

RADIACIONES IONIZANTES Y SU IMPACTO

**Primer Simposio Internacional
sobre Medioambiente (ISE 2017)**

Tony Viloría Ávila (Coordinador)



Radiaciones ionizantes y su impacto

Primer Simposio Internacional
sobre Medioambiente (ISE 2017)

Tony Viloría Ávila
Coordinador

Radiaciones ionizantes y su impacto

Primer Simposio Internacional
sobre Medioambiente (ISE 2017)



2018

Radiaciones ionizantes y su impacto

Primer Simposio Internacional sobre Medioambiente (ISE 2017)

Tony Viloría Ávila

Coordinador

Comité Organizador: Dr. Tony Viloría Ávila
Mg. Paola Duque,
Mg. Jorge Cabrera,
Dr. Efrén Vázquez.

Presidente del Comité
Científico Internacional: Dr. Laszlo Sajo Bohus

Presidente del Comité
Científico Local: Dr. Ernesto Delgado Fernández

1era. Edición: Universidad Politécnica Salesiana 2015
Av. Turuhuayco 3-69 y Calle Vieja
Casilla: 2074
P.B.X.: (+593 7) 2050000
Fax: (+593 7) 4088958
e-mail: rpublicas@ups.edu.ec
www.ups.edu.ec
Casilla: 2074
P.B.X.: (+593 7) 2050000
Cuenca-Ecuador

Área de Ciencias de la Vida
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
Grupo de Investigación en
Biotecnología y Ambiente (INBIAM)

Derechos
de autor: 053206
ISBN: 978-9978-10-297-8

Tiraje: 300 ejemplares

Diseño,
Diagramación
e Impresión: Editorial Abya-Yala
Quito-Ecuador

Impreso en Quito-Ecuador, abril 2018

Publicación arbitrada de la Universidad Politécnica Salesiana

Índice

Presentación.....	7
Introducción a las Memorias.....	9
Fotoneutrones y dosis debida a los fotones dispersados en una unidad de tomoterapia.....	13
Héctor René Vega-Carrillo, Mayra Guadalupe García Reyna, Karla Karina Bernal Hernández, Blanca Gabriela Pulido Cervantes, Víctor Martín Hernández Dávila	
El análisis por activación con neutrones: Una herramienta poderosa contra la contaminación.....	29
Héctor René Vega-Carrillo, Miguel Ángel Salas-Luevano, Consuelo Letechipía-de-León, Blanca Gabriela Pulido Cervantes, Víctor Martín Hernández-Dávila	
Enfoque semi-empírico para la calibración de detectores LR-115 en cámaras de difusión para mediciones de radón.....	41
Jhonny Rojas, Patrizia Pereyra, Daniel Palacios, Laszlo Sajó-Bohus, María Elena López Herrera, Bertin Pérez	
Tasa de exhalación de ²²²Rn del suelo en el yacimiento arqueológico Huaca 20.....	63
Rafael Liza, Jhonny Rojas, Patrizia Pereyra, María Elena López Herrera, Laszlo Sajó-Bohus, Daniel Palacios	
Influencia de variables meteorológicas en las concentraciones de radón (²²²Rn) presentes en el suelo.....	71
Karina M. González Mogrovejo, Manuel E. Delgado Fernández, Tony J. Viloria Ávila	

La presencia de radionucleidos en fertilizantes fosfatados inorgánicos, y su relación con el cáncer de estómago..... 85

Karla V. Durán Mejía, Tony J. Vilorio Ávila, Manuel E. Delgado Fernández, Jorge J. Cabrera Ortiz

Eventos máximos diarios de radiación solar en tierra y extraterrestre sobre Quito, Ecuador..... 99

Sheila Serrano Vincenti, César Iván Álvarez, Gustavo Navas, Pamela Franco, Diana Zuleta, Cristina Lema, Nicolás Vásquez

Evaluación de método matemático para la determinación del potencial de generación distribuida con energía fotovoltaica..... 109

Diego Alejandro Parra González

Presentación

La Carrera de Ingeniería Ambiental de la Universidad Politécnica Salesiana (UPS) sede Cuenca, en representación de la Dirección de Carrera y la Dirección de Investigación, se ha planteado organizar eventos de carácter internacional, los cuales sirvan de plataforma para la discusión, análisis y promoción de los más recientes avances científicos en las diferentes áreas de la ingeniería ambiental.

Esta obra es un libro que recopila parte de los temas expuestos en el Primer Simposio Internacional sobre Medioambiente (ISE-2017), el cual se llevó a cabo en la UPS, de la ciudad de Cuenca, Ecuador entre el 16 y 20 de enero de 2017. Esta obra pretende poner al alcance de todos los interesados en las ciencias ambientales, los más recientes avances científicos desarrollados en América Latina, en las áreas de las radiaciones ionizantes y solares.

Su elaboración es el resultado de la colaboración de las autoridades universitarias de la UPS-sede Cuenca, de la Secretaría Técnica de Comunicación y Cultura de la UPS, de los autores y árbitros de las contribuciones científicas, de la Dirección de Carrera y de todos los miembros del Comité Organizador del evento. La Directiva del Comité Organizador del ISE extiende un sentido agradecimiento a las autoridades de la Universidad Politécnica Salesiana, y especialmente, a César Vásquez, vicerrector de la sede Cuenca, por el compromiso demostrado en la elaboración de esta obra.

Directiva del Comité Organizador del ISE-2017

Introducción a las Memorias

Las radiaciones pueden ser clasificadas según su capacidad de desprender electrones de la materia (ionizar). Aquellas radiaciones con suficiente energía para ionizar la materia, se les llama radiaciones ionizantes, mientras que las radiaciones cuyas energías son menores a la energía de enlace de los electrones con el átomo, se les denomina radiaciones no ionizantes.

Entre las radiaciones ionizantes podemos nombrar a aquellas que tienen origen nuclear, como: las partículas alfa, beta negativa, beta positiva, los neutrones y las radiaciones gamma.

Estas partículas pueden clasificarse, también, según el origen de las fuentes; éstas pueden ser de origen natural o antropogénico. Entre las de origen natural encontramos, los rayos cósmicos, la radiación terrestre, la que encontramos en el aire, el agua potable, y otros alimentos, los materiales de construcción, entre otros. Aproximadamente, las tres cuartas partes de la radiación ionizante que encontramos en el ambiente son de origen natural. Los niveles pueden variar según la geografía; encontramos lugares como, Ramsar (Irán), Guarapari (Brasil), Manantiales de Paralana, Arkaroola (Australia), Yangjiang (China) y Karunagappally (India), donde los niveles superan el promedio mundial.

Entre las radiaciones ionizantes de origen antropogénico, la mayor dosis recibida por el ser humano, es debido a las aplicaciones médicas, como lo son el radiodiagnóstico, la radioterapia y la medicina nuclear. Pero su uso se extiende a la industria, la agricultura, la generación de energía eléctrica, la investigación, la docencia, entre otros.

Ocuparse sólo de las dosis que el ser humano pudiera recibir, y no estudiar los efectos, que dosis por encima del fondo natural causan a otros seres vivos como las aves, plantas superiores, peces, anfibios, reptiles, crustáceos, insectos, musgo, liquen, algas, bacterias, protozoos, moluscos y virus, es negar la interconectividad que existe entre las con-

secuencias a una especie u otra, es desligar al ser humano de su entorno. Este razonamiento conlleva a ubicar en un muy importante plano al estudio del impacto que tienen las radiaciones ionizantes en todos los seres vivos, y es uno de los objetivos de la Carrera de Ingeniería Ambiental de la Universidad Politécnica Salesiana, a través de la línea de investigación radiactividad ambiental.

No menos importante es el estudio de las radiaciones solares y sus efectos sobre el ambiente. La comunidad científica internacional parece estar de acuerdo entorno a los siguientes hechos (Morena Carretero, Benito A. de la, 2010).¹

- Hay evidencias crecientes de que un incremento de la radiación UV-B tiene efectos significativos en la biosfera terrestre con implicaciones en los ciclos de carbono, nitrógeno y otros elementos.
- La radiación UV-B afecta a las comunidades de organismos del suelo, probablemente por afectar a los exudados de las raíces de plantas y/o a la química de material vegetal muerto que forma parte del suelo.
- La radiación UV-B afecta los ciclos acuáticos de carbono, nitrógeno, azufre y metales, afectando así a numerosos procesos vitales.
- La radiación UV-B acelera la transformación de materia orgánica disuelta en carbono inorgánico y nitrógeno, incluyendo dióxido de carbono y amonio. Estos cambios en la materia orgánica disuelta afectan a la penetración de la radiación UV-B en la columna de agua, con los cambios consiguientes en procesos biogeoquímicos acuáticos.
- Se espera que los cambios futuros en el clima estimularán la estratificación en lagos y océanos, lo que intensificará la fotodegradación por radiación UV-B de la materia orgánica disuelta. La mayor transparencia de los cuerpos de agua incidirá en sus ciclos biogeoquímicos al favorecer la mayor penetrabilidad de la radiación UV-B.

1 Ver: La radiación solar: efectos en la salud y el medio ambiente. ISBN 978-84-7993-201-5

- La radiación UV-B favorece la acción de compuestos halo-carbonados (ej. Bromuro de metilo), lo cual influye en la eliminación de ozono y favorece la liberación de gases de azufre (ej. Dimetilsulfuro). Estos se oxidan para producir aerosoles de sulfato que enfrían la atmósfera marina.
- La radiación UV-B afecta a la disponibilidad biológica de hierro, cobre y otros metales trazas, afectando así a la toxicidad por metales en ambiente acuático y al crecimiento del fitoplancton y otros microorganismos involucrados en los ciclos del nitrógeno y el carbono.

Por otro lado, la relación entre el cambio climático, la radiación UV en la superficie terrestre, los cambios en los ciclos biogeoquímicos, así como los efectos benéficos y dañinos de las radiaciones solares en los seres humanos los hace un objeto importante de estudio.

Tony Viloría Ávila
Coordinador General del ISE-2017

Fotoneutrones y dosis debida a los fotones dispersados en una unidad de tomoterapia

Héctor René Vega-Carrillo¹
Mayra Guadalupe García Reyna
Karla Karina Bernal Hernández
Blanca Gabriela Pulido Cervantes
Víctor Martín Hernández Dávila

Cuerpo Académico de Radiobiología
Unidad Académica de Estudios Nucleares
Universidad Autónoma de Zacatecas

Introducción

En los últimos años, en el mundo, el número de casos de cáncer se ha incrementado, se estima que aproximadamente el 50% de hombres y mujeres nacidos actualmente serán diagnosticados con algún tipo de cáncer durante su periodo de vida (Newhauser *et al.*, 2016). El cáncer es un problema de salud pública con mayores repercusiones en los países con ingresos medios y bajos debido al financiamiento que requiere su tratamiento (OMS, 2014).

La tasa de mortalidad por cáncer se puede reducir considerablemente si se detecta en las fases tempranas de su desarrollo, para esto existen diversos procedimientos para la detección oportuna que inclu-

¹ Autor para correspondencia: fermineutron@yahoo.com

yen pruebas de laboratorio, estudios de imágenes y biopsias. Lamentablemente, la mayoría de los casos son diagnosticados en etapas avanzadas lo cual afecta directamente a la calidad y el pronóstico de vida del paciente. Para su tratamiento las opciones más usadas son la cirugía, la radioterapia y la quimioterapia. La cirugía es un tratamiento local e invasivo que se usa para tratar tumores sólidos que están contenidos en un sitio, la radioterapia (RT) es un tratamiento donde se usan altas dosis de radiación para atacar células cancerosas y reducir los tumores, mientras que la quimioterapia (QT) es un tratamiento basado en el uso de fármacos para atacar las células cancerosas (NCI, 2016).

El objetivo principal de los tratamientos médicos para tratar el cáncer es alcanzar una alta probabilidad de curación con la menor morbilidad (Bucci, *et al.*, 2005). En el caso de la RT, la dosis de radiación aplicada a un paciente con cáncer trata a los tejidos tumorales pero también afecta a los tejidos sanos. El efecto biológico de la radiación en estos tejidos depende la dosis aplicada, la sensibilidad de los tejidos y el esquema de fraccionamiento (Lawrence y Forrest, 2007).

Inicialmente, el uso de la RT en su modalidad de teleterapia, donde el haz de radiación se aplica desde “lejos y desde afuera del cuerpo”, se usaron fuentes de ^{137}Cs o de ^{60}Co y se usaban campos regulares, desde $5 \times 5 \text{ cm}^2$ hasta $40 \times 40 \text{ cm}^2$, cuyo tamaño y forma se controlaba mediante colimadores. En el uso de estas áreas de irradiación se irradiaba al tumor pero también se exponían los tejidos y los órganos sanos. La siguiente tecnología disponible fue el uso de aceleradores lineales donde mediante radiofrecuencias se aceleran haces de electrones usando voltajes de 4 hasta 18 MV que se usan para tratar tumores ubicados en la superficie del cuerpo o a poca profundidad, cuando el tumor se ubica mayor profundidad los electrones se hacen incidir en un blanco de tungsteno y se producen haces de rayos X como radiación de frenado o *Bremsstrahlung* donde el área de tratamiento se controlaba a través de colimadores. Esta tecnología se mejoró con el uso del colimador de hojas múltiples que dio pie a la terapia conformada, donde el haz era conformado para adoptar la forma del perfil del tumor. Actualmente, la mayoría de las máquinas con fuentes radiactivas han sido reemplazadas en el mundo con mejores tecnologías como la radioterapia con intensidad modulada (IMRT) hasta la Tomoterapia (Cecen & Yazgan, 2016).

La geometría de los tumores suele ser compleja y con el fin de mantener el principio de la radioterapia de aplicar la dosis de radiación adecuada para el tratamiento, intentando mantener el tejido sano adyacente con la menor dosis posible (Chargari *et al.*, 2016), se han desarrollado nuevas tecnologías para el diagnóstico y el tratamiento. Entre los desarrollos más recientes están la radiocirugía con Gamma knife (Bisht *et al.*, 2016), la radioterapia de intensidad modulada (IMRT) y la radioterapia conformada en 3D (3DCRT), entre otras. El objetivo de todas las innovaciones tecnológicas es aplicar la dosis adecuada a la morfología del tumor (Caballero & Villegas, 2009; Murray & Robinson, 2016).

El avance más reciente para tratar el cáncer mediante la RT se encuentra el tratamiento por Tomoterapia, cuyo beneficio es mayor a las técnicas anteriores ya que posee un modo de entrega de la dosis que se aplica 360° alrededor del paciente con lo cual permite atacar con mayor precisión al tumor y reducir significativamente la exposición de los tejidos sanos. Además el sistema permite el diseño previo de un plan de tratamiento personalizado para cada paciente con base en su diagnóstico y el cual se puede modificar o ajustar rápidamente de acuerdo a las necesidades del tratamiento y minimiza el tiempo de tratamiento (Accuray, 2011). Sin embargo, como todos los sistemas IMRT la radiación de fuga y el blindaje aumenta significativamente debido a la necesidad de aumentar el tiempo de disparo del haz (Balog *et al.*, 2005).

El equipo de Tomoterapia es un acelerador lineal (TomoLinac) donde el cabezal se mueve en forma controlada alrededor del cuerpo del paciente y el haz se aplica en cortes cuyo espesor y tiempo de exposición se programa acorde a la morfología del tumor y el ángulo de ataque. Mientras se hace el tratamiento el cuerpo del paciente se desplaza y el haz de tratamiento se aplica en forma helicoidal. La tecnología previa al TomoLinac es el acelerador lineal o Linac, donde el haz también se puede aplicar en torno a los 360° y el haz se conforma acorde al perfil del tumor, sin embargo la exposición se hace usando campos completos (Biltekin *et al.*, 2015).

Los aceleradores lineales para radioterapia deben estar confinados en una sala con muros (búnker) capaces de evitar la radiación directa, la dispersada y la de fuga (McGinley, 1988; NCRP, 2005; IAEA, 2006).

Para el caso de la radiación dispersada, un elemento importante para calcular la dosis es el factor de dispersión o albedo, que representa

la dosis sobre el punto de interés debido a la dispersión de la radiación que depende de la energía del fotón incidente y el ángulo de dispersión. Este factor de dispersión es la contribución de la radiación dispersada por el cuerpo del paciente y el resto de las barreras; de estos factores, el más importante es albedo de la radiación en el cuerpo del paciente (NCRP, 2005). También, se ha señalado (Sil Chu, 2001) que la dosis que recibe un paciente debido a la radiación dispersada contribuye en forma significativa con la dosis no deseada en el paciente. Debido a esta contribución se han reportado mediciones de la dosis efectiva en diversos órganos cuando un paciente es tratado mediante Tomo terapia de cáncer de pulmón (Hsien-Chun *et al.*, 2015).

Para la determinación del espesor de las barreras primarias, la radiación directa es el factor más importante y para la determinación del espesor de las barreras secundarias los factores importantes son la radiación que se fuga del cabezal y la radiación que se dispersa en el cuerpo del paciente durante el tratamiento (McGinley, 1988; NCRP, 2005; IAEA, 2006). Así, Yang, Li & Liu (2016) han encontrado que para mastógrafos operando de 30 y 35 kVp la fracción de dispersión entre la dosis por la radiación dispersada y la dosis de la radiación directa es dos veces mayor y no es isotrópica ya que encontraron valores máximos a 25 y 160°. Esto lo atribuyen al sistema más que al cuerpo del paciente.

Debido a las características de operación del TomoLinac para la evaluación del espesor de la barrera primaria, así como el factor de fuga del cabezal, requerido para determinar el espesor de la barrera secundaria, se sigue el mismo procedimiento que para los Linacs, sin embargo para la determinación de la radiación dispersada los datos disponibles para los Linacs no incluyen las peculiaridades de operación del TomoLinac (Cecen & Yazgan, 2016; Yang, Li & Liu, 2016), donde por sus condiciones de operación la radiación de fuga del cabezal y el haz directo y el dispersado aumentan con el fin de mantener las condiciones del conformado del haz usando haces delgados (tiras) (Balog *et al.*, 2005).

De acuerdo a Chargari *et al.* (2016) el riesgo de inducir un cáncer fatal secundario asociado con la dosis debida a la radiación dispersada es aproximadamente el doble cuando se aplica radioterapia de intensidad modulada (IMRT) con 6 MV en comparación con el uso de radioterapia convencional con fotones de 6 MeV.

Las ventajas de usar fotones producidos por electrones acelerados con altos voltajes son que se deposita a mayor profundidad del cuerpo una alta dosis, la dosis a piel es menor, la cantidad de radiación dispersada que alcanza a otros órganos y a los tejidos en torno al tumor es menor y la penumbra del haz es menor. Por otro lado, la desventaja es la presencia de fotoneutrones o electroneutrones que por su eficiencia radiobiológica depositan una dosis indeseable, y no despreciable, en el cuerpo del paciente; también, inducen activación dentro del búnker y su presencia representa un tema de radioprotección de la instalación (Vega-Carrillo, Silva-Sanchez & Rivera-Montalvo, 2016). Usando dosímetros termoluminiscentes del tipo 100 como detector de neutrones térmicos en un sistema espectrométrico de esferas Bonner Barquero *et al.* (2002) midieron el espectro de los fotoneutrones en torno a un acelerador lineal de 18 MV y encontraron que a 100 cm del isocentro la dosis no era despreciable ya que era de 0.5 mSv/Gy_x. En linacs de 10 MV Vega-Carrillo *et al.* (2010) reportaron los espectros de neutrones y la dosis equivalente ambiental dentro de las salas de tratamiento. En estas mediciones usaron pares de TLDs 600 y 700 en un espectrómetro de esferas Bonner. De la misma forma Horst, Czamecki & Zink (2015) midieron la dosis debida a la contaminación de neutrones en torno a un acelerador lineal de 18 MV. La dosis la midieron con dosímetros termoluminiscentes del tipo 100, pero esta fue estimada sin la obtención del espectro. Jaradat & Biggs (2008) caracterizaron la fuga de neutrones de aceleradores de diferentes energías (9 a 20 MeV) y encontraron que el cambio en el diseño reducía hasta un orden de magnitud la producción de neutrones.

