in waters and soils. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Letters, 212, (3), 209-219. 1996.

7- Chau N. D., Chwiej T., Chrusciel E.,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  isotopes in some water samples of mines. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 250 (2). 387-390. 2001.

8- Suzuki T., Maki A., Ohta K., Kamiyama K. Determination of  $^{210}\text{Pb}$  in an ice core from an arctic glacier by an alpha-ray measurement. Anal. Sci. 12, 923-926. 1996.

9- Yener G., Uysal I., low energy scintillation spectrometry for direct determinations of  $^{238}\text{U}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in coal and ash samples. Appl. Radiat. Isot. 47, 93-96. 1996.

10- Zielinski, R. A., Budahn J. R., Radionuclides in fly ash and bottom ash: improved characterization based on radiography and low energy gamma ray spectrometry. Fuel 77, 259-267. 1998.

11- Chau N. D., Niewodniczanski J., Dorda J., Ochonski A., Chrusciel E., Tomza I., Determination of radium isotopes in mine waters through alpha - and beta - activities measured by liquid scintillation spectrometry. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 222 (1,2). 69-74. 1997.

12- Brodsky, A. Accuracy and detection limits for bioassay measurements in radiation protection. Nuclear Regulatory Commission, Washington, 89p. NUREG-1156.1986.

# XENOLITE™

✓ *ligeros*

✓ *protección*

✓ *flexibilidad*

✓ *únicos*

## Nueva generación de delantales Xenolite Sin Plomo (NL)

- 33% más ligeros
- Proporcionan la misma protección radiológica
  - Máxima flexibilidad
  - Únicos en el mercado



Ausias March, Nº 124 Local-4 ·  
08013 Barcelona  
Tel. +34 93 244 89 20 ·  
Fax +34 93 265 50 58 ·  
E-mail: [microflux@jordima.com](mailto:microflux@jordima.com)



## APOYAMOS SU ÉXITO CON GARANTÍA

- Mantenimiento predictivo: Análisis de Señales Eléctricas. Detección de corrientes armónicas, Análisis de Vibraciones en Estructuras, Máquinas y Edificios, Análisis de Señales de Planta, Diseño de Aplicaciones LabVIEW, Inspección Termográfica.
- Unidad Técnica de Protección Radiológica.
- Dosimetría Personal Externa.
- Desmantelamiento en Instalaciones Radioactivas y Nucleares.
- Tratamiento de Lodos de Fondos de Tanques de Hidrocarburos.
- Higienización de Instalaciones: Desinfección, Desinsectación, Desratización. Tratamientos anti Legionella.
- Descontaminación de conductos de aire acondicionado.
- Descontaminación y Mantenimiento en Centrales Nucleares.
- Actividades Específicas en Recargas de Combustible.
- Limpieza Industrial.
- Limpiezas Preoperacionales y Pruebas Hidrostáticas.
- Tratamiento de Lodos de Depuradora.
- Montaje de andamios.



LOGÍSTICA Y ACONDICIONAMIENTOS INDUSTRIALES, S.A.  
El Pallete, 13 • 46008 - Valencia • Tel. 963 540 301 - Fax: 963 540 320  
e-mail: info@lainsa.com • www.lainsa.com