Cuando la energía de los fotones es menor a 8 MeV la dosis indeseada en el paciente por la presencia de los fotoneutrones es normalmente despreciada debido a que la sección eficaz de las reacciones fotonucleares con los materiales del cabezal es pequeña (Barquero *et al.*, 2002; Jaradat & Biggs, 2008). En opinión de Biltekin *et al.* (2015) no existe evidencia si esos valores siguen siendo despreciables cuando se usan fotones de 6 MeV en la modalidad de radioterapia de intensidad modulada o en la de radioterapia esterotáctica. Por esta razón hicieron un estudio con detectores de burbujas y midieron la dosis debida a los fotoneutrones producidos con fotones de 6 MV en el haz de irradiación de varios equipos. En su estudio encontraron dosis por fotoneutrones de 0.662, 0.475, 0.885 y 0.370 μ Sv por unidad monitor de tratamiento en un acelerador

Philips SL25 Elekta Synergy Plattform, Varian Clinac, DHX High Performance Systems y una unidad CyberKnife Robotic Radiosurgery respectivamente. También, encontraron que fuera del campo de tratamiento no había dosis por fotoneutrones (Biltekin *et al.*, 2015).

En la clínica de la Unidad de Especialidad Médica de Oncología (UNEME) de la Secretaría de Salud del Estado de Zacatecas ofrece los servicios de tratamiento por Tomoterapia mediante el equipo TomoTherapy HD a pacientes con cáncer de lunes a viernes. El búnker donde se ubica este equipo se diseñó y se construyó para albergar un linac de 18 MV (Hernández-Adame *et al.*, 2011), por lo que los espesores de las barreras evitan la dosis por fotones y fotoneutrones, sin embargo no existen estudios sobre la radiación dispersada por la superficie y el volumen del cuerpo del paciente en puntos cercanos a éste, tampoco existe evidencia empírica sobre la presencia de fotoneutrones en torno al TomoLinac.

Por lo anterior es necesario realizar un estudio sobre la radiación dispersada en puntos cercanos al cuerpo del paciente, así como evaluar la presencia de fotoneutrones o electroneutrones durante la operación del equipo de Tomoterapia de la UNEME. Debido a que el diseño del bunker para el equipo de Tomoterapia de la clínica de la UNEME del Estado de Zacatecas se realizó con magnitudes basadas en aceleradores lineales convencionales de mayor energía, donde la dispersión es menor, es importante generar datos para equipos de esta nueva tecnología. También es necesario determinar la probable presencia de foto y electro neutrones en torno al TomoLinac.

El objetivo de este trabajo es determinar el nivel de la dosis debida a la radiación dispersada, en puntos cercanos al isocentro, del equipo de radioterapia TomoTherapy HD de La Unidad de Especialidad Médica de Oncología de Servicios de Salud del Estado de Zacatecas y medir la presencia de neutrones.

Materiales y métodos

Con el fin de determinar la dosis debida a la radiación dispersada en puntos cercanos la isocentro virtual y para medir la presencia de fotoneutrones el trabajo se realizó en la sala de tratamiento por Tomoterapia mediante un equipo TomoTherapy HD de 6 MeV, mostrado en la figura 1, de la Unidad de Especialidad Médica de Oncología de Servicios de Salud del Estado de Zacatecas.

Para la medición de la dosis debida a la radiación dispersada se usaron 24 dosímetros termoluminiscentes (TLDs) tipo 100 (TLD 100). Antes de su uso se calentaron por 1 hora a una temperatura de 400°C , en una mufla electrónica marca Panasonic, con el objetivo de eliminar cualquier registro termoluminiscente producido por su exposición a fuentes de radiación natural o artificial.

Para determinar la radiación dispersada se colocaron 4 TLD 100 a una distancia de 60 cm del isocentro virtual y a 0° , 30° , 90° y 150° , y 4 TLDs a 270° y a 240 cm del isocentro virtual, que se ubica a 70 cm del isocentro real. Todos los TLDs se ubicaron en plano paralelo al piso y a una altura de 113 cm. Los 4 TLD 100 restantes se usaron para medir el fondo. Los TLDs a 0° , 30° , 150° y 270° se colocaron en una base de polietileno sobre un tipie, los TLDs a 90° se colocaron entre placas de metilmetacrilato y sobre un fantoma (paralelepípedo regular) de agua sólida.

Figura 1. Equipo de Tomoterapia (TomoTherapy)



Fotografía de elaboración propia obtenida de la sala de tratamiento.

La dosis debida a la radiación dispersada y los fotoneutrones se determinaron cuando el centro del fantoma de agua se expuso a 20 Gy en 3 dosis sucesivas, 2 de 7 y 1 de 6 Gy.

Una vez terminada la exposición se procedió a la lectura de los TLDs mediante un lector Harshaw modelo 3500 en una atmósfera de

nitrógeno. La lectura se hizo desde los 50°C hasta los 300 °C con un gradiente de temperatura de 10 °C/seg.

Con la lectura de los 4 TLD 100 usados en cada posición se obtuvo el promedio que se corrigió con el valor promedio de las lecturas de los TLD usados para medir el fondo. La lectura promedio corregida, R, se convirtió al valor de la dosis equivalente ambiental, $H^*(10)$, mediante la curva de calibración mostrada en la ecuación 1.

$$H^*(10)(R) = 0.0533 + 0.1747 R \quad (1)$$

Con el fin de determinar la presencia de fotoneutrones se usó un monitor pasivo con 4 pares de TLDs de tipo 600 y 700 que se colocó a 2 m del isocentro virtual. En la figura 2 se muestran los trípodes con los soportes de polietileno al lado de la mesa de tratamientos; y sobre ésta se muestra el monitor pasivo para neutrones y el fantoma de agua sólida.

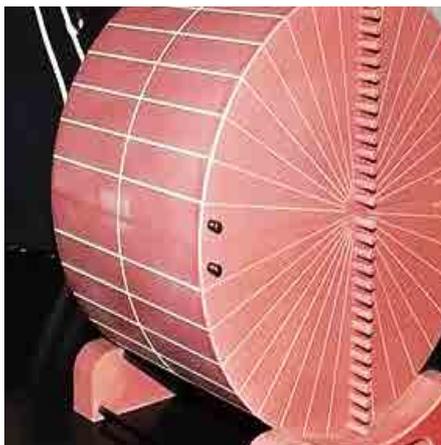
Figura 2. Arreglo experimental



Fotografía de elaboración propia obtenida del arreglo experimental.

Para simular el cuerpo del paciente se usó el fantoma de queso (*Cheese Phantom*) que es un cilindro de 30 cm de diámetro y 18 cm de espesor de agua sólida (Schiefer *et al.*, 2015), este fantoma se muestra en la figura 3.

Figura 3. Cheese Phantom



Fotografía de elaboración propia obtenida del dispositivo experimental.

Para determinar la presencia de fotoneutrones se usó el monitor pasivo con pares de TLDs de tipo 600 y 700 (Guzmán-García *et al.*, 2012; Valero-Luna *et al.*, 2012; Vega-Carrillo *et al.*, 2014) que se colocó 2 m del isocentro virtual. En la figura 4 se muestra un esquema del arreglo experimental.

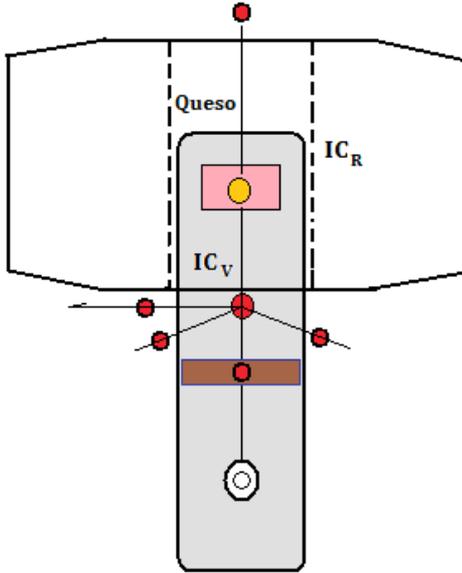
Para el caso de la medición de neutrones se usó el procedimiento sugerido por Vega-Carrillo (2002): Los TLDs 600 y 700 del monitor pasivo y los usados para medir el fondo se midieron de la misma manera que los TLD 100. Las lecturas individuales de los TLD 600 se usaron para calcular el valor promedio que se corrigieron por las lecturas promedio de los TLD 600 usados para medir el fondo, esto mismo se hizo con los TLD 700. La respuesta neta para medir la contribución de los neutrones se hizo mediante la ecuación 2.

$$S_n = R_{600} - KR_{700} \quad (2)$$

En esta ecuación S_n representa la respuesta, corregida por fondo, a los neutrones, R_{600} es la respuesta corregida por fondo de los TLD 600, mientras que R_{700} es la respuesta neta de los TLD 700. El valor de k es

un factor de corrección debida a la respuesta de ambos tipos de TLDs ante un campo de rayos gamma.

Figura 4. Arreglo experimental



Elaboración propia obtenida a partir del desarrollo experimental.

La desviación estándar de S_n , que se muestra en la ecuación 3, se obtuvo mediante la propagación de las incertidumbres de R_{600} , k y R_{700} .

$$s S_n = \sqrt{s R_{600}^2 + R_{700}^2 s k^2 + k^2 s R_{700}^2} \quad (3)$$

Para determinar el valor de k el lote de los TLDs 600 y el de los TLDs 700 se expusieron a los rayos γ de una fuente de Cs 137. Todos los TLDs recibieron la misma dosis ya que se colocaron a misma distancia respecto a la fuente y durante el mismo tiempo de exposición; al medir la respuesta termoluminiscente encontramos que $k = 1.05 \pm 0.12$.

Resultados y discusión

Se determinó la dosis dispersada en la sala de tratamiento de la UNEME del Estado de Zacatecas, en donde opera el equipo de Tomoterapia, así como se determinó la presencia de neutrones.

Radiación dispersada

De acuerdo a las lecturas arrojadas por los dosímetros termoluminiscentes, la mayor respuesta se midió en la posición a 0° cuya lectura fue 64.34 ± 8.82 nC, las lecturas a 30° y 150° son estadísticamente iguales, con 56.32 ± 1.54 nC y 53.66 ± 1.94 nC, respectivamente a 90° se obtuvieron 24.47 ± 0.71 nC y la menor respuesta se registró a 270° con 7.06 ± 0.54 nC. Además la radiación de fondo en la sala de tratamiento fue de 2.39 ± 0.32 nC.

Después de corregir las lecturas por la respuesta debida al fondo se calcularon los valores de la $H^*(10)$ y se obtuvo que a 0° con 11.29 ± 1.55 mSv, a 30° y 150° se preserva la similitud con 9.89 ± 0.27 mSv y 9.43 ± 0.34 mSv respectivamente, a 90° se registró una dosis de 4.33 ± 0.13 mSv y finalmente a 270° se obtuvo 1.29 ± 0.10 mSv.

De acuerdo a lo anterior, se puede observar que las menores dosis corresponden a las posiciones de 90° y 270° respectivamente, es decir, al frente del paciente y por detrás del equipo de tomoterapia. Además la mayor dosis se conservó en la posición a 0° , que está en la dirección de una de las barreras primarias, cuyo espesor es suficiente para absorber la dosis y mantener segura las zonas ubicadas fuera de estas barreras.

Los valores de la $H^*(10)$ se normalizó a la dosis aplicada al isocentro real de 20 Gy, estos resultados se muestran en la tabla 1. Estos factores de dispersión son menores, en aproximadamente un orden de magnitud, a los tabulados para los aceleradores convencionales (NCRP, 2005). La probable explicación de esta diferencia la atribuimos a que los valores tabulados son para un fantoma de agua ligera y con dispersión isotrópica, mientras que en nuestro caso usamos un fantoma cuya composición elemental es más cercana a la del cuerpo humano, así como al hecho de que el área de irradiación se limitó a un campo de 5×10 cm localizado en el centro del fantoma de queso y la dosis se aplicó en TomoDirect, con haces posterior y anterior.

Tabla 1. Dosis equivalente ambiental por cada Gy de dosis aplicada

Posición	$\frac{H^*(10)}{D} \left[\frac{mSv}{Gy} \right]$
0°	0.56±0.08
30°	0.49±0.01
90°	0.22±0.01
150°	0.47±0.02
270°	0.06±0

Tabla de elaboración propia obtenida a partir de los datos experimentales.

Fotoneutrones

El promedio de los valores de las lecturas de los TLD 600 y 700 usados para medir el fondo fueron 0.097 ± 0.009 nC y 0.101 ± 0.013 nC respectivamente. Los promedios de las lecturas de los dosímetros en el monitor pasivo son 9.745 ± 0.794 nC y 9.624 ± 0.507 nC para los TLD 600 y 700 respectivamente, por lo tanto las lecturas corregidas por fondo son: 9.648 ± 0.794 nC y 9.523 ± 0.507 nC para el TLD 600 y 700 respectivamente.

Estos valores se sustituyeron en las ecuaciones 2 y 3 y se obtuvo la señal neta por neutrones la cual fue: -0.351 ± 1.815 nC. La diferencia resultó negativa lo que implica que no hay neutrones y que la señal de ambos tipos de TLD se debió a su respuesta a los fotones.

Por lo tanto no se detectó la presencia de fotoneutrones fuera del haz de tratamiento y dentro de la sala de tratamiento, en virtud de que los materiales que entran en contacto con el haz de tratamiento tienen un umbral para la producción de fotoneutrones superior a los 6 MeV, esto coincide con lo reportado por Biltekin, Yeginer & Ozygit (2015).

Conclusiones

Se determinó la dosis dispersada por el equipo de tomoterapia de la UNEME usando TLDs 100, y mediante pares de TLD 600 y 700 como detector de neutrones térmicos en un monitor pasivo se midió

la presencia de fotoneutrones. A partir de los resultados obtenidos las conclusiones más importantes son las siguientes:

- Fuera del campo de tratamiento no se detectaron fotoneutrones.
- Los fotones dispersados, y por lo tanto la dosis equivalente ambiental debida a éstos, en puntos cercanos al isocentro real, no se dispersan en forma isotrópica. La dosis equivalente ambiental tiene una distribución angular que muestran un patrón simétrico a 30 y a 150° a 60 cm del isocentro virtual.
- La mayor dosis debida a la radiación dispersada se presenta en el costado derecho del paciente que se ubica en la dirección de la barrera primaria cuyo espesor, diseñado para absorber la radiación directa, es suficiente para absorber la dosis debida a los fotones dispersados.
- Desde el punto de referencia del isocentro real la dosis equivalente ambiental debida a la radiación dispersada es menor a 0.60 mSv/Gy_x, siendo la mayor dosis la ubicada de lado derecho del paciente y la menor dosis se encuentra en la parte posterior del acelerador en la dirección de una de las barreras secundarias cuyo espesor (> 1 m de concreto) es suficiente para garantizar que tras esa barrera secundaria la dosis se debe a la radiación de fondo.

Agradecimientos

Mayra Guadalupe García Reyna y Karla Karina Bernal Hernández agradecen al CONACyT (México) por la beca otorgada para cursar el postgrado en Ciencias Nucleares.

Bibliografía

- Accuray®. [En línea]. *TomoTherapy: TomoHD Product Specifications*. <www.accuracy.com/sites/default/files/500846.b_tt_tomohdspecbro.pdf>. (2011). [Consultado: 3 de Marzo de 2016].
- Balog, J., Lucas, D., DeSouza, C. & Crilly, R. (2005). Helical tomotherapy radiation leakage and shielding considerations. *Medical Physics*, 32, 710-719.

- Barquero, R., Méndez, R., Iñiguez, M.P., Vega-Carrillo, H.R. & Voytchev, M. (2002). Thermoluminescence measurements of neutron dose around a medical linac. *Radiation Protection Dosimetry*, 101, 493-496.
- Biltekin, F., Yeginer, M. & Ozyigit, G. (2015). Evaluation of photoneutron dose measured by bubble detectors in conventional linacs and cyberknife unit: Effective dose and secondary malignancy risk estimation. *Technology in Cancer Research & Treatment*, 15, 560-565.
- Bisht, R.K., Kale, S.S., Natanasabapathi, G., Singh, M.J., Agarwal, D., Garg, A., Rath, G.K., Julka, P.K., Kumara, P, Thulkar, S. & Sharma, B.S. (2016). Verification of gamma knife based fractionated radiosurgery with newly developed head-thorax phantom. *Radiation Measurements*, 91, 65-74.
- Bucci, M.K., Bevan, A. & Roach 3rd, M. (2005). Advances in radiation therapy: conventional to 3D, to IMRT, to 4D, and beyond. *CA: A Cancer Journal for Clinicians*, 55, 117-134.
- Caballero, J. & Villegas R. [En línea]. *Tomoterapia helicoidal. Usos actuales y utilidad*. <www.juntadeandalucia.es/salud/AETSA>. (2009) Sevilla: Agencia de Evaluación de Tecnologías Sanitarias, Informe 1/2009. [Consultado: 10 de Marzo de 2016]
- Cecen, Y. & Yazgan, C. (2016). Re-shielding of Cobalt-60 teletherapy rooms for Tomotherapy and conventional linear accelerators using Monte Carlo simulations. *Proceedings of the ICRS-13/RPSD 2016, Paper 122 EA*. Paris, France.
- Chargari, C., Goodman, K.A., Diallo, I., Guy, J.-B., Rancoule, Ch., Cosset, J.-M., Deutsch, E. & Magne, N. (2016). Risk of second cancers in the era of modern radiotherapy therapy: Does the risk/benefit analysis overcome theoretical models? *Cancer and Metastasis Reviews*, 35, 277-288.
- Guzmán-García, K.A., Borja-Hernández, C.G., Valero-Luna, C., Hernández-Dávila, V.M. & Vega-Carrillo, H.R. (2012). Passive neutron area monitor with TLD pairs. *Revista Mexicana de Física*, 58, 220-233.
- Horst, F., Czamecki, D. & Zink, K. (2015). The influence of neutron contamination on dosimetry in external photon beam radiotherapy. *Medical Physics* 42, 6529-6536.
- Hsien-Chung, T., Wen-Shan, L., Hsiao-Han, T., Hsin-Yi, Ch., Jye-Bin, L. & Chien-Yi, Ch. (2015). Radiation dose for normal organs by helical tomotherapy for lung cancer. *Applied Radiation and Isotopes* 102, 35-41.

- IAEA (2006). Radiation Protection in the Design of Radiotherapy Facilities. *International Atomic Energy Agency Safety Report Series, 47*. Vienna.
- Jaradat, A.K. & Biggs, P.J. (2008). Measurements of the neutron leakage from a dedicated intraoperative radiation therapy electron linear accelerator and a conventional linear accelerator for 9, 12, 15(16), and 18(20) MeV electron energies. *Medical Physics, 35*, 1711-1717.
- Lawrence, J.A. & Forrest, L.J. (2007). Intensity-modulated radiation therapy and Helical Tomotherapy: Its origin, benefits, and potential applications in Veterinary medicine. *Veterinary Clinics of North America: Small Animal Practice, 37*, 1151-1165.
- McGinely, P.H. (1998). Shielding techniques for radiation oncology facilities. *Medical Physics Publishing*. Madison WI.
- Murray, L.J. & Robinson, M.H. (2016). Radiotherapy: Technical aspects. *Medicine, 44*, 10-14.
- NCI [En línea]. *Comprehensive Cancer Information*. <<http://www.cancer.gov>>. National Cancer Institute. (2016). [Consultado: 20 de marzo de 2016].
- NCRP (2005). Structural Shielding Design and Evaluation for Megavoltage X- and Gamma-Ray Radiotherapy Facilities. *Report No. 131*. National Council on Radiation Protection and Measurements. Bethesda MD.
- Newhauser, W.D., de González, A.B., Schulte, R. & Lee, Ch. (2016). A review of radiotherapy-induced late effects research after advanced technology treatments. *Frontiers in Oncology, 6*, 1-11.
- OMS [En línea]. *La batalla mundial contra el cáncer no se ganará únicamente con tratamiento*. <<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/cancer-report-20140203/es/>> (2014). [Consultado: 5 de Marzo de 2016].
- Schiefer, H., Buchauer, K., Heinze, S., Henke, G. & Plasswilm, L. (2015). Design and implementation of a “cheese” phantom-based Tomotherapy TLD dose intercomparison. *Strahlenther Onkology, 191*, 855-861.
- Sil Chu, S. (2001). Shielding for radiation scattered dose distribution to the outside fields in patients treated with high energy radiotherapy beams. *Radiological Protection of Patients in Diagnostic and Interventional Radiology, Nuclear Medicine and Radiotherapy. Paper IAEA-CN-85-70*. pp. 601-604.

- Vega-Carrillo, H.R. (2002). TLD pairs, as thermal neutron detectors in neutron multisphere spectrometry. *Radiation Measurements*, 35, 251-254.
- Vega-Carrillo, H.R., Hernández-Almaraz, B., Hernández-Dávila, V.M. & Ortiz-Hernández, A. (2010). Neutron spectrum and doses in a 18 MV LINAC. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 283, 261-265.
- Vega-Carrillo, H.R.; Guzmán-García, K.A.; Gallego, E. & Lorente, A. (2014). Passive neutron area monitor with pairs of TLDs as neutron detector. *Radiation Measurements*, 69, 30-34.
- Vega-Carrillo, H.R., Silva-Sánchez, A. & Rivera-Montalvo, T. (2016). Photon spectrum and absorbed dose in brain tumor. *Applied Radiation and Isotopes*, 117, 51-54.
- Yang, K., Li X. & Liu B. (2016). Scatter radiation intensities around a clinical digital breast tomosynthesis unit and the impact on the radiation shielding considerations. *Medical Physics*, 43, 1096-1110.

El análisis por activación con neutrones: Una herramienta poderosa contra la contaminación

Héctor René Vega-Carrillo¹
Miguel Ángel Salas-Luevano
Consuelo Letechipía-de-León
Blanca Gabriela Pulido Cervantes
Víctor Martín Hernández-Dávila

Cuerpo Académico de Radiobiología
Universidad Autónoma de Zacatecas

Introducción

El análisis de activación de neutrones, NAA, es una herramienta analítica donde se pueden determinar los elementos en un simple. En NAA, un simple se irradia con neutrones que producen radioisótopos de los elementos presentes en la muestra. La NAA es una técnica no destructiva que requiere una pequeña cantidad de la muestra cuyo estado físico puede ser gaseoso, sólido o líquido, y su origen puede ser inorgánico u orgánico (Viererbi *et al.*, 2015, Zaichick y Zaichick, 2013). Es una técnica muy sensible capaz de medir elementos mayores, menores y vestigios que permiten medir varios elementos a la vez. Cuando los neutrones llegan a la muestra, son capturados por los núcleos en (n, γ) reacciones y la energía del rayos- γ es característica del radioisótopo

1 Autor para correspondencia: fermineutron@yahoo.com

inducido y la intensidad del rayo es proporcional a la cantidad de átomos en la muestra. En este proceso hay dos tipos de NAA: en los rayos- γ |se emiten en un tiempo corto, ~ 10 -14 segundos, después de que se captura el neutrón y se miden los rayos- γ prompt, la técnica es un análisis de activación prompt de neutrones gamma, PGNAA, y en este procedimiento, los rayos- γ se miden al mismo tiempo que la muestra se irradia con neutrones. Por otro lado, si los radioisótopos inducidos decaen de acuerdo con su vida media, los rayos- γ se miden después de ser irradiados, la técnica se denomina análisis de activación de neutrones gamma diferidos, DGNAA, la mayoría de los estudios analíticos que utilizan activación de neutrones son DGNAA que generalmente llamado NAA. Durante la irradiación de la muestra con neutrones, las reacciones de captura de neutrones inducirán la activación producirá una mezcla de radioisótopos que pueden analizarse mediante separaciones químicas donde la muestra se mide en fracciones con pocos radioisótopos cada una, este procedimiento se denomina análisis de activación de neutrones radioquímicos, RNAA. que es destructivo, si la muestra se mide sin ninguna manipulación usando las diferencias en las tasas de desintegración, que no es destructiva, se convierte en análisis de activación de neutrones instrumentales, INAA (Greenberg, Bode y De Nadai Fernandes, 2011, Verma, 2007).

NAA requiere una fuente de neutrones que puede ser una fuente de neutrones isotópicos como $^{241}\text{AmBe}$, $^{239}\text{PuBe}$, $^{226}\text{RaBe}$, ^{252}Cf , etc. Los espectros de neutrones producidos por estas fuentes varían de 0.5 a 11 MeV con un máximo entre 2 a 4.5 MeV con una pequeña fuente de potencia, pero ^{252}Cf que produce alrededor de 2.2E (12) neutrones/segundo por gramo de ^{252}Cf (Garg y Batra, 1989, Vega-Carrillo y Martínez-Ovalle, 2016). Como los aceleradores de partículas de fuente de neutrones (generadores de neutrones) también se usan (Medhat, 2016), particularmente aquellos que usan $\text{D}(\text{D}, \text{n})^3\text{He}$ y $\text{T}(\text{D}, \text{n})\alpha$. Ambos producen neutrones monoenergéticos: 2.5 MeV para $\text{D}(\text{D}, \text{n})^3\text{He}$ y 14.7 MeV para la reacción de $\text{T}(\text{D}, \text{n})\alpha$ con una intensidad de emisión de neutrones que varía de 1E (9) a 1E (11) n/s. Los neutrones para la activación también se han producido con aceleradores a través de la reacción $^7\text{Li}(\text{p}, \text{n})^7\text{Be}$ (Bhatia *et al.*, 2015). La fuente de neutrones más común para NAA es un reactor de investigación cuyo espectro de neutrones varía con el diseño del núcleo del reactor y las instalaciones

de irradiación (Iskander, Vega-Carrillo, Manzanares, 1997, Galinha *et al.*, 2011, Ashraf *et al.*, 2016). Con un moderador adecuado, los fotonutrientes alrededor de los aceleradores lineales médicos se han utilizado para inducir la activación de neutrones (Vega-Carrillo y Rivera-Pérez, 2014).

NAA también requiere un espectrómetro de rayos gamma para identificar la energía del rayo- γ y la intensidad; el detector de rayos- γ del detector de rayos X puede ser un NaI (Tl) (Bhatia *et al.*, 2015). O HPGe, el primero tiene mayor eficiencia pero mala resolución, mientras que el segundo tiene mayor resolución pero mala eficiencia. Normalmente, los estudios NAA se realizan utilizando el detector HPGe (Galinha *et al.*, 2011). Si no se usan estándares para determinar la intensidad de los rayos an, se utiliza un método absoluto, pero la mayoría de los trabajos informados por NAA se realizan utilizando un método relativo (Viererbi *et al.*, 2015), donde se irradia un estándar con los elementos de interés, y se midió usando las mismas condiciones que la muestra desconocida (Zaichick y Zaichick, 2013).

Durante la irradiación de la muestra, la producción de la tasa de núcleos radiactivos viene dada por la ecuación 1.

$$\frac{dN}{dt} = N_0 \int_0^{\infty} \sigma_a(E) v n(v) dv - \lambda N \quad (1)$$

Aquí, N_0 es la cantidad de núcleos en la muestra, v es la velocidad del neutrón, $\sigma_a(v)$ es la sección transversal de activación, $n(v) dv$ es la densidad de neutrones con velocidades entre v y $v + dv$, λ es la constante de decaimiento del núcleo activado, y N es la cantidad de núcleos radiactivos.

Para $t = 0$, la cantidad de radioisótopos es nula, $N = 0$, al final de la irradiación, t_i , la tasa de desintegración de los radioisótopos producidos viene dada por la ecuación 2.

$$DR(t_i) = N_0 \left(1 - e^{-\lambda t_i}\right) \int_0^{\infty} \sigma_a(v) v n(v) dv \quad (2)$$

Para determinar la masa de cierto elemento en una muestra, m_s , considerando el tiempo de medición, t_m , y el tiempo de enfriamiento, t_d ,

que es el tiempo transcurrido entre el final de la irradiación y el tiempo de inicio de la medición de la ecuación 3.

$$\bar{m}_s = \frac{\text{Net } M \lambda e^{-\lambda t_d}}{\phi_{th} \sigma_{eff} \Gamma \epsilon N_{Avo} f_i (1 - e^{-\lambda t_i})(1 - e^{-\lambda t_c})} \quad (3)$$

En esta ecuación, Net son los recuentos netos totales bajo el fotopico de interés de los fotones con energía E, M es la masa atómica del elemento a medir, λ es la constante de desintegración del radioisótopo inducido, ϕ_{th} es la tasa de fluencia de neutrones térmicos, σ_{eff} es la sección eficaz, Γ es la probabilidad de emitir un fotón con energía E del radionúclido inducido, ϵ es la eficiencia de fotopico de energía total, N_{Avo} es la constante de Avogadro, y f_i es la abundancia de isótopos en la muestra (Greenberg, Bode y De Nadai Fernandes, 2011).

Las acciones antropogénicas, incluidas las actividades agrícolas, mineras, recreativas, urbanas e industriales, son responsables de la contaminación de metales en seres vivos y sistemas acuáticos (Ashraf *et al.*, 2016). El arsénico ingresa al medio ambiente a partir de una variedad de fuentes asociadas con la extracción de oro, que incluyen el suelo y las rocas residuales, los relaves, las emisiones atmosféricas de la tostación de mineral y la lixiviación mejorada bacterianamente (Eisler, 2004). También Hg en sedimentos está asociado a actividades mineras (Barasa, Kakembo y Karl, 2016). La contaminación por mercurio y arsénico se ha asociado con actividades mineras (Eisler, 2004). Barasa, Kakembo y Karl (2016) determinaron la concentración de Hg en sedimentos fluviales contaminados por oro artesanal. En su trabajo, el Hg se midió en los sedimentos suspendidos en el agua del río variando de 0.0158 a 1.0191 mg/L.

En actividades mineras, la explotación de minas de oro y plata alcanzó una escala industrial primitiva en el continente americano pocos años después del descubrimiento del “Nuevo Mundo”. Esta actividad fue acompañada con la liberación de amalgamas de residuos en el medio ambiente, entre estos residuos se encontraban los metales pesados como el mercurio. La Zacatecana es una represa ubicada en el estado de Zacatecas en México, un estado que tiene una antigua historia minera con un fuerte desarrollo minero en la actualidad. La presa

La Zacatecana es una laguna natural que fue utilizada como un sitio de eliminación de desechos mineros poco después de que comenzó la explotación de las minas (Iskander, Vega-Carrillo y Manzanares, 1994). Durante mucho tiempo, la cantidad de mercurio en los sedimentos de las presas fue una controversia debido a que los sedimentos juegan un papel importante en el depósito de varios contaminantes (Iskander, Vega-Carrillo y Manzanares, 1994).

En este trabajo, la NAA se usó para determinar la composición elemental en la represa La Zacatecana con el objetivo de evaluar los elementos asociados con la actividad minera.

Materiales y métodos

Para evaluar la concentración elemental en los sedimentos de la presa La Zacatecana se utilizó la NAA, esta concentración elemental se comparó con la composición elemental de suelo tomado de la ciudad de Juchipila que no tiene actividad minera histórica. Las muestras de suelo de control se tomaron a partir de 20 cm de profundidad. La ciudad de Juchipila está ubicada aproximadamente a 180 km S.W. de la presa La Zacatecana. En ambos sedimentos se determinaron las concentraciones de 29 elementos.

Se tomaron muestras de sedimentos aproximadamente a 1,5 m del nivel del suelo que estaba aproximadamente a menos de 2 m del agua de la presa. Las muestras del núcleo de sedimento se tomaron usando una draga casera construida para la tarea. Para eliminar cualquier posibilidad de contaminación de la muestra por la draga, no se tomaron muestras en contacto físico directo con la superficie de la draga. Las muestras recolectadas de cada sitio se mezclaron y dos muestras representativas se guardaron en contenedores sellados hasta el análisis.

Las muestras desconocidas (sedimento) y control (suelo) se analizaron mediante el análisis instrumental de activación de neutrones siguiendo el siguiente procedimiento: las muestras de cada lugar se secaron durante 24 horas a 60 °C, y luego se sellaron 200 mg de muestra seca en Viales de polietileno pre-limpiados de 2/5-dram y sellados térmicamente. La composición elemental se determinó utilizando el método relativo en el que se preparó una serie de materiales de referencia estándar de la misma manera que las muestras desconocidas y de control. Los estándares utilizados incluyeron el Instituto

Nacional de Estándares y Tecnología (NIST), Materiales de Referencia Ambientales San Joaquin Soil (SRM 2709), Coal Fly Ash (SRM 1633a) y soluciones estándares de elementos únicos y múltiples NIST. Además, se utilizó la roca estándar BRC-1 del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). La precisión del método y el rendimiento del equipo se garantizaron mediante el análisis del estándar de control de calidad QC-12 (SPEX, NJ) con calidad rastreable para el NIST. Se llevaron a cabo experimentos en blanco para verificar la pureza de los viales de polietileno.

Se irradiaron muestras y patrones durante 4 horas a una velocidad de fluencia de neutrones térmicos de $2E(12) \text{ n/cm}^2\text{-s}$ en el reactor TRIGA de la Universidad Texas A & M ubicada en College Station, Texas. Después de 48 h de tiempo de descomposición, las muestras irradiadas se transfirieron al Laboratorio de Enseñanza de Ingeniería Nuclear de la Universidad de Texas en Austin. Por lo tanto, no se realizó la medición de radionucleidos con vida media corta (Iskander, Vega-Carrillo y Manzanares, 1994).

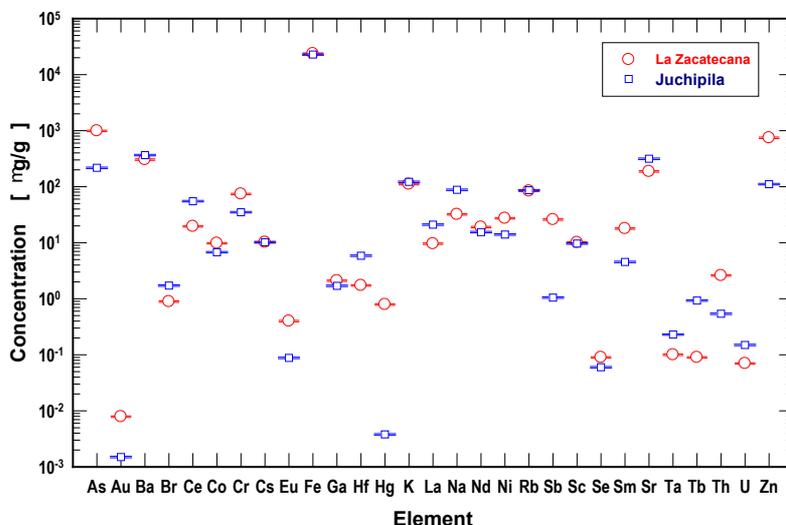
Los núcleos activados se determinaron midiendo el rayo- γ emitido por las muestras, patrones y blanco. Las mediciones se llevaron a cabo con un espectrómetro de rayos gamma con un detector de germanio de alta pureza con una resolución de 1,9 keV FWHM para 1332 líneas del ^{60}Co , con una eficiencia relativa del 30%. La adquisición de datos y el informe de datos se controlaron mediante la ejecución de un paquete de software informático específico proporcionado comercialmente por EG & G ORTEC.

Para comparar la concentración del elemento en el sedimento de la presa y la muestra de la ciudad de Juchipila, se calculó un factor de enriquecimiento, EF. La FE es la relación entre la concentración de cada elemento en el sedimento de la presa La Zacatecana y la concentración del mismo elemento en el suelo de la ciudad de Juchipila. Una EF más alta para un elemento particular representa un aumento en la concentración de ese elemento sobre la concentración anticipada del mismo elemento en el sedimento y puede considerarse como una indicación de posible contaminación o contaminación.

Resultados y discusión

En la figura 1 se muestra la concentración elemental de 29 elementos en el sedimento de la presa La Zacatecana y la muestra de suelo de la ciudad Juchipila donde la concentración elemental varía de $1.5E(-3)$ a $2.4E(4)$ $\mu\text{g/g}$ con incertidumbres menores a 3 %.

Figura 1. Concentración elemental en ambas muestras



Fuente: Elaborado por autores a partir de los resultados experimentales.

Entre los elementos se encuentran metales pesados: As, Au, Co, Cr, Fe, Hf, Ni, Zn y Hg, elementos de tierras raras: La, Ce, Nd, Sm, Eu y Tb. En ambas muestras, Ba, Cs, Fe, K, Rb y Sc están en la misma concentración, los otros elementos están en diferentes concentraciones.

En la Tabla 1 se muestra la concentración elemental en el sedimento de la presa La Zacatecana y la muestra de la ciudad de Juchipila y la EF redondeada. Aquí, también se incluyen la reacción nuclear, la vida media del radioisótopo inducido y la energía de rayos- γ utilizados en las mediciones.

Tabla 1. Concentración elemental en los sedimentos y el EF

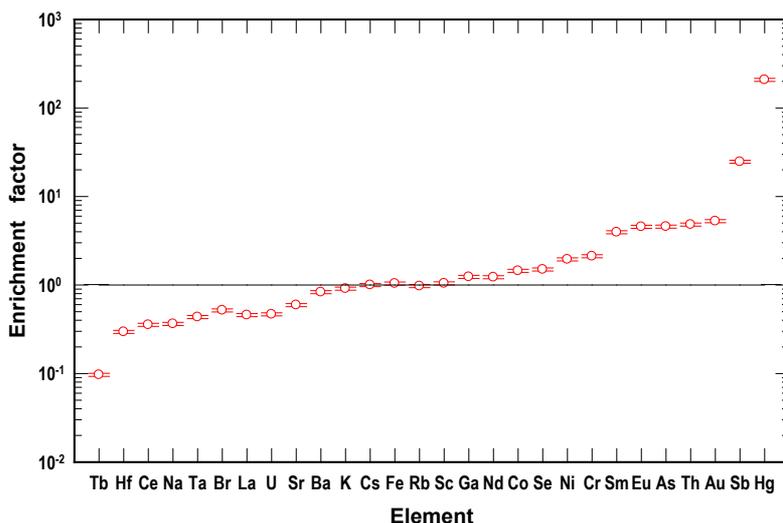
Elemento	Reacción Nuclear	Vida-media	Energía rayos-g [keV]	La Zacatecana [mg/g]	Juchipila [mg/g]	EF
As	$^{75}\text{As}(n,\gamma)^{76}\text{As}$	26.3 h	559.1	991	217	4.6
As	$^{197}\text{Au}(n,\gamma)^{198}\text{Au}$	2.69 d	411.8	0.0079	0.0015	5.3
Ba	$^{130}\text{Ba}(n,\gamma)^{131}\text{Ba}$	12.0 d	496.0	304	366	0.8
Br	$^{81}\text{Br}(n,\gamma)^{82}\text{Br}$	35.3 h	776.5	0.89	1.72	0.5
Ce	$^{140}\text{Ce}(n,\gamma)^{141}\text{Ce}$	32.5 h	145.0	19.6	55.2	0.4
Co	$^{59}\text{Co}(n,\gamma)^{60}\text{Co}$	5.272 y	1332.5	9.79	6.77	1.4
Cr	$^{50}\text{Cr}(n,\gamma)^{51}\text{Cr}$	27.7 d	320.1	74	35	2.1
Cs	$^{133}\text{Cs}(n,\gamma)^{134}\text{Cs}$	2.05 y	796	10.2	10.2	1.0
Eu	$^{151}\text{Eu}(n,\gamma)^{152}\text{Eu}$	12.3 y	1408	0.4	0.088	4.5
Fe	$^{58}\text{Fe}(n,\gamma)^{59}\text{Fe}$	44.51 d	1099.2	23700	22800	1.0
Ga	$^{71}\text{Ga}(n,\gamma)^{72}\text{Ga}$	14.1 h	834	2.1	1.7	1.2
Hf	$^{180}\text{Hf}(n,\gamma)^{181}\text{Hf}$	42.4 d	482	1.73	5.86	0.3
Hg	$^{202}\text{Hg}(n,\gamma)^{203}\text{Hg}$	46.9 d	279.2	0.79	0.0038	207.9
K	$^{41}\text{K}(n,\gamma)^{42}\text{K}$	12.36 h	1524.6	111	122	0.9
La	$^{139}\text{La}(n,\gamma)^{140}\text{La}$	40.2 h	1596	9.61	21	0.5
Na	$^{23}\text{Na}(n,\gamma)^{24}\text{Na}$	14.96 h	1368.8	32	88	0.4
Nd	$^{146}\text{Nd}(n,\gamma)^{147}\text{Nd}$	10.98 d	531.02	19	15.5	1.2
Ni	$^{58}\text{Ni}(n,p)^{58}\text{Co}$	70.8 d	811	27.3	14.01	1.9
Rb	$^{85}\text{Rb}(n,\gamma)^{86}\text{Rb}$	18.65 d	1076.7	84	86.4	1.0
Sb	$^{123}\text{Sb}(n,\gamma)^{124}\text{Sb}$	60.20 d	1691	25.9	1.05	24.7
Sc	$^{45}\text{Sc}(n,\gamma)^{46}\text{Sc}$	83.81 d	889.3	10.11	9.68	1.0
Se	$^{74}\text{Se}(n,\gamma)^{75}\text{Se}$	120 d	264.7	0.09	0.06	1.5
Sm	$^{152}\text{Sm}(n,\gamma)^{153}\text{Sm}$	48.6 h	103.2	17.9	4.54	3.9
Sr	$^{84}\text{Sr}(n,\gamma)^{85}\text{Sr}$	64.8 d	514	187	315	0.6
Ta	$^{181}\text{Ta}(n,\gamma)^{182}\text{Ta}$	115 d	1221.4	0.1	0.23	0.4
Tb	$^{159}\text{Tb}(n,\gamma)^{160}\text{Tb}$	72.1 d	879.3	0.09	0.93	0.1
Th	$^{232}\text{Th}(n,\gamma)^{233}\text{Th} @ ^{233}\text{Pa}$	27.9 d	312	2.6	0.54	4.8
U	$^{238}\text{U}(n,\gamma)^{239}\text{U} @ ^{239}\text{Np}$	2.36 d	277.6	0.07	0.15	0.5
Zn	$^{64}\text{Zn}(n,\gamma)^{65}\text{Zn}$	244.3 d	1115.5	747	111	6.7

Fuente: Elaborado por autores a partir de los resultados experimentales.

Los metales pesados Pb, Zn, Ag, Cd, Cr, Cu, Ni y Hg en suelos de áreas mineras en China se analizaron a partir de datos publicados (Li *et al.*, 2014). La presencia de As y Hg en suelos y sedimentos se ha asociado a las actividades mineras (Eisler, 2004, Barasa, Kakembo y Karl, 2016). Además, se informó sobre As, Sb y Bi en suelos, plantas, aguas y sedimentos alrededor de una mina (Jung, Thornton y Chon, 2002). Aquí, Pb, Ag, Cu y Cd no fueron determinados. En el caso de Cd y Pb no se midieron porque requiere RNAA (Fajgelj y Byrne, 1995). La plata y el cobre no se midieron aquí porque los radioisótopos inducidos (^{108}Ag , ^{110}Ag , ^{64}Cu y ^{66}Cu) tienen una vida media corta, por lo que con el tiempo de decaimiento de 48 h y el tiempo transcurrido para transportar las muestras irradiadas de College Station a Austin cualquier actividad de inducción en Ag y Cu desapareció.

En la figura 2 se muestra la EF clasificada de menor a mayor, en la figura también se incluye una línea para EF = 1.

Figura 2. Ranking de EF



Fuente: Elaborado por autores a partir de los resultados experimentales.

De los metales pesados, la EF más grande se debe a Hg (207.9), luego es Sb (24.7), Zn (6.7), Au (5.3), As (4.6), Cr (2.1), Ni (1.9), Co

(1.4), Fe (1.0) y Hf (0.3). Como, Hg y Sb se han asociado con actividades mineras (Eisler, 2004, Barasa, Kakembo y Karl, 2016). Por lo tanto, la fuente de Hg en el sedimento de la presa se origina históricamente de la mercurio utilizada en la extracción de Au y Ag, esta explicación probable se confirma por la mayor EF para Au.

Los valores de EF para Tb, Hf, Ce, Na, Ta, Br, La, U, Sr y B son <1, para K, Cs, Fe, Rb y Sc, la EF es aproximadamente 1, y para Ga, Nd, Co, Se, Ni, Cr, Sm, Eu, As, Th, Au, Sb y Hg son > 1. Esta diferencia en el EF entre el sedimento de La Zacatecana y los suelos del pueblo de Juchipila es probable debido a que la represa La Zacatecana además del agua de lluvia, durante mucho tiempo recibió drenaje doméstico.

Conclusiones

El análisis de activación de neutrones es una poderosa herramienta analítica donde se pueden determinar varios elementos manteniendo la muestra intacta. El INAA se utilizó para determinar la concentración de 29 elementos en los sedimentos de una presa donde se arrojaron desechos mineros. Las concentraciones de elementos se compararon con la composición elemental del suelo muestreado de un lugar sin extracción histórica.

Los sedimentos de la presa La Zacatecana están contaminados con Hg.

Como se midieron los metales pesados Au, Co, Cr, Fe, Hf, Ni, Zn y Hg en las muestras desconocidas y de control.

Los elementos de tierras raras como La, Ce, Nd, Sm, Eu y Tb también se notaron en ambas muestras.

Con una EF de 207.9 para Hg, 24.7 para Sb y 5.3 para Au, la contaminación del sedimento se debe a las actividades mineras.

Bibliografía

- Ashraf, A., Saion, E., Gharibshahi, E., Kamari, H.M., Kong, Y.Ch., Hamzah, M.S., & Elias, M.S. (2016). Rare earth elements in core marine sediments of coastal East Malaysia by instrumental neutron activation analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 107, 17-23.
- Barasa, B., Kakembo, V., & Karl, T. (2016). Characterization of artisanal gold mining activities in the tropics and their impact on sediment

- loading and stream flow in the Okame river catchment, Eastern Uganda. *Environmental Earth Science*, 75, 1076.
- Bhatia, C., Byun, S.H., Chettle, D.R., Inskip, M.J., Prestwich, W.V. (2015). A neutron activation technique for manganese measurements in humans. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 31, 204-208.
- Eisler, R. (2004). Arsenic hazards to human, plants, and animals from gold mining. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 133-165. Springer New York.
- Fajgelj, A., & Byrne, A.R. (1995). Determination of lead, cadmium and thallium by neutron activation analysis in environmental samples. *Journal of Nuclear of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 189, 333-343.
- Galinha, C., Anawar, H.M., Freitas, M.C., Pacheco, A.M.G., Almeida-Silva, M., Coutinho, J., Macas, B., & Almeida, A.S. (2011). Neutron activation analysis of wheat samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 69, 1596-1604.
- Garg, A.N., & Batra, R.J. (1986). Isotopic sources in neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 98, 167-194.
- Greenberg, R.R., Bode, P., & De Nadai Fernandes, E.A. (2011). Neutron activation analysis: A primary method of measurements. *Spectrochimica Acta Part B* 66, 193-241.
- Iskander, F.Y., Vega-Carrillo, H.R., & Manzanares, E. (1994). Determination of mercury and other elements in La Zacatecana dam sediment in Mexico. *The Science of the Total Environment*, 148, 45-48.
- Jung, M.C., Thornton, I., & Chon, H.T. (2002). Arsenic, Sb and Bi contamination of soils, plants, waters and sediments in the vicinity of the Dalsung Cu-W mine in Korea. *The Science of Total Environment*, 295, 81-89.
- Li, Z., Ma, Z., Van der Kuijp, T.J., Yuan, Z. & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 468-469, 843-853.
- Medhat, M.E. (2016). Fast neutron activation analysis by means of low voltage neutron generator. *Results in Physics*, 6, 860-862.
- Vega-Carrillo, H.R., Rivera-Pérez, E. (2014). Moderator for neutron activation with the photoneutrons produced by a LINAC. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 299, 1499-1507.

- Vega-Carrillo, H.R., & Martínez-Ovalle, S.A. (2016). Few groups neutron spectra, and dosimetric features, of isotopic neutron sources. *Applied Radiation and Isotopes*, 117, 42-50.
- Verma, H.R. (2007). *Atomic and Nuclear Analytical Methods*, 243-268. Springer, New York.
- Viererbi, L., Vins, M., Lahondová, Z., Fuksa, A., Kucera, J., Koleska, M., Voljanskij, A. (2015). Mercury mass measurements in fluorescent lamps via neutron activation analysis. *Radiation Physics and Chemistry*, 116, 56-59.
- Zaichick, V., & Zaichick S. (2013). The effect of age on Br, Ca, Cl, K, Mg, Mn, and Na mass fraction in pediatric and young adult prostate glands investigated by neutron activation analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 82, 145-151.

Enfoque semi-empírico para la calibración de detectores LR-115 en cámaras de difusión para mediciones de radón

Jhonny Rojas¹
Patrizia Pereyra
Bertin Pérez
María Elena López Herrera
Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima, Perú

Daniel Palacios
Laszlo Sajo-Bohus
Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela

Introducción

Los sistemas basados en detectores de trazas nucleares de estado sólido (SSNTD por sus siglas en inglés) son los que mejor se adaptan al monitoreo pasivo de concentraciones de radón a gran escala en viviendas. En particular, el uso de detectores LR-115 tipo II en cámaras de difusión es el procedimiento pasivo más fiable para determinar los niveles de concentración de radón integrada en el tiempo bajo diferentes condiciones ambientales. Las trazas alfa registradas en los detectores se convierten en concentraciones de radón utilizando los

¹ Autor para correspondencia: rojash@pucp.edu.pe

correspondientes factores de conversión o de calibración (FC). Estos factores dependen de diversos parámetros como las características de la membrana filtrante, la energía de las partículas alfa, los parámetros del proceso de revelado, las características del contaje de trazas, etc. Los FC pueden ser obtenidos de experimentos de calibración llevados a cabo en ambientes controlados o usando aproximaciones teóricas o simulaciones por Monte Carlo.

Para la adecuada determinación de la sensibilidad ($1/FC$) utilizando simulaciones por Monte Carlo, se debe conocer con suficiente exactitud la ventana de energía (ΔE), dependencia del ángulo crítico con la energía [$\theta_{crit} = f(E)$], o ángulo crítico medio ($\langle \theta_{crit} \rangle$), y la fracción aérea de átomos ^{218}Po (fI). Los dos primeros parámetros dependen críticamente de las condiciones de revelado y método de conteo de trazas, mientras que fI depende, entre otros, de la concentración de aerosoles y humedad relativa dentro de la cámara (Koo *et al.*, 2002). Estos parámetros se pueden determinar teórica o experimentalmente. Para el primer caso se puede utilizar algún modelo de formación de la traza revelada, no obstante hasta ahora no existe una teoría completa y general que explique satisfactoriamente la formación de la traza y calcule sus parámetros geométricos. El método experimental más comúnmente usado se basa en la irradiación de detectores LR-115 con partículas alfa de diferentes energías y ángulos de incidencia, emitidas por fuentes isotópicas colimadas o generadas en un acelerador de partículas. Los resultados de este experimento tendrán suficiente precisión y exactitud para hacerlos fiables si se realiza un gran número de mediciones, lo que sería tedioso y consumiría mucho tiempo. Se requeriría de fuentes isotópicas monoenergéticas e intensas o tener acceso a un acelerador de partículas. Además, en ninguno de los casos se pueden reproducir las condiciones ambientales que experimentan los detectores en las mediciones de rutina, que como es conocido influyen significativamente en la respuesta del detector.

En este trabajo presentamos un método para estimar ΔE , $\langle \theta_{crit} \rangle$ y fI a partir de experimentos simulados y reales. La concentración media de radón se determina en experimentos reales utilizando un monitor comercial calibrado. Los coeficientes de calibración experimentales de detectores LR-115 expuestos en cámaras de difusión se calculan a partir de la concentración media de radón estimada y la

tasa de densidad de trazas observada. Los coeficientes de calibración simulados se calculan mediante el uso de diferentes combinaciones de los parámetros ΔE , $\langle \theta_{crit} \rangle$ y fl en un programa basado en simulaciones de Monte Carlo. Los parámetros buscados son los que generan la menor desviación cuadrática entre los coeficientes de calibración simulados y experimentales.

Materiales y métodos

Simulación de Monte Carlo para calcular el coeficiente de calibración de detectores LR-115 expuestos al radón

Los datos y parámetros de entrada requeridos para el cálculo de coeficientes de calibración utilizando simulaciones por MC son:

- Criterio de visibilidad de las trazas
- Ventana de energía (ΔE)
- Dependencia del ángulo crítico con la energía [$\theta_{crit}=f(E)$] o ángulo crítico medio $\langle \theta_{crit} \rangle$
- Fracción aérea de átomos ^{218}Po

Se desarrolló un programa que realiza los siguientes cálculos:

1. Cálculo del alcance (R) en aire de las partículas alfa emitidas por el radón y su progenie a partir de la data generada por el programa SRIM-2013. Se demostró que en el intervalo de 0.5 MeV hasta 8 MeV la dependencia de R vs. E se describe mediante una función cuadrática.
2. Cálculo de las distancias mínimas (d_{min}) y máximas (d_{max}) de emisión de partículas alfa para que al impactar sobre el detector estén comprendidas dentro de la ventana de energía [E_{min} , E_{max}].
3. Muestreo de sitios aleatorios de emisión de partículas alfa en el interior de la cámara de difusión (volumen y superficies internas de la cámara).
4. Determinación del volumen efectivo (V_{eff}) y superficie efectiva (S_{eff}) por la técnica de rechazo.

5. Muestreo de dirección aleatoria en la que se emite la partícula alfa (solamente para las partículas que se emiten desde el volumen efectivo (N_v) o desde la superficie efectiva (N_s)).
6. Evaluación si la partícula alfa interseca la superficie del detector y si cumple las restricciones energéticas y angulares para ser registrada.

Los pasos (3) - (6) se repiten un gran número de veces para minimizar la incertidumbre estadística. Cuando el número de partículas alfa registradas (n_{vi} o n_{si}) en el detector de radio r_{det} satisface la condición establecida, se calculan las sensibilidades parciales para las partículas alfa emitidas desde el aire (s_{ia}) y desde el estado depositado (s_{iw}).

$$s_{ia} = \frac{n_{vi}}{N_{vi}} \frac{V_{eff}}{\pi r_{det}^2}; \quad s_{iw} = \frac{n_{si}}{N_{si}} \frac{V \cdot S_{eff}}{A \pi r_{det}^2} \quad (1)$$

Donde V y A son el volumen y superficie interna de la cámara de difusión, restal (S_{sim}) del detector LR-115 [(trazas/Donde m^2 por Bq.s./ m^3), o simplemente m] es equivalente a la suma de las sensibilidades parciales multiplicadas por factores que representan la partición de la progenie del radón entre el aire y las paredes de la cámara:

$$S_{sim} = s_{0a} + f_1 s_{1a} + (1 - f_1) s_{1w} + s_{3w} \quad (2)$$

Donde s_{ia} son las sensibilidades parciales al ^{222}Rn ($i = 0$) y al ^{218}Po ($i = 1$) aéreo; S_{iw} ($i = 1,3$) las sensibilidades parciales al ^{218}Po y ^{214}Po depositados en las paredes (lateral y tapa); y f_1 la fracción aérea de átomos ^{218}Po . Se considera que todos los átomos ^{214}Po decaen en las paredes de la cámara ($f_3=0$).

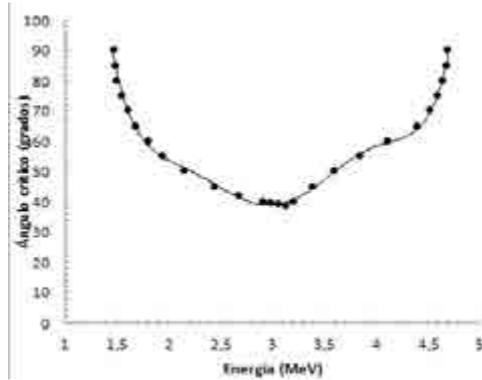
Ángulo crítico medio o ángulo crítico dependiente de la energía

Una partícula alfa es registrada en un detector LR-115 si incide con una energía comprendida dentro de la ventana [E_{min} , E_{max}] y ángu-

lo mayor que el crítico (medido respecto al plano del detector) para la energía de incidencia. La ventana de energía depende del espesor de la capa removida durante el ataque químico (Nikezic y Baixeras, 1996). Además de la energía de incidencia, el ángulo crítico para el registro de la traza depende de las condiciones de revelado y modo de análisis de las trazas o criterio de visibilidad empleado (Askari *et al.*, 2008; Dorschel *et al.*, 2003; Nikezic y Baixeras, 1996). Una de las evidencias experimentales de la variación del ángulo crítico con la energía se puede encontrar en el trabajo de Calamosca *et al.* (2003). Sin embargo, muchos autores han utilizado en sus cálculos valores constantes del ángulo crítico, que en el mejor de los casos corresponden al valor medio de la dependencia del ángulo crítico con la energía (Planinic, 1992; Misdaq y Amghar, 2005). Usando trazas simuladas, en este epígrafe analizaremos las posibilidades y limitaciones del uso de un ángulo crítico medio para describir la respuesta del detector LR-115 al radón y su progenie en cámaras de difusión.

Utilizando el programa TRACK_TEST (Nikezic y Yu, 2006), con la función V de Durrani y Green (1984) que mejor describe los resultados experimentales de sensibilidad (Leung *et al.*, 2007), se simularon perfiles de trazas considerando $VB=3.27 \mu\text{m/h}$ que corresponde a condiciones estándares de revelado (solución de NaOH al 10% a 60°C). Usando como criterio de visibilidad total perforación de la capa activa del detector y abertura del fondo de la traza con ejes $\geq 1 \mu\text{m}$, se determinó la dependencia del ángulo crítico con la energía de las partículas alfa registradas. En la figura 1 se muestra tal dependencia y la curva de ajuste polinomial.

Figura 1. Variación del ángulo crítico de observación con la energía de la partícula alfa incidente



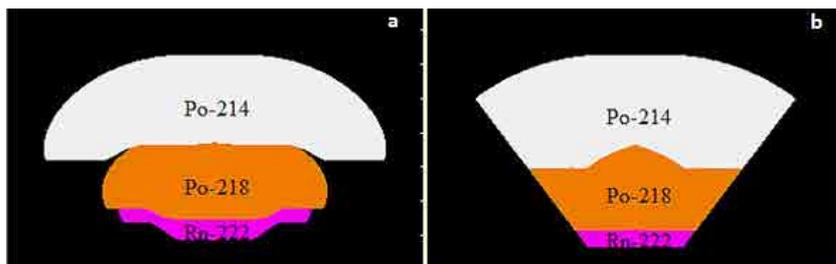
Elaboración: Daniel Palacios

A partir de la Figura 1 también se determinó la ventana de energía: [1.48, 4.69] MeV. El valor medio del ángulo crítico en el rango de energía de detección para el detector LR-115 está dado por (Planinic, 1992; Barillon *et al.*, 1997):

$$\langle \theta_c \rangle = \frac{1}{\Delta E} \int_{E_{\min}}^{E_{\max}} \theta_c(E_{\alpha}^{\text{res}}) dE_{\alpha}^{\text{res}} \quad (3)$$

Donde $\Delta E = E_{\max} - E_{\min}$ y $\theta_c(E_{\alpha}^{\text{res}})$ la ecuación analítica que describe la dependencia del ángulo crítico de la energía residual de la partícula alfa. Utilizando en la ecuación (3) la función polinomial de ajuste mostrada en la Figura 1 se obtuvo un ángulo crítico medio igual a 53° . En la Figura 2 se muestran secciones verticales de los volúmenes efectivos simulados en una cámara de difusión cilíndrica, de 6 cm de radio y 8 cm de altura, cuando se asume el ángulo crítico en función de la energía incidente según la dependencia mostrada en la Figura 2 (a) o cuando se utilizó el valor medio de esa dependencia (b) ($\langle \theta_{\text{crit}} \rangle = 53^\circ$).

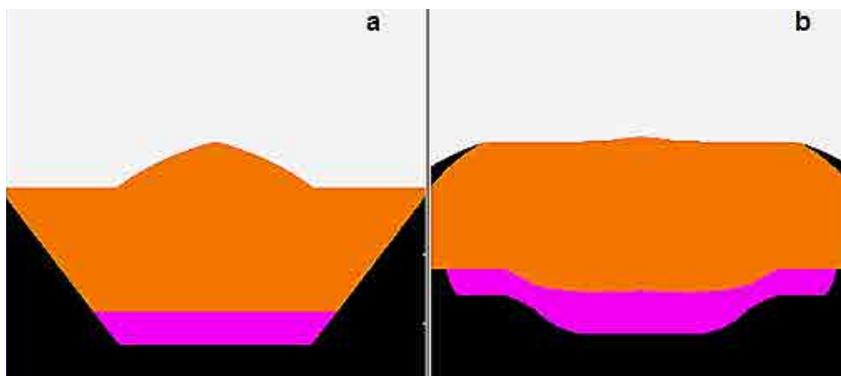
Figura 2. Secciones verticales de los volúmenes efectivos simulados en una cámara de difusión cilíndrica de 6 cm de radio y 8 cm de altura



Elaboración: Daniel Palacios

Como se puede apreciar de la Figura 2, para cámaras de difusión de radio mayor o igual a 5.0 cm y altura mayor o igual a 6.3 cm ningún volumen efectivo intersecta sus paredes por lo que no se detectará la progenie depositada en ellas. Además, la forma y tamaño de los volúmenes efectivos depende de si se considera al ángulo crítico variable o constante. En cámaras cilíndricas o cónicas cuyas paredes intercepten los volúmenes efectivos las superficies efectivas pueden ser diferentes (ver la Figura 3), condicionando sensibilidades parciales al radón y su progenie también diferentes.

Figura 3. Volúmenes efectivos del radón y su progenie asumiendo el ángulo crítico medio (a) o dependiente de la energía (b) en una cámara de difusión cilíndrica de radio 3 cm y altura 6 cm



Elaboración: Daniel Palacios

En las Tablas 1 y 2 se presentan los resultados de sensibilidades parciales y totales del detector LR-115 en cámaras de difusión cilíndricas de diferentes dimensiones calculadas utilizando el ángulo crítico medio ($\langle \theta_{crit} \rangle = 53^\circ$) o en función de la energía de las partículas alfa incidentes [$\theta_{crit} = f(E)$]. También se muestran los errores porcentuales de las sensibilidades calculadas por ambos procedimientos.

Los valores de sensibilidades parciales pueden ser muy diferentes según se asuma la dependencia del ángulo crítico con la energía (Tabla 1). Sin embargo, con excepción de la cámara de menores dimensiones, en todos los casos los valores de sensibilidades totales difieren en menos del 5%. Estos resultados demuestran que para los cálculos de sensibilidades totales se puede asumir un ángulo crítico constante igual valor medio de la dependencia del ángulo crítico con la energía, sin embargo se debe tener en cuenta que para cámaras de difusión con radios pequeños, se deben esperar diferencias mayores (hasta aproximadamente 14% para cámaras de 1.5 cm de radio). Se debe destacar que los anteriores resultados fueron obtenidos para un detector rectangular de 1 cm de lado, por lo que son válidos si se cumple esa condición.

Tabla 1. Sensibilidades parciales (cm) del detector LR-115 al radón y su progenie en diferentes cámaras de difusión cilíndricas

	$r_d=3\text{cm}, h_c=6\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=3\text{cm}, h_c=10\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=6\text{cm}, h_c=8\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=1.5\text{cm}, h_c=4.8\text{cm}$		Dif (%)
	$\langle \theta_c \rangle$	f(E)		$\langle \theta_c \rangle$	f(E)		$\langle \theta_c \rangle$	f(E)		$\langle \theta_c \rangle$	f(E)	
^{222}Rn	0.225	0.222	1.3	0.228	0.230	0.8	0.228	0.230	0.7	0.186	0.165	13.2
$^{218}\text{Po}^v$	0.232	0.223	4.2	0.226	0.228	1.0	0.226	0.228	0.7	0.157	0.131	19.7
$^{214}\text{Po}^v$	0.191	0.162	18.0	0.196	0.162	21.0	0.231	0.228	1.2	0.036	0.031	18.3
$^{218}\text{Po}^p$	0.001	0.006	79.8	0.001	0.006	79.8	-	-	-	0.122	0.117	4.0
$^{214}\text{Po}^p$	0.063	0.069	8.1	0.063	0.069	8.1	-	-	-	0.052	0.038	35.4
$^{218}\text{Po}^m$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$^{214}\text{Po}^m$	0.019	0.016	17.6	-	-	-	-	-	-	0.022	0.022	0.4

Elaboración: Daniel Palacios

Tabla 2. Sensibilidades totales (cm) del detector LR-115 en cámaras de difusión cilíndricas para diferentes fracciones aéreas del ^{218}Po

f_1	$r_d=3\text{cm}, h_c=6\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=3\text{cm}, h_c=10\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=6\text{cm}, h_c=8\text{cm}$		Dif (%)	$r_d=1.5\text{cm}, h_c=4.8\text{cm}$		Dif (%)
	$\langle\theta_c\rangle$	f(E)		$\langle\theta_c\rangle$	f(E)		$\langle\theta_c\rangle$	f(E)		$\langle\theta_c\rangle$	f(E)	
0.0	0.309	0.313	1.4	0.302	0.316	4.3	0.228	0.230	0.7	0.298	0.266	12.0
0.1	0.332	0.335	0.9	0.325	0.338	3.9	0.251	0.252	0.7	0.307	0.273	12.6
0.2	0.355	0.357	0.5	0.347	0.360	3.6	0.273	0.275	0.7	0.316	0.279	13.1
0.3	0.378	0.378	0.1	0.369	0.382	3.3	0.296	0.298	0.7	0.325	0.286	13.7
0.4	0.401	0.400	0.3	0.392	0.404	3.1	0.318	0.321	0.7	0.333	0.292	14.2

Elaboración: Daniel Palacios

El programa desarrollado reproduce adecuadamente los valores esperados de sensibilidades parciales, ya que son los mismos para el ^{222}Rn , ^{218}Po , y ^{214}Po en el detector LR-115 de la cámara de 6 cm de radio y 8 cm de altura donde se comporta como detector descubierto (Nikezic *et al.*, 2004; Yu *et al.*, 2005). Otra observación importante de la Tabla 1 es que el valor medio de la sensibilidad parcial (0.228 cm) difiere solamente en 1.4% del valor teórico y del valor medio experimental obtenido por Eappen y Mayya (2004) que fue 0.02 trazas.cm-2/Bq.d.m-3 (= 0,231 cm). En resumen, los resultados obtenidos validan el correcto desempeño del código de Monte Carlo utilizado.

Ángulos críticos, energías umbrales y fracciones aéreas del ^{218}Po reportados

En varias publicaciones se han reportado ángulos críticos medios y ventanas de energía similares a los obtenidos por otros autores, sin embargo, en algunos casos parece ser fortuito en vista de las diferencias en las condiciones de revelado y/o el método de registro de las trazas. Se ha demostrado que las condiciones experimentadas por un detector antes, durante y después de su exposición, así como características de la membrana filtrante, forma y dimensiones del detector y cámara de difusión, influyen sobre la respuesta del detector. Sin

embargo, muy rara vez todos esos factores y parámetros son reportados, por lo que puede ser inadecuado el uso de parámetros ΔE , $\langle \theta_{crit} \rangle$ y f_l tomados de la literatura.

En diversos trabajos se observan valores de ángulos críticos y de energía umbrales diferentes, aunque el modo de registro de las trazas y condiciones de revelado del detector haya sido similar. Esos autores demostraron que los contenidos de uranio y torio en muestras de mármol obtenidos por el método del ángulo crítico medio están en correspondencia con los obtenidos por ICP-MS.

Si el detector LR-115 se expone en el modo descubierto, para determinar su coeficiente de calibración usando simulaciones por Monte Carlo basta conocer ΔE y $\theta_{crit}=f(E)$. Sin embargo, si el detector se expone en cámara de difusión se requiere conocer además la fracción f_l de átomos ^{218}Po que se desintegran en el volumen de la cámara antes de depositarse en sus paredes (Nikezic y Stevanovic, 2005; Palacios et al., 2005). Comparando las distribuciones de densidades radiales de trazas experimentales y calculadas se estimó que la fracción aérea del ^{218}Po era de alrededor del 40% para cámaras de diferentes materiales y tamaños (Nikezic *et al.*, 1993; Koo *et al.*, 2002, Koo *et al.*, 2003). Sin embargo, según Pressyanov (2008) f_l puede variar entre 4-40% sobre el rango de coeficientes de difusión estudiados. Ambos autores coinciden en que prácticamente todos los átomos ^{214}Bi ($+^{214}\text{Po}$) están completamente depositados.

Metodología experimental

El Consejo Nacional de Protección Radiológica (NRPB por sus siglas en inglés) desarrolló un dispositivo para la dosimetría personal de radón en minas. Este dispositivo consta de un detector PADC (CR-39TM) encerrado en un soporte plástico hecho de una cubierta superior e inferior que encajan a presión. En los diversos ejercicios de interoperación en que ha participado ha demostrado ser un buen dispositivo por su respuesta altamente consistente usando diferentes condiciones de revelado. Debido a su fiabilidad, en este trabajo se utilizó como monitor de referencia para calcular la concentración media de radón en el sitio seleccionado. Varios tipos de cámaras de difusión de diferentes tamaños, conteniendo detectores LR-115 tipo II en su interior, fueron expuestos en el mismo

lugar durante 17 días. Las bocas de las cámaras en forma de vaso fueron cubiertas con una membrana semipermeable de polietileno para limitar la entrada de torón y bloquear el paso de partículas suspendidas y proge-
nie del radón y torón. Después de la exposición, los detectores CR-39™ se revelaron en una solución de NaOH al 25% a 75°C durante 8 horas. La sensibilidad utilizada para calcular la concentración de radón a partir de la densidad de trazas inducida en el PADC del monitor NRPB fue de 2.8 (tracks.cm-2)/kBq.h.m-3). Los detectores LR-115 fueron revelados con las condiciones estándares pero durante 90 minutos. Para la obser-
vación de las trazas se empleó un microscopio óptico de transmisión con ampliación de 20X. El conteo se realizó automáticamente utilizando el analizador de imágenes ImageJ. Para el cálculo de densidades de trazas en detectores LR-115 solamente se utilizaron las trazas que perforaron completamente la capa activa del detector. Para cada tipo de detector se analizaron en promedio 100 campos de visión. Las diferentes cámaras de difusión se utilizaron para determinar E_{min} , E_{max} , $\langle\theta_c\rangle$, y fI mediante un programa desarrollado basado en simulaciones de Monte Carlo. En la Figura 4 se presentan los tipos de cámaras utilizados y la Tabla 3 muestra los parámetros geométricos de las cámaras de difusión estudiadas. En todos los casos se utilizó un detector de 1.5 cm de lado.

Figura 4. Cámaras de difusión de prueba y monitores comerciales de referencia



Elaboración: Jhonny Rojas

Tabla 3. Características de las cámaras de difusión

	Material	Geometría	Altura (cm)	Diámetro menor (cm)	Diámetro mayor (cm)
A	Tecnopor [poliestireno expandido (EPS)]	Cónica	13.0	5.5	9.0
B	PET (tereftalato de polietileno)	Cónica	6.0	4.2	7.1
C	Cartón ecológico	Cónica	7.7	5.1	6.9
D	Plástico (cartucho de película fotográfica)	Cilíndrica	4.8	3.0	3.0

Elaboración: Jhonny Rojas y Patrizia Pereyra

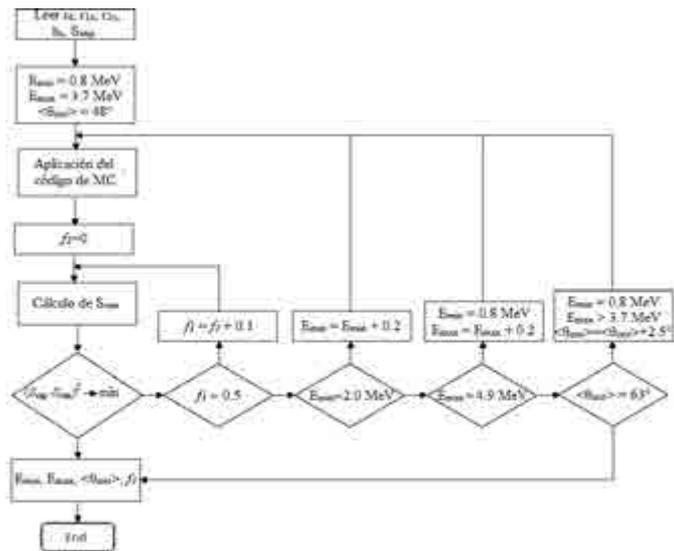
Aproximaciones sucesivas para estimar los valores de $\langle \theta_{crit} \rangle$, ΔE y fI

De acuerdo a los valores reportados, y teniendo en cuenta que a menores tiempos de revelado el ángulo crítico medio aumenta y la ventana de energía se contrae, consideramos que para nuestras condiciones de revelado y modo de análisis de trazas los valores experimentales $\langle \theta_{crit} \rangle$, E_{min} y E_{max} deberían estar comprendidos entre 48° y 63° , 0.8 MeV y 2 MeV, y 3.7 MeV y 4.9 MeV, respectivamente. Por su parte, la fracción aérea del ^{218}Po debería estar en el rango de 0 a 0.4.

En el programa desarrollado para calcular las sensibilidades totales (S_{sim}) se hicieron variar sistemáticamente los valores $\langle \theta_{crit} \rangle$, E_{min} , E_{max} y fI . Se calcularon los valores de S_{sim} , los cuales se compararon con el coeficiente de calibración experimental (S_{exp}). El valor de S_{exp} para cada cámara de difusión estudiada se calculó a partir de la tasa de densidad de trazas inducida en los detectores LR-115 y la concentración media de radón ($\langle C_{Rn} \rangle$) a que fueron expuestos. La concentración media de radón se calculó a partir de las densidades de trazas inducidas en detectores CR-39TM contenidos en los monitores de referencia NRPB. Los parámetros ΔE , $\langle \theta_{crit} \rangle$, y fI buscados son los que hacen mínima la desviación cuadrática entre S_{exp} y S_{sim} , para lo cual se implementó en el programa principal un proceso de iteraciones sucesivas.

Mediante el algoritmo mostrado en la Figura 5 se estiman los valores de $\langle \theta_{crit} \rangle$, ΔE y fI . Los parámetros encontrados son los que caracterizan la formación de trazas visibles en detectores LR-115 para las condiciones de revelado y modo de análisis de trazas usadas en nuestro laboratorio y reflejan el comportamiento de los átomos ^{218}Po dentro de las cámaras estudiadas. Los valores medios de esos parámetros se pueden utilizar para estimar el coeficiente de calibración de cualquier otra cámara de difusión independientemente de su geometría pero con relación A/V comprendida en el intervalo de valores de las cámaras estudiadas. Es importante enfatizar que las condiciones de revelado y procedimiento de análisis de trazas deben permanecer invariables.

Figura 5. Diagrama de flujo de los ciclos utilizados para estimar los umbrales de energía, el ángulo crítico medio y la fracción aérea del ^{218}Po



Elaboración: Daniel Palacios

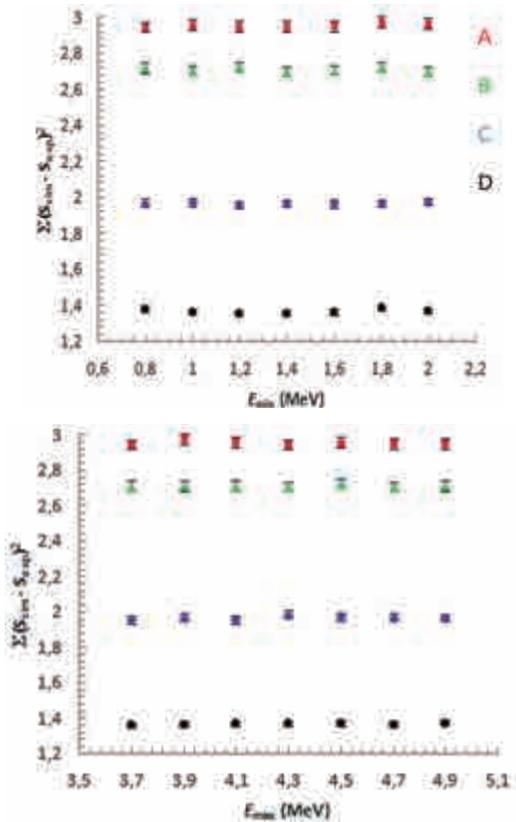
Resultados

La concentración media de ^{222}Rn derivada de las densidades de trazas en los detectores CR-39 expuestos en las cámaras de referencia

NRPB resultó ser (4.1 ± 0.3) KBq/m³. Usando ese valor y las densidades de trazas observadas en los detectores LR-115 se calcularon las sensibilidades experimentales medias para las cámaras de difusión estudiadas.

La Figura 6 muestra las dependencias de las sumas de desviaciones al cuadrado entre S_{exp} y S_{sim} con los valores de E_{min} (a) y E_{max} (b) para cada una de las cámaras de difusión estudiadas, incluyendo también la contribución de las demás variables (E_{max} , $\langle \theta_{crit} \rangle$ y fI).

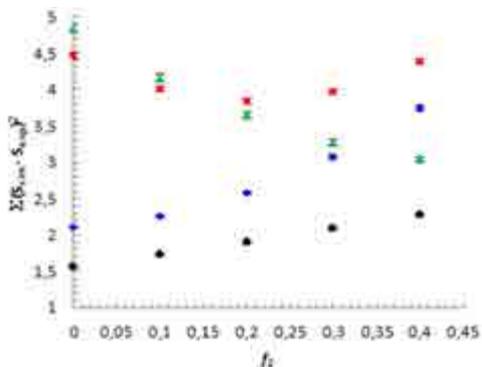
Figura 6. Suma de desviaciones cuadráticas entre sensibilidades simuladas y experimentales para los diferentes valores E_{min} (a) y E_{max} (b) para las cámaras utilizadas



Elaboración: Daniel Palacios

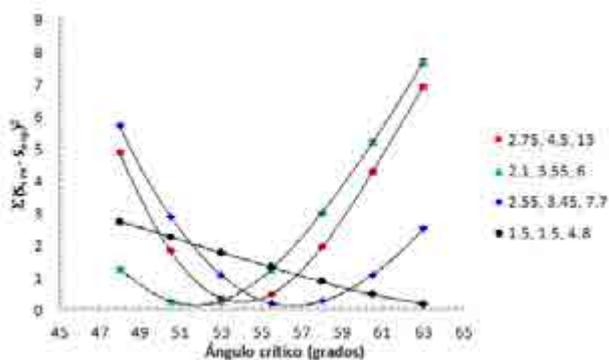
Si bien los resultados para las relaciones entre las desviaciones al cuadrado y $f1$ no son consistentes (Figura 7), todas las dependencias de las sumas de desviaciones al cuadrado con $\langle \theta_{crit} \rangle$ mostraron un mínimo en ángulos próximos entre sí, con excepción de la cámara de menores dimensiones (Figura 8). Estos resultados demuestran que el parámetro que más influye en el cálculo de la sensibilidad es en el ángulo crítico.

Figura 7. Suma de desviaciones cuadráticas entre sensibilidades simuladas y experimentales para los diferentes valores de $f1$



Elaboración: Daniel Palacios

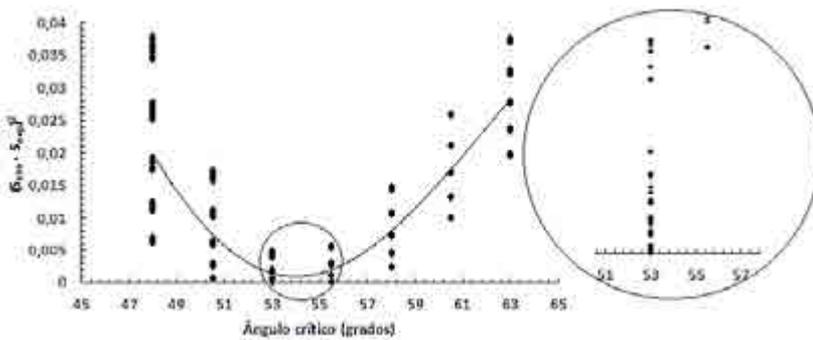
Figura 8. Suma de desviaciones cuadráticas entre sensibilidades simuladas y experimentales para los diferentes valores de $\langle \theta_{crit} \rangle$



Elaboración: Daniel Palacios

En la Figura 9 se plotean las desviaciones al cuadrado entre S_{sim} y S_{exp} , obtenidas para todos los posibles valores de E_{min} , E_{max} , y fI , en función de los ángulos críticos del intervalo establecido. Como se puede observar, existe un valor de $\langle \theta_{crit} \rangle$ con una combinación particular de los parámetros E_{min} , E_{max} , y fI donde la diferencia entre la sensibilidad simulada y S_{exp} es mínima (ver en inserto ampliación de región alrededor de 53°). La ilustración corresponde a los resultados obtenidos en la cámara de difusión de $r_1=2.75$ cm, $r_2=4.5$ cm y $h=13$ cm, sin embargo el comportamiento descrito fue común para el resto de las cámaras estudiadas.

Figura 9. Ejemplo de convergencia de las aproximaciones sucesivas de las desviaciones al cuadrado entre S_{sim} y S_{exp}



Elaboración: Daniel Palacios

Considerando que la ventana de energía y el ángulo crítico medio dependen fundamentalmente de las condiciones de revelado y modo de análisis de trazas, las diferencias entre los valores encontrados en las diferentes cámaras de difusión se deben a las diferentes fuentes de incertidumbre experimentales y no a la forma y dimensiones de las cámaras. Además, no se encontró ninguna regularidad en las dependencias de E_{min} , E_{max} y $\langle \theta_{crit} \rangle$ con los parámetros geométricos de las cámaras (r_1 , r_2 , h).

Los parámetros que generaron las menores desviaciones al cuadrado para las diferentes cámaras de difusión estudiadas se mues-

tran en la Tabla 4. Los resultados muestran que la ventana de energía se puede expresar como $[1.5 \pm 0.3, 4.0 \pm 0.2]$ MeV y un ángulo crítico medio igual a $(56.1 \pm 6.6)^\circ$. El parámetro que presentó mayor incertidumbre fue E_{\min} (23%) mientras que para E_{\max} fue solamente del 5%. Como se observa en las líneas de tendencia en la Figura 8, al parecer se hubieran obtenido resultados más precisos si luego de una primera aproximación se hubieran variado los parámetros con un paso más pequeño alrededor de los valores del ángulo donde la suma de desviaciones al cuadrado fue mínima. Los valores de E_{\min} y E_{\max} son ligeramente superior e inferior, respectivamente, a los que con más frecuencia se reportan para las condiciones estándares de revelado. No obstante, esos resultados son coherentes con el hecho de que a menor tiempo de revelado es menor la capa removida y la ventana de energía se contrae (Nikezic y Yu, 2010). En la mayoría de los trabajos reportados el tiempo de revelado es de 120 minutos mientras que el tiempo de revelado de nuestros detectores fue de 90 minutos.

El valor del ángulo crítico medio es próximo al que se obtiene asumiendo la función V de Durrani y Bull (1987) con las constantes que mejor predicen los resultados experimentales de sensibilidad (Leung *et al.*, 2007). Para la cámara de difusión de menor radio se obtuvo un ángulo crítico medio mucho mayor que en los demás casos. Una posible causa es que en las demás cámaras se utilizó una membrana semipermeable a la entrada, mientras que la de menores dimensiones tenía una tapa que se coloca a presión sellándola firmemente. Este hecho pudo haber condicionado menor concentración de radón en el interior de la cámara en comparación con las que tenían membrana semipermeable. Por otra parte, se debe tener en cuenta que mientras menor es el radio de la cámara de difusión mayor es la probabilidad de que toda la progenie del radón decaiga desde el estado depositado en las paredes de la cámara.

Tabla 4. Valores de los parámetros E_{\min} , E_{\max} , $\langle \theta_{\text{crit}} \rangle$ y fl que minimizaron las desviaciones cuadráticas entre S_{exp} y S_{sim} en las cámaras de difusión estudiadas

R_1 (cm)	R_2 (cm)	H (cm)	f_1	E_{\min} (MeV)	E_{\max} (MeV)	$\langle \theta_{\text{crit}} \rangle$ (grados)	S_{exp} (cm)	$\sum (S_{\text{exp}} - S_{\text{sim}})^2$
2.75	4.5	13	0.1	1.8	4.1	53	0.34 ± 0.06	9.97E-11
2.1	3.55	6	0.1	1.2	3.9	50.5	0.35 ± 0.05	1.19E-08
2.55	3.45	7.7	0.1	1.2	3.7	55.5	0.28 ± 0.08	1.33E-08
1.5	1.5	4.8	0	1.8	4.1	65.5	0.12 ± 0.05	4.45E-09
		Prom.	0.075	1.5	4.0	56.1		
		σ	0.05	0.3	0.2	6.6		
		Err. (%)	67	23	5	12		

Elaboración: Daniel Palacios

El valor de fl ($=0$) para la menor cámara es coherente, indicando que en ese caso se pueden considerar depositados todos los átomos ^{218}Po . Algunos autores han definido radios y alturas críticos y los han calculado usando ángulos críticos constantes y diferentes dependiendo del emisor de partículas alfa (Askari *et al.*, 2008). De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo consideramos esa aproximación conveniente si las cámaras son de radio pequeño.

Para las cámaras de mayores dimensiones se obtuvo un valor constante de $fl=0.1$. Este valor es menor que el reportado por Koo *et al.* (2003), estando más cerca del rango determinado por Pressyanov (2008). Al parecer, para las dimensiones de las cámaras estudiadas la fracción aérea de átomos ^{218}Po se puede considerar constante.

Dado que desde el punto de vista físico E_{\min} , E_{\max} y $\langle \theta_{\text{crit}} \rangle$ no dependen de las geometrías de la cámara y del detector ni de sus dimensiones, se estimaron sus valores medios (Tabla 4). Utilizando esos valores medios se calculó la sensibilidad total de un detector circular LR-115 de 1.41 cm de radio en cámara de difusión de 6.198 cm de diámetro y 4.5 cm de altura. El área del detector y dimensiones de

la cámara son idénticos a los empleados por Nambi *et al.* (1994). El valor estimado (0.235 cm) difiere del obtenido experimentalmente por Eappen y Mayya (2004) (0.243cm) solamente en un 3.3%. Aunque el modo de observación de las trazas fue diferente del aplicado en nuestro trabajo, este resultado puede constituir un ejemplo de validación del método considerando que en ambos casos se utilizaron las mismas condiciones de revelado y que estas tienen mayor influencia en la respuesta del detector.

Los valores medios de los parámetros encontrados también se introdujeron en el programa principal, junto a las dimensiones de las cámaras de ensayo, para recalcular las sensibilidades correspondientes. Con los valores de sensibilidades recalculadas y las densidades de trazas obtenidas se determinaron las concentraciones de radón en el sitio de estudio. En todos los casos las desviaciones porcentuales entre las concentraciones de radón así estimadas y la obtenida con el monitor NRPB fueron inferiores al 20%.

Conclusiones

1. Se confeccionó un programa basado en simulaciones de Monte Carlo que permite calcular la sensibilidad de un detector LR-115 en una cámara de difusión cilíndrica o cónica.
2. Se demostró que para los cálculos de sensibilidades totales se puede asumir un ángulo crítico medio, aunque la exactitud de los valores es menor para cámaras de difusión con radios pequeños.
3. Se desarrolló un método semi-empírico para estimar ΔE , $\langle \theta_{\text{crit}} \rangle$, y fI para el registro de trazas alfa del radón y su progenie en detectores LR-115 tipo II expuestos en cámaras de difusión. Los parámetros buscados son los que generan la menor desviación cuadrática entre las sensibilidades simuladas y experimentales.
4. Las diferencias entre las sensibilidades experimentales y simuladas en función del ángulo crítico convergen a un mínimo a diferencia de las dependencias con las energías umbrales E_{min} y E_{max} .

5. Se determinaron los parámetros E_{\min} , E_{\max} , $\langle \theta_{crit} \rangle$ que caracterizaron la formación de trazas registradas en los detectores LR-115 tipo II, para las condiciones de revelado y modo de análisis de trazas aplicado en nuestro laboratorio, así como el comportamiento del ^{218}Po dentro de las cámaras estudiadas (fI).
6. Si en la determinación de la concentración de radón se aceptan incertidumbres del orden del 20%, entonces se puede estimar el coeficiente de calibración de un detector LR-115 tipo II en cámara de difusión de cualquier geometría y tamaño utilizando el programa desarrollado con los parámetros encontrados. En otras palabras, no sería necesario determinar experimentalmente el coeficiente de calibración por la exposición del monitor a concentraciones conocidas en una cámara de radón. Es importante enfatizar que las condiciones de revelado y modo de análisis de las trazas deben preservarse.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido desarrollada gracias al proyecto “Desarrollo de un sistema de monitoreo de Rn-222 ambiental mediante la técnica de huellas nucleares, en la ciudad de Lima-Perú” subvencionado por la PUCP y FINCYT (120-PNICP-PIAP-2015).

Bibliografía

- Askari, H.R., Ghandi, Kh., Rahimi, M., Negarestani, A. (2008). Theoretical calculation on CR-39 response for radon measurements and optimum diffusion chambers dimensions. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 596, 368-383.
- Barillon, R., Fromm, M., Chambaudet, A., Marah, H., y Sabir, A. (1997). Track etch velocity study in a radon detector (LR 115, cellulose nitrate). *Radiation Measurement*, 28(1-6), 619-628.
- Calamosca, M., Penzo, S., y Gualdrini, G. (2003). Experimental determination of CR-39 counting efficiency to α particles to design the holder of a new radon gas dose meter. *Radiat Meas*, 36, 217-219.
- Dorschel, B., Hermsdorf, D., Pieck, S., Starke, S., Thiele, H., y Weickert, F. (2003). Studies of SSNTDs made from LR-115 in view of their

- applicability in radiobiological experiments with alpha particles. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B207*, 154-164.
- Durrani, S.A., y Bull, R.K. (1987). *Solid state nuclear track detection: Principles, method and application*. Oxford: Pergamon Press.
- Durrani, S. A., y Green, P. F. (1984). The effect of etching conditions on the response of LR115. *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, 8(1-4), 21-24.
- Eappen, K. P., y Mayya, Y. S. (2004). Calibration factors for LR-115 (type-II) based radon thoron discriminating dosimeter. *Radiation Measurements*, 38(1), 5-17.
- Koo, V.S.Y., Yip, C.W.Y., Ho, J.P.Y., Nikezic, D., y Yu, K.N. (2002). Sensitivity of LR115 detector in diffusion chamber to ^{222}Rn in the presence of ^{220}Rn . *Applied Radiation and Isotopes*, 56, 953-956.
- _____ (2003). Deposition fractions of ^{218}Po in diffusion chambers. *Applied Radiation and Isotopes*, 59, 49-52.
- Leung, S. Y. Y., Nikezic, D., Leung, J. K. C., y Yu, K. N. (2007). Derivation of V function for LR 115 SSNTD from its sensitivity to ^{220}Rn in a diffusion chamber. *Applied radiation and isotopes*, 65(3), 313-317.
- Misdaq, M.A., y Amghar, A. (2005). Radon and thoron emanation from various marble materials: impact on the workers. *Radiation Measurements*, 39, 421-430.
- Nambi, K. S. V., Subba Ramu, M. C., Eappen, K. P., Ramachandran, T. V. Muralledharan, T S y Shaik, A. N. (1994). A new SSNTD method for the measurement of Radon -Thoron mixed working levels in dwellings. *Bulletin of Radiation Protection*, 17, 34-35.
- Nikezic, D., y Yu, K. N. (2006). Computer program TRACK_TEST for calculating parameters and plotting profiles for etch pits in nuclear track materials. *Computer Physics Communications*, 174(2), 160-165.
- _____ (2010). Long-term determination of airborne concentrations of unattached and attached radon progeny using stacked LR115 detector with multi-step etching. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 613 245-250
- Nikezic, D., y Baixeras, C. (1996). Radon, radon progeny and equilibrium factor determination using an LR-115 detector. *Radiat Meas*, 26(2), 203-213.

- Nikezic, D., Ng, F. M. F., y Yu, K. N. (2004). Theoretical basis for long-term measurements of equilibrium factors using LR 115 detectors. *Applied radiation and isotopes*, 61(6), 1431-1435.
- Nikezić, D., y Stevanović, N. (2005). Radon progeny behavior in diffusion chamber. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 239(4), 399-406.
- Nikezic, D., Markovic, P., y Bek-Uzarov, D. (1993). Determination of calibration coefficient for radon measurements using a track detector. *Health physics*, 64(6), 628-632.
- Palacios, D., Sajo-Bohus, L., y Greaves, E. D. (2005). Radon progeny distributions inside a diffusion chamber and their contributions to track density in SSNT detectors. *Radiation measurements*, 40(2), 657-661.
- Planinic, J. (1992). The efficiency and angular sensitivity of the LR-115 nuclear track detector to alpha particles. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B71*, 95-98.
- Pressyanov, D. S. (2008). Radon progeny distribution in cylindrical diffusion chambers. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 596(3), 446-450.
- Yu, K.N., Nikezic, D., Ng, F.M.F., y Leung, J.K.C. (2005). Long-term measurements of radon progeny concentrations with solid state nuclear track detectors. *Radiat Meas*, 40, 560-568.

Tasa de exhalación de ^{222}Rn del suelo en el yacimiento arqueológico Huaca 20

Rafael Liza¹

Jhonny Rojas

Patrizia Pereyra

María Elena López Herrera

Daniel Palacios

Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima, Perú

Laszlo Sajó-Bohus

Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela

Introducción

El término huaca proviene del quechua *wak'a* que se usa para designar a todas las sacralidades fundamentales incaicas, santuarios, templos, tumbas, momias y demás lugares sagrados. El sitio arqueológico Huaca 20 presentó diferentes fases de ocupación que van desde el uso doméstico hasta el funerario; en el primer caso las construcciones eran principalmente hechas de adobe y piedra (cantos rodados), ubicadas sobre un terreno limoso y de arena gruesa, el cual venía modificado por las continuas inundaciones debidas principalmente a la aparición cíclica de fenómenos del niño (Mauricio, 2014). Hasta la fecha los arqueólogos determinaron 8 diferentes fases de ocupación (Astete, 2014). Se pudo

1 Autor para correspondencia: raliza@pucp.edu.pe

reconocer una actividad cíclica en relación el procedimiento cultural que consistía en recubrir regularmente el lugar al finalizar un periodo. Ha sido de particular interés la fase 3 del periodo de ocupación por registrarse 92 contextos funerarios enterrados en fosas que permitieron recolectar artefactos enriqueciendo el conocimiento acerca de los residentes (Fernandini *et al.*, 2015). El presente trabajo se justifica por la necesidad de recolectar data de la exhalación de radón debido al riesgo radiológico que representa el radón y su progenie, al que están expuestos excavadores y arqueólogos quienes están constantemente inhalando polvo que se genera en los sitios arqueológicos, elemento que por excelencia lleva consigo la progenie del radón quienes causan el mayor riesgo radiológico. Para la medición de radón y su progenie se usó un método pasivo SSNTD's, los CR-39TM.

Procedimiento experimental

Se diseñaron cámaras con detectores pasivos CR-39TM los cuales fueron utilizados en la medición *in situ* con el objetivo de acumular radón y su progenie, sin la perturbación inducida por las variaciones de las condiciones ambientales del entorno, de manera tal que garantice en lo posible que el volumen de la cámara sea netamente producto de la exhalación de radón del suelo.

En la Figura 1 se reporta un esquema ilustrativo de los dispositivos mencionados. Estos fueron colocados en el centro del soporte (la cubierta constituido por tres materiales). El soporte tiene una superficie entre 0.7 y 1 m², un aislante plástico no transparente y una lámina delgada de aluminio para aumentar la impedancia en la fuga de radón. Se construyeron 15 de estos dispositivos y luego fueron colocados al nivel del suelo; los bordes de 20 cm de ancho, fueron cubiertos con la tierra propia de la excavación del lugar de manera uniforme con un espesor entre 5 y 7 cm sobre la cual se posicionaron piedras para aumentar la rigidez del sistema.

Figura 1. Esquema del sistema de medición



Elaboración: Laszlo Sajo-Bohus

Los dispositivos de medición fueron distribuidos en el sitio arqueológico de la Huaca 20. En la Figura 2 se muestra la ubicación de los mismos.

Figura 2. Mapa de la ubicación de los detectores en el sitio arqueológico Huaca 20



Fuente: Fernandini *et al.*, 2015

Luego de estar los detectores expuestos por 28 días, fueron llevados al laboratorio para su procesamiento. Los detectores fueron revelados mediante ataque químico en un baño termoestabilizado, con una solución de NaOH a 6N, durante 7 horas, a la temperatura de 70°C, luego del revelado químico se utilizó un microscopio óptico con 20X de aumento para visualizar las trazas, se observaron 35 campos por cada detector. Para la lectura de las trazas en cada uno de los campos se utilizó el software ImageJ para el cual se implementó un macro, debido a la alta densidad de trazas por contar bajo el criterio de visibilidad tales como circularidad y diámetro de trazas.

Resultados

Se determinó la concentración de radón a partir de las lecturas obtenidas en el microscopio y utilizando un factor de calibración apropiado (Nikolopoulos *et al.*, 2013), los resultados se muestran en la Tabla 1. A partir de estos resultados de la concentración de radón se puede determinar la exhalación del lugar mediante la siguiente fórmula (Saad *et al.*, 2013):

$$E_x = \frac{CV\lambda}{A\left[T + \frac{1}{\lambda}(e^{-\lambda T} - 1)\right]} \quad (1)$$

Donde C es la exposición de radón, V el volumen del dispositivos de medición, λ es la constante de desintegración de radón, A es el área cubierta por el dispositivo, y T es el tiempo que fueron expuestos los detectores. Los resultados de la exhalación de radón para cada uno de los puntos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Concentración y exhalación de Radón 222

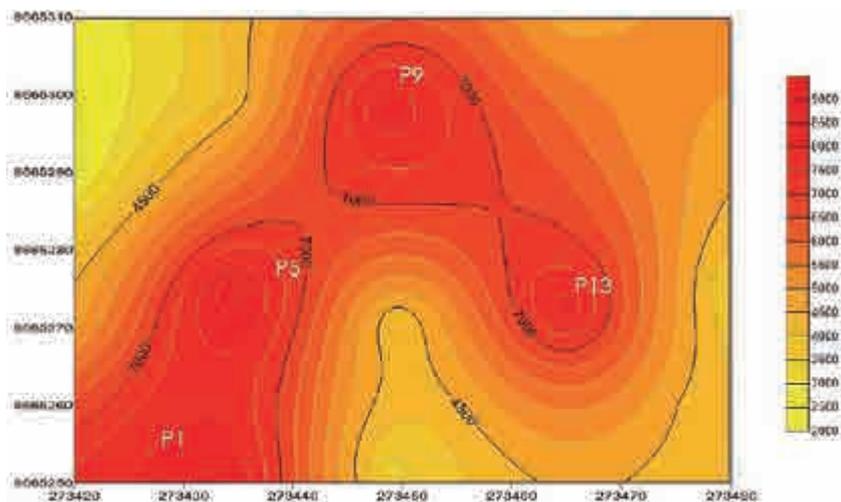
Detector CR-39™	Concentración Rn-222 (KBq.m ³)	Exhalación Rn-222 (mBq.m ² .h ⁻¹)
P1	7.66 ± 1.27	513.0 ± 72.8
P2	4.89 ± 0.72	327.7 ± 48.5
P3	2.36 ± 0.59	157.9 ± 22.4
P4	4.07 ± 0.48	272.9 ± 38.7
P5	8.93 ± 0.86	598.4 ± 84.8

P6	8.53 ± 0.79	571.7 ± 81.1
P7	3.37 ± 0.60	225.7 ± 32.0
P8	4.02 ± 0.72	269.2 ± 38.2
P9	8.49 ± 0.79	569.0 ± 80.7
P10	4.77 ± 1.04	319.4 ± 45.3
P11	5.29 ± 0.72	354.6 ± 50.3
P12	5.42 ± 0.76	363.4 ± 51.5
P13	8.39 ± 0.56	562.2 ± 79.7
P14	3.50 ± 0.44	234.6 ± 33.3
P15	4.51 ± 0.42	302.5 ± 42.9

Elaboración: Rafael Liza

En la Figura 3 se muestra el mapa de iso-concentraciones mediante el software Surfer 12, en el que se puede apreciar que las mayores concentraciones se encuentran en los puntos de medición en que se reportaron la mejor conservación de contextos funerarios dadas por Fernandini *et al.* (2015), donde los puntos P1, P5, P9, P13 corresponden a las zonas en las que se reportaron la mayor exhalación de Radón.

Figura 3. Mapa de Iso-Concentraciones de ^{222}Rn



Elaboración: Rafael Liza

Conclusiones

Los valores de exhalación del Radón 222 encontrados en el sitio arqueológico Huaca 20 oscilan entre los valores (157.9 ± 22.4) y (598.4 ± 84.9) ($\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). Este resultado no es sorprendente en cuanto el sitio ha sufrido una intervención humana en diferentes periodos además de las modificaciones por las continuas inundaciones debidas principalmente a la aparición cíclica de fenómenos del niño como se mencionó anteriormente. Las tazas de exhalación encontradas son particularmente elevadas comparado a los trabajos reportados por otros autores en suelo (Saad *et al.*, 2013) y debido a materiales de construcción (Shoeib y Thabayneh, 2014).

Al relacionar las concentraciones con la conservación de los contextos arqueológicos encontrados en cada área que se divide la Huaca 20, clasificada por los arqueólogos como: buena, regular, mala y muy mala (Fernandini *et al.*, 2015), se puede observar que en las zonas donde había mayor exhalación de radón, los contextos arqueológicos han sido caracterizados con niveles entre regular y buenos. Es posible que sea solamente una coincidencia sin embargo estos resultados apuntan a realizar estudios similares en otras huacas.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido desarrollada gracias al proyecto “Desarrollo de un sistema de monitoreo de Rn-222 ambiental mediante la técnica de huellas nucleares, en la ciudad de Lima-Perú” subvencionado por la PUCP y FINCyT (120-PNICP-PIAP-2015)

Bibliografía

- Fernandini, F. (2015). En Mauricio, A. C., Muro, Y. L., Olivera, A. C., & Muro, Y. L. Huaca 20: *Un sitio Lima en el antiguo Complejo Maranga*.
- Mauricio, A. Cecilia (2014). Ecodinámicas humanas en Huaca 20: Reevaluando el impacto de El Niño a finales del periodo intermedio temprano. *Boletín de Arqueología PUCP*, (18).
- Nikolopoulos, D., Vlamakis, E., Chatzisavvas, N., Yannakopoulos, P. H., Argyriou, X., Petraki, E. & Filtisakos, S. (2013). Study of the response of open CR-39 detector to radon and progeny by Monte

- Carlo simulation with SRIM 2013. In *International Scientific Conference eRA-8 ISSN-1791-1133-1*.
- Saad, A. F., Abdallah, R. M., & Hussein, N. A. (2013). Radon exhalation from Libyan soil samples measured with the SSNTD technique. *Applied Radiation and Isotopes*, 72, 163-168.
- Shoeib, M. Y., & Thabayneh, K. M. (2014). Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation rate in various samples of Egyptian building materials. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7(2), 174-181.

Influencia de variables meteorológicas en las concentraciones de radón (^{222}Rn) presentes en el suelo

Karina M. González Mogrovejo¹

Manuel E. Delgado Fernández,

Tony J. Vilorio Ávila

Universidad Politécnica Salesiana-INBIAM

Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental

Introducción

El Radón (^{222}Rn) es un gas noble que se origina de la serie de decaimiento del Uranio-238, que es un mineral radiactivo natural presente en la corteza terrestre, y se encuentra repartido en diferentes concentraciones por toda el planeta, sus niveles y concentración varían en función del tipo de roca y suelo, siendo el granito, las rocas fosfatadas, y lutitas, los minerales que contienen mayores concentraciones de este elemento (Muikku, Heikkinen, Puhakainen, Rahola, & Salonen, 2007). Se conoce que los residuos hospitalarios, residuos peligrosos, plantas nucleares, parqueaderos subterráneos, materiales de construcción, bodegas entre otros, aportan emisiones de (^{222}Rn) (Estrada, 2007) (Mustafa & Krewski, 2009) (Appleton, 2007).

El promedio de vida de este gas es de 3.8 días y se da de forma continua, influenciado principalmente por 3 variables, la cantidad de gas presente en el elemento, la porosidad y permeabilidad del medio y

¹ Autor de correspondencia: kgonzalezmo@est.ups.edu.ec

el grado de saturación del agua (Ishimori *et al.*, 2013). Cuando el gas se libera desde el suelo, es poco probable que los átomos que están ubicados en el material particulado sólido estén disponibles para liberarse hacia la atmósfera ya que el coeficiente de difusión disminuye en los elementos sólidos, por lo que la liberación está en función de los espacios intersticiales de los granos, por lo que el aporte del (^{222}Rn) a la atmósfera se puede describir en tres etapas: (Moed, Nazaroff, & Sextro, 1988).

- Emanación: Proceso de escape de átomos de radón desde el grano hacia el espacio intersticial presente entre granos.
- Transporte: La difusión y el flujo advectivo mueven los átomos de ^{222}Rn hasta que alcanzan la superficie del suelo.
- Exhalación: Los átomos transportados a la superficie del suelo se exhalan a la atmósfera.

Para cuantificar las concentraciones, se debe seleccionar un método que depende principalmente de la cantidad de gas ^{222}Rn en la fuente, y la precisión necesaria. Las técnicas para medir este gas se pueden clasificar a través de tres parámetros.

- Si la técnica mide el gas o los productos secundarios.
- La resolución de tiempo.
- Del tipo de emisión, ya sean partículas alfa o beta, radiación de desintegración o radiación radiactiva.

Cuantificación de las concentraciones de ^{222}Rn en el suelo

La presente revisión busca determinar el patrón espacio-temporal de los niveles de ^{222}Rn en relación a las propiedades físicas de un ambiente subterráneo, conocer su origen y determinar los factores ambientales que controlan las variables meteorológicas (Eappen & Mayya, 2004) para lograr este objetivo es necesario conocer los métodos que cuantifican la concentración del gas radón y de sus descendientes emanadas desde la superficie. El método que se seleccione estará en función de la disponibilidad de instrumentos, costos, y la duración de la medida. Todos los métodos de cuantificación que se han reportado se basan en el recuento de partículas emitidas por el material como por

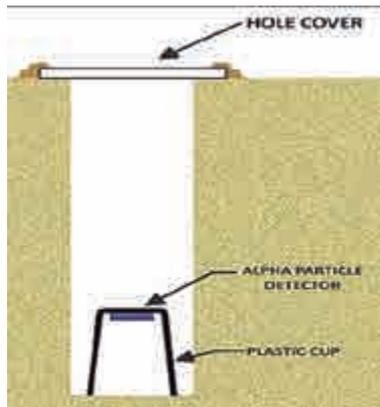
los descendientes de vida corta (Ishimori, Lange, Martin, Mayya, & Phaneuf, 2013). Es posible distinguir, en función del tiempo y procedimiento de muestreo, las siguientes metodologías:

Monitores integrados de Radón

Este procedimiento se realiza en periodos, ya que la concentración del gas se evaluará en función del tiempo, que generalmente abarca meses o pocos días. La eficiencia del método consiste en que cada partícula de gas ^{222}Rn genera un registro para su evaluación (Reif & Abbady, 2013). Para el desarrollo del método es necesario detectores de pistas nucleares de estado sólido SSNTD (Solid-state nuclear track detectors). Los detectores se componen de material celulósico como el nitrato de celulosa y el acetato butirato de celulosa, sin embargo el material que por su sensibilidad resulta óptimo y altamente aceptado en seguimiento del radón ambiental es el policarbonato conocido como CR-39, actualmente los estudios de concentraciones de ^{222}Rn en interiores o ambientes cerrados emplean un detector de trazas denominado LR-115 (Fleischer, 1998) (Eappen & Mayya, 2004).

La poca inversión y el fácil manejo es una ventaja de este tipo de muestreo, que se puede desarrollar en varias semanas y máximo un año, posterior a la exposición de los detectores nucleares se debe revelar el SSNTD con hidróxido de Sodio o Potasio (NaOH, KOH) de manera que las pistas nucleares aumenten de tamaño y se pueda determinar el número de trazas, de manera óptica o con elementos de contabilización automática (Ramola, Mandwinder, Surinder, & Virk, 1987). El método no es recomendable cuando se desea conocer concentraciones inmediatas, solamente en casos de encontrar las exhalaciones medias en un periodo de tiempo.

Figura 1. Detector de partículas alfa, generalmente se los mantienen 40cm debajo de la superficie



Fuente: Fleischer, 1980.

Si en los detectores sólidos de trazas nucleares se desea excluir el registro de partículas, debe de excluirse a través del grosor de la membrana. Se puede evitar el registro de partículas alfa como ^{219}Rn , mientras que no se altera el registro de partículas como el ^{222}Rn , ^{218}Po , y ^{214}Po (Fleischer, 1998).

Monitores continuos

Se conocen como detectores integradores pasivos, se usan frecuentemente en la detección y monitoreo de gas ^{222}Rn en interiores, ambientes residenciales, subterráneos y confinados. La lectura de las concentraciones viene dada en tiempo real y facilita la toma de decisiones para el control de la exposición de radón en el ambiente (EPA, 1993).

A través del tiempo se ha incentivado el desarrollo de estos monitoreos continuos, llegando a tener entre los más comunes al RAD7 de procedencia de Boston, Estados Unidos, Radon Scout Plus, Alemania, RTM 2000, Alemania y CRM desde la India (Ashokumar, Raman, & Mayya, 2014). Para estas mediciones es importante considerar la humedad ambiental ya que esta no permite que todas las partículas puedan llegar hasta el detector, dando lecturas por debajo de la concentración

real de radón (Jamadi, Hosseini, & Abbaslou, Radon Gas diffusion coefficient in moisturized soil sample, 2015).

Análisis de gas ^{222}Rn usando su serie de decaimiento

La progenie de ^{222}Rn o decaimiento, forma una serie de partículas hijas con un tiempo de vida para cada elemento. La serie de decaimiento es: $^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{222}\text{Rn}$ (3.82 d) $\rightarrow ^{218}\text{Po}$ (3.10 min) $\rightarrow ^{214}\text{Pb}$ (26.8 min) $\rightarrow ^{214}\text{Bi}$ (19.7 min) $\rightarrow ^{214}\text{Po}$ (<0.2 ms) $\rightarrow ^{210}\text{Pb}$ (22.3 yr) $\rightarrow ^{210}\text{Bi}$ (5.0 d) $\rightarrow ^{210}\text{Po}$ (138.4 d) (Appleton, 2007).

Los productos secundarios del gas radón son considerados como metales (exceptuando el Polonio ya que suele clasificárselo como un metaloide). Las actividades de los elementos ^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi y ^{214}Po pueden ser estimadas en un lapso de tres (3) horas. Por lo que las concentraciones de ^{222}Rn pueden ser determinadas a través de las mediciones de los productos secundarios (Aicardi-Carrillo, Asmat-Inostroza, & Barboza-Rangel, 2015).

Determinación de ^{222}Rn usando su progenie en un sólido. La progenie emisora de alfa ^{222}Rn se puede cuantificar mediante espectrometría alfa, para ello se necesita un volumen de aire conocido a través de un sistema cilíndrico equipado con dos filtros en línea, el primero de ellos retiene el material particulado y la progenie de ^{222}Rn , la progenie de radón se recoge en el segundo filtro que tiene salida a un detector de barrera.

Determinación de ^{222}Rn con Electret. Se trata de detectores pasivos, ligeros, integrados y con costes relativamente bajos. El electret es un disco fabricado de teflón y cargado eléctricamente, su finalidad es que el disco funcione como un campo eléctrico y sensor. Se usan para cuantificar el radón a través de la ionización del aire y la caída de voltaje durante el periodo de medición.

Determinación de ^{222}Rn usando contador beta. Se estima las concentraciones de radón con la actividad de ^{214}Pb y ^{214}Bi recogida en papeles filtro, este método se emplea la definición de equilibrio secular²

2 Equilibrio radiactivo en el que la relación de actividades de los nucleídos de una cadena de desintegración es igual a la unidad. Para que exista es necesario que el periodo de semidesintegración del primer miembro de la cadena (precursor) sea muy grande.

entre ^{222}Rn y sus hijas. Esta actividad puede registrarse en centelladores plásticos, o con el papel filtro de forma directa con un contador beta con el correcto uso de una película absorbente (Yousif, y otros, 2017).

Mediciones de radón mediante espectrometría de rayos gamma. Consiste en medir la concentración de ^{222}Rn con la medición de ^{214}Pb y ^{214}Bi con espectrometría gamma. Se lo emplea en casos donde la temperatura no permite una conducción adecuada de masas de aire. En este método es importante controlar la humedad relativa del ambiente (Lappetito, 2016).

Mediciones de radón basadas en la supervisión directa de progenie técnica. En la actualidad se cuenta con sensores de progenie directa de radón y torón (Mishra, BR, & Mayya, 2009). Se denominan sensores directos de progenie de radón y sensor directo de progenie de torón; se montan sobre un detector sólido de trazas nucleares (Mayya *et al.*, 2012).

Difusión de radón a través del suelo. De manera general podemos decir que la difusión del radón es la migración o movimiento de átomos desde zonas de alta concentración hasta donde la concentración es menor, este movimiento es espontaneo y aleatorio (Borja, 2009). Sin embargo no se puede generalizar la difusión de radón a la fuente emisora ya que existen características como el tamaño y forma de soluto, viscosidad de aire, aireación del medio, temperatura y porosidad de materiales que determinan el aumento o reducción de la difusión de ^{222}Ra (Piedecausa, Chinchón, Morales, & Sanguán, 2011). Por estas razones se vuelve complicado reducir la difusión de radón a través del suelo a una sola ecuación, un modelo de difusión de radón unidimensional sin convección es útil, y vienen dado por tres procesos básicos: generación, decaimiento, y difusión (la convección no se la consideraría ya que se establece que es un modelo unidimensional) (Prasad *et al.*, 2012), la ecuación que expresa el transporte del radón es:

$$\frac{\partial C_{(z,t)}}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_{(z,t)}}{\partial z^2} - \lambda C_{(z,t)} \quad (1)$$

Donde $C_{(z,t)}$ es la concentración de radón en los poros expresada en Bq/m^3 , D es el coeficiente de difusión en masa (m^2/s), z es la profundidad desde la superficie del suelo (m), t es el tiempo transcurrido

(s), y λ es la constante de decaimiento. Para reducir la ecuación (1) es necesario determinar las condiciones iniciales de difusión (s^{-1}):

$$C_{(z,t)} = 0, t < 0, 0 < z < l \quad (2)$$

Se considera l el espesor de la muestra, y puede expresarse de las siguientes maneras:

$$C_{(z,t)} = C_0, z = 0, t > 0; \quad (3a)$$

$$\partial C / \partial t_{(z,t)} = 0, z = L, t > 0 \quad (3b)$$

Para resolver la ecuación (1) se puede escoger dos supuestos, uno estacionario que nos indica que la concentración de radón tiende a cero ($\partial C(z, t) / \partial t = 0$), y la otra transitoria que indica que el resultado de la concentración de radón es diferente de 0 ($\partial C(z, t) / \partial t > 0$). La aplicación del segundo supuesto en conjunto con aplicaciones informáticas y las condiciones del suelo a estudiar se aproxima de manera satisfactoria al índice real de difusión de radón en suelos (Prasad, G., y otros, 2012) (Suaro, 2014) (Swakon *et al.*, 2004).

Relación de propiedades físicas del suelo con el gas radón

La presencia de ^{222}Rn en ambientes subterráneos ha sido ampliamente tratada desde diferentes enfoques: caracterización de la dinámica agua-aire en las zonas no saturadas, emplazamientos geotérmicos (Hyland, 1994), modelización del transporte de radón, evaluación volcánica y las estructuras sismo-tectónicas mediante la vigilancia de la concentración de radón (Igarashi *et al.*, 1995), o la evaluación asociada al riesgo radioactivo en la salud (Burdette, 2013).³

En construcciones aisladas o en las plantas bajas de edificios sin sótano, la fuente más importante de radón es el radio presente en el terreno. La concentración de radio en el suelo se halla generalmente entre 10 y 50 Bq/kg, aunque puede alcanzar valores muy superiores. El valor promedio es de alrededor de 40 Bq/kg. Las concentraciones de

3 La constante de decaimiento λ viene dada por la relación $\lambda = \frac{1}{T}$ donde T es el tiempo de vida media, para el radón 3.82 días.

radón en suelos varían entre 10000 y 50000 Bq/ m³. En algunos casos, la presencia de radón puede venir, además, aumentada por la existencia en la zona de materiales de desecho procedentes de operaciones realizadas en minas de uranio o de fosfatos.

La cantidad de radón que entra en un interior a partir del suelo depende principalmente de la concentración de radio-226 en el subsuelo y de la permeabilidad de éste. El radón procedente del terreno y de los materiales pasa al aire interior por difusión molecular. En una fase inicial, por desintegración del radio existente, se forma una fracción de radón que emana del medio sólido y ocupa los poros existentes pudiendo, a partir de ellos, desplazarse hasta alcanzar la superficie y pasar al aire. Este mecanismo viene afectado por la distancia (longitud de difusión) que el radón puede recorrer antes de desintegrarse y que para un suelo normal es de alrededor de 1 m. Este proceso puede ser acelerado por las diferencias de presión existentes entre el gas del suelo y el interior de la casa. A menudo la existencia de mecanismos extractores de ventilación o intercambiadores de aire para calefacción hace que en las habitaciones se generen corrientes de aire y depresiones que favorecen el paso de radón desde el suelo y desde la propia estructura a través de los poros y fisuras existentes, pasando al aire en cantidades importantes, lo que explica las elevadas concentraciones que se han encontrado en algunos interiores.

Relación de las variables meteorológicas en la concentración del gas radón

Existen factores externos e internos que influyen en la concentración de radón en espacios internos. Dentro de los factores externos intervienen parámetros meteorológicos como la presión atmosférica, la temperatura, la humedad relativa, la precipitación, la velocidad y dirección del viento, presentando una mayor influencia la presión atmosférica y la precipitación (Singh, Jaishi, Tiwari, & Tiwari, 2017), puede incluirse también la inestabilidad atmosférica o los movimientos sísmicos que provocan un aumento inusual del nivel de radón (Yakovleva, Nagorsky, Kondratyeva, & Mishina, 2016). En zonas tropicales, la variabilidad climática es bien marcada, sin embargo la presión presenta una variación casi despreciable, siendo su variación máxima del

orden de 4 milibares, la cual se presenta en algunas horas. Para que la variación en la presión atmosférica presente una influencia significativa en la concentración de radón, es necesario que esta variación se presente en un período de tiempo largo, del orden de días (Espinosa & Gammage, 2011). Encuentran que, variaciones del orden del 2% en la presión atmosférica, extendidas durante varios días, producen anomalías importantes en la concentración de radón (Sharma, Maibam, Khardewsaw, & Saxena, 2017).

Podemos inferir que cuando tratamos con un suelo seco, por ejemplo durante la estación de verano en los países templados o la estación seca en los países tropicales, una lluvia fuerte podría provocar inicialmente una disminución de la concentración de radón en las capas superficiales del suelo debido a los fenómenos de disolución y transporte del radón por el agua de lluvia. En ausencia de lluvia durante las horas o días sucesivos, la humedad retenida por el suelo produce un aumento de la tasa de emanación del radón y en consecuencia de la concentración de este en el suelo. El radón deberá alcanzar los niveles normales de concentración, conforme la humedad retenida desaparece gradualmente. Si la lluvia persiste, como en otoño e invierno en los países templados o durante la estación lluviosa en los países tropicales, el suelo puede alcanzar niveles de humedad próximos al de saturación y en este caso el agua de lluvia permanece en las capas superiores del suelo, constituyendo una barrera que impide que el radón se escape hacia la atmósfera (Sesana, 2003).

A corto plazo, el radón tiene niveles máximos a primera hora de la mañana mientras que los mínimos se alcanzan por la tarde (Espinosa & Gammage, 2011). A largo plazo, la concentración de radón suele ser mayor en invierno que en verano (Fernández-Cortes, 2011).

Límites permisibles de exposición a la radiación ionizante en Ecuador

- Los efectos de la radiación ionizante pueden ser deterministas y estocásticos, inmediatos o tardíos, somáticos o genéticos.
- Algunos tejidos son altamente radiosensibles (médula ósea, bazo, timo, nódulos linfáticos, gónadas, cristalino, linfocitos).
- Cada tejido tiene su propio factor de riesgo

El registro oficial 891 del gobierno del Ecuador del año 1979 habla sobre la protección contra la radiación, en donde establece un límite de irradiación interna para personas en función de la ocupación en la que labore:

Tabla 1. Límites permisibles de exposición a la radiación en Ecuador

Órgano	Dosis máxima permisible
Cuerpo Humano, gónadas, médula ósea	5 rem/año – 3 rem/trimestre
Hueso, Piel, tiroides	30 rem/año – 15 rem/trimestre
Manos, antebrazos, pies, tobillos	75 rem/año – 40 rem/trimestre
Resto de órganos	15 rem/año – 8 rem/trimestre

Fuente: Registro oficial sobre el Reglamento de Seguridad Radiológica del Consejo Supremo de Gobierno de Ecuador (1979)

Donde:

rem = Dosis absorbida de un rad de radiación X, gamma o beta

rad = Absorción de 100 ergios por gramo de material (100 erg/g)

Conclusiones

La presente revisión expone el potencial de algunos métodos para determinar la emanación de radón en el suelo para poder correlacionar con las variables meteorológicas como la geología del suelo. Con base en los estudios de tipo experimental sobre variabilidad de la concentración de radón-222 como gas trazador de procesos geodinámicos

cos en ambientes subterráneos se vislumbra ciertas ideas sobre el radón como gas trazador, se analizaron las distintas variables meteorológicas asociadas a la desgasificación (difusión versus advección) mediante el uso de series temporales y mapas espacio-temporales de las condiciones termohigrométricas y de las concentraciones de CO₂ en los 3 subsistemas (atmósfera exterior-suelo-cavidad). A pesar de tener cierta información, se requiere mayor estudio para identificar que método es más recomendable para medir este gas trazador y determinar la influencia de la meteorología en el nivel de radón a corto y largo plazo. Las emanaciones naturales del gas radón desde el suelo al ambiente pueden generar problemas de salud pública, siendo necesario que se implemente un monitoreo para generar alertas tempranas a la población.

Bibliografía

- Aicardi-Carrillo, G., Asmat-Inostrosa, M., & Barboza-Rangel, Y. (2015). Radón y sus efectos en la salud en trabajadores de minas de uranio. *Med Segr Trab (Internet)*, 86-98.
- Appleton, J. (2007). Radon: Sources, health risks, and hazard mapping. *Ambio*, 85-89.
- Ashokumar, P., Raman, B., & Mayya, Y. (2014). Development and characterization of a silicon PIN diode array based highly sensitive portable continuous radon monitor. *J Radiol Prot.*, 149-160.
- Borja, V. F. (2009). *Estudio experimental sobre la efectividad y la viabilidad de distintas soluciones constructivas para reducir la concentración de gas radón en edificaciones*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Burdette. (2013). Radon and its daughter products behaviour in the air of an underground tourist route in the former arsenic and gold mine in Złoty Stok. *J. Environ. Radioact.* 57, 87e103.
- Eappen, K., & Mayya, Y. (2004). Calibration factors for LR-115 (Type-II) based radon-thoron discriminating dosimeter. *Radiat Meas*, 5-17.
- EPA. (1993). Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in homes. *United States: Environmental Protection*, 1143-1148.
- Espinosa, G., & Gammage, R. (2011). An Indoor Radon Survey in three different Climate Regions in Mexico, and the Influence of Climate in the Obtained values. *Journal of Environmental Protection*, 1143-1148.

- Estrada, A. (2007). Medición de Radón-222 en Ambientes geohidrológicos en la fracción centrak de México. México: Universidad Autónoma de México.
- Fernández-Cortes, A. a.-M. (Octubre de 2011). Rare earth elements in a speleothem analyzed by ICP-MS, EDS and spectra cathodoluminescence. *Spectroscopy Letters*, 44, 474-479.
- Fleischer, R. (1998). Radon in the environment-opportunities and hazards. *Geochim Cosmochim Acta*, 421-435.
- Hyland (1994). *International comparison of cave radon concentrations identifying the potential alpha radiation risks to British cave users*. Health Phys.
- Igarashi et al. (1995). *Evaluación volcánica del radón*.
- Ishimori, Y., Lange, K., Martin , P., Mayya, Y., & Phaneuf, M. (2013). Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM Residues. *Tecnhnical Report Series N°. 474*, 54-62.
- Jamadi, F., Hosseini, R., & Abbaslou, H. (2015). Radon Gas diffusion coefficient in moisturized soil sample. *International Journal on Technical and Physical Problems of Engineering*, 15-20.
- Lappetito, L. (2016). *Alpha Spectroscopy*. AlphaSpec_Eng.
- Mayya, Y., Mishra, R., Prajith, R., Gole, A., Bk, S., & Chougaonkar, M. (2012). Deposition based passive monitors for assigning radon, thoron inhalationdoes for epidemiological studies. *Radiat Prot Dosim*, 18-24.
- Mishra, R., BR, S., & Mayya, Y. (2009). Development of an integrated sampler based on direct 220Rn/220Rn progeny sensors in flow-mode for estimating unattached/attached progeny concentration. *Nucl Instrum Method Phys Res*, 3574-3579.
- Moed, B., Nazaroff, W., & Sextro, R. (1988). "Soil as a source of indoor radon: Generation, mitigation and entry", *Radon and its Decay Products in Indoor Air*. New York: John Wiley and Sons.
- Muikku, M., Heikkinen, T., Puhakainen, M., Rahola, T., & Salonen, L. (2007). Assessment of occupational exposure to uranium by indirect methods needs information on natural background variation. *Radiation Protection Dosimetry-125*, 492-495.
- Mustafa, A.-Z., & Krewski, D. (2009). Health effects of radon: A review of the literature. *Ind J. Radiat. Bio*, 57-69.
- Piedecausa, G. B., Chinchón, P. S., Morales, R. M., & Sanguán, B. M. (2011). Radiactividad natural de los materiales de construcción. Aplicación al hormigón. Parte II. Radiación interna: el gas radón. *Cemento Hormigón, N°946*, 34-50.

- Prasad, G., Ishikawa, T., Hosoda, M., Sorimachi, A., Mirosław, J., Kumar, S., & Uchida, S. (2012). Estimation of radon diffusion coefficients in soil using an updated experimental system. *Review of Scientific Instruments*, 83-89.
- Ramola, R., Mandwinder, S., Surinder, S., & Virk, H. (1987). Meseasurement of indoor radon concentration using LR-115 plastic track detector. *Indian Journal of Pure and Applied Physics*, 127-129.
- Reif, A. W., & Abbady, A. G. (2013). Measurement of radon concentrations in soil and thoron extent of their impact on the environment from Al-Qassim, Saudi Arabia. *Natural Science*, 93-98.
- Sesana. (2003). RADÓN concentration changes in the air of two caves in Poland. *J. Environ. Radioact.* 45, 81e94.
- Sharma, Y., Maibam, D., Khardewsaw, A., & Saxena, A. (2017). Spectral Analysis of Indoor Radon Time-Series using Frequency and Time-Frequency Techniques. *International Journal of Engineering Technology Science and Research; IJETS.R.*, 358-364.
- Singh, S., Jaishi, H., Tiwari, R., & Tiwari, R. (2017). Time Series Analysis of Soil Radon Data Using Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network in Seismic Precursory Studies. *Pure Appl. Geophys.*, 1-10.
- Suaro, I. (2014). *Modeling of radon diffusion through soil*. Odisha, India.: National Institute of Technology, Rourkela.
- Swakon, J., Kozak, K., Paszkowski, M., F₂Gradzinski, R., Loskiewicz, J., Mazu, J., & Olko, P. (2004). Radon concentration in soil gas around local disjunctive tectonic zones in the Krakow area. *Journal of environmental radioactivity*, 137-149.
- Yakovleva, V., Nagorsky, P., Kondratyeva, A., & Mishina, N. (2016). The Influence of Meteorological Parameters and Other Factors on Soil Radon Dynamics. *VII International Scientific Practical Conference "Innovative Technologies in Engineering"*, 1-6.
- Yousif, Z., Nadhala, K., Mohammed, B., Ameen, N., Jabr, Z., & Hammid, S. (2017). Measurement of Radon Activity in Soil Gas and the Geogenic Radon Potential Mapping Using RAD7 at Al-Tuwaiha Nuclear Site and the Surrounding Areas. *Radiation Science and Technology*, 29-34.

La presencia de radionucleidos en fertilizantes fosfatados inorgánicos, y su relación con el cáncer al estómago

Karla V. Durán Mejía¹
Tony J. Vilorio Ávila
Manuel E. Delgado Fernández
Jorge J. Cabrera Ortiz

Universidad Politécnica Salesiana-INBIAM
(Grupo de Investigación en Biotecnología Ambiental)

Introducción

Los seres humanos han estado continuamente expuestos a la radiación ionizante natural de origen terrestre. La radiación se emite desde radionucleidos naturales presentes en cantidades variables en todos los tipos de suelos, rocas, aire, agua, comida, en el cuerpo humano y otros materiales ambientales a nuestro alrededor. La contaminación ambiental causada por radionucleidos es un fenómeno mundial y tiene efectos adversos sobre la salud humana, las plantas y los animales (Mahfuza *et al.*, 2015). Después de la inhalación e ingestión de radionucleidos, las partículas alfa altamente ionizantes emitidas por las progenies depositadas de corta

1 Autor de correspondencia: kduranm@est.ups.edu.ec

duración, interactúan con el tejido biológico de los pulmones, estómago y provocan daños al ADN (Aswood, Jaafar y Bauk, 2014; OMS, 2008).

La mecanización de la agricultura y la adición de fertilizantes minerales han sido las respuestas típicas para aumentar los rendimientos de los cultivos y mejorar la fertilidad del suelo. Desafortunadamente, la fertilización intensiva con fosfato ha llevado a la acumulación de radionucleidos en los suelos cultivados (Jiao *et al.*, 2012, y Azzi *et al.*, 2016). Los contaminantes metálicos se transfieren a las tierras de cultivo y posteriormente a lo largo de la cadena alimenticia, lo que representa un problema ambiental crítico (Giuffré *et al.*, 1997; Jiao *et al.*, 2012; Nicholson *et al.*, 2003; Luo *et al.*, 2009).

Pietro P. Falciglia (2015) indica que inconscientemente ingerimos radionucleidos a través de la ingesta diaria de alimentos, agua y también por inhalación, siendo la vía tierra-planta-humano una vía principal para la transferencia de radionucleidos a los seres humanos. La migración y la movilización de los radionucleidos hacia el interior y el medio ambiente se ven influidas por muchos factores, incluidos los que son fisiológicos, biológicos y geoquímicos, con modificaciones de propiedades de suelo, aire, agua y flora, e interacciones específicas de radionucleidos con vegetación y otros organismos dentro de los cuales se acumulan.

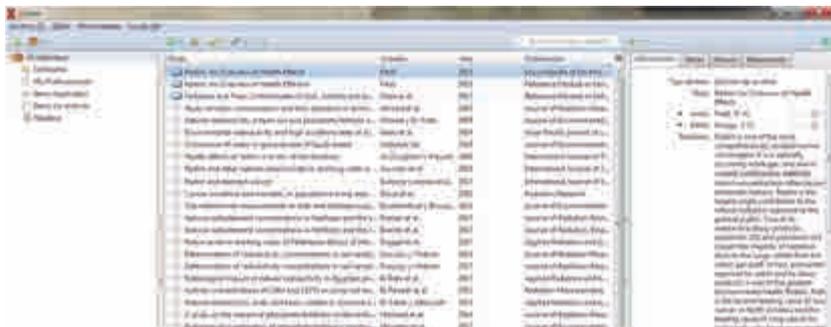
Es probable que el cáncer de estómago sea el segundo mayor riesgo de cáncer por la exposición al radón, después del cáncer de pulmón; sin embargo, estudios previos han analizado el cáncer de estómago y el radón con resultados mixtos. En Ontario- Canadá, los estudios sugirieron que una dosis de radiación se administra a la médula ósea a partir del radón inhalado, y la ingestión de agua contaminada con radón puede causar la exposición al revestimiento del estómago (Navaranjan *et al.*, 2016). Esto sugiere una necesidad de explorar más a fondo la asociación entre la exposición radionucleidos y el riesgo de cáncer en el estómago, es decir, el objetivo de este estudio es conocer si existe una relación directa entre la incidencia de cáncer al estómago y la radiactividad producida por la aplicación de fertilizantes fosfatados en los alimentos que ingerimos en la dieta diaria.

Paquete computacional de apoyo

Para la elaboración de esta revisión se consultaron las bases de datos Science Direct y Pubmed, se seleccionaron 56 documentos

los cuales fueron organizados y analizados, aplicando los criterios de selectividad para identificar los más relevantes; para lo cual se empleó el software Zotero, el cual agrupa por temáticas y de forma autónoma por medio de ecuaciones de búsqueda toda la documentación Figura 1.

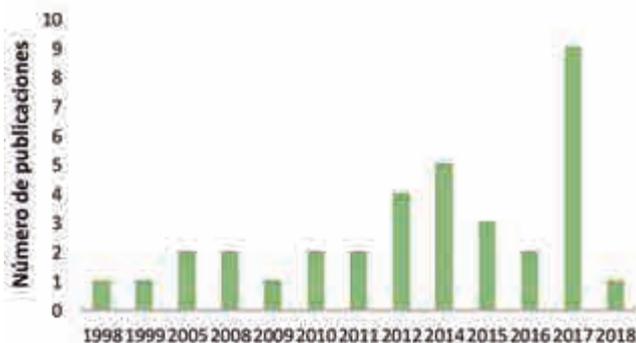
Figura 1. Organización de la información mediante la herramienta Zotero



Fuente: Autores

Zotero organizó por categorías los documentos lo que permitió la creación de un diagrama jerárquico (esquemas de barras) el cual puede verse en la Figura 2. En la que se destaca la relación de las publicaciones con los años.

Figura 2. Número de publicaciones por año



Fuente: Autores

Para proceder a la selección se revisaron los *abstracts* y en los casos que lo ameritaron, los artículos completos con el fin de decidir si la información que contenían estaba o no relacionada con nuestro objetivo. La información analizada fue por medio de ecuaciones de búsqueda (Tabla 1).

Tabla 1. Ecuaciones de búsqueda empleadas para el caso de investigación

Ecuación de búsqueda	Resultado
Cáncer al estómago debido a la ingesta de Ra-226	11
Transferencia de radionucleidos del suelo a los vegetales	18
Los vegetales absorben nutrientes o minerales procedente de fertilizantes.	27
Total	56

Fuente: Autores

De los artículos originales se extrajo información sobre autoría, revista en la que estaba publicado y año de publicación, país donde se realizó el estudio, tipo de estudio, medida de resultado, y conclusiones.

Transferencia de radionucleidos del suelo a los vegetales

Los radionucleidos en el suelo son capturados por el tejido vegetal en la absorción de minerales, directamente transferidos a través del sistema de raíces, apareciendo posteriormente en la cadena alimentaria a través del consumo de carne de rumiantes (ovinos, bovinos, etc.) o a través del consumo de hortalizas comunes a la dieta humana. La planta /flora comestible representa un componente importante de la dieta diaria, de modo que la captación de radionúclidos en la cadena alimentaria humana representa uno de los principales vectores utilizados en el cálculo de las tasas de exposición y en la evaluación del riesgo (Rosen *et al.*, 1995).

Se han realizado varias investigaciones en distintas partes del mundo como India (Mahur *et al.*, 2008), China (Chen *et al.*, 2005), Brasil (Fernandes y Franklin, 2001; Santos *et al.*, 2015), Nigeria (Ibrahim *et al.*, 2013), Canadá, Australia o Rusia (Evseeva *et al.*, 2009), sobre la movilización de radionucleidos naturales en el suelo, las plantas y el agua, así como sobre la transferencia entre ellas. En este tipo de estu-

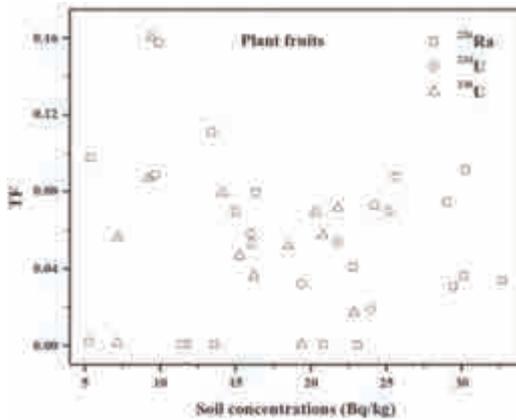
dios es esencial comprender cuál es el comportamiento de los radionucleidos naturales en el medio ambiente (por ejemplo, movilidad, transferencias, translocación), ya que dicha información puede utilizarse como los valores de parámetros asociados para las evaluaciones radiológicas (Mortvedt, 1994; Vera Tomé y otros, 2002). Por ejemplo, una de las formas más comunes de estimar el riesgo radiológico para la población es estudiar la distribución de radionucleidos naturales en el medio ambiente; también, es importante conocer el transporte de radionucleidos a través de la cadena alimentaria en el ser humano.

Se realizó un estudio radiológico en una mina en desuso en España, en aquella área se investigó la absorción de varios radionucleidos por la vegetación característica de un ecosistema en suelos impactados por la extracción de uranio. Se descubrió que la textura del suelo influye en la distribución y disponibilidad de ^{238}U , ^{226}Ra y ^{210}Pb , estos radionucleidos muestran cierta preferencia por la fracción de suelo de grano más pequeña, como la de limo y arcilla. Las muestras de vegetación mostraron mayores concentraciones de ^{210}Pb que en ^{238}U . Sin embargo, algunas plantas pueden influir en la absorción de algunos isótopos como ^{210}Pb y ^{226}Ra . En muestras de suelo y vegetación, existe un cuasiequilibrio en los suelos para ^{226}Ra , pero dado el valor de la relación en las diferentes partes de las plantas, la vegetación muestra una preferencia en la acumulación de ^{210}Pb más alto que para ^{226}Ra . Se evaluó el factor de transferencia de los radionucleidos naturales en diferentes partes de las plantas nativas (hojas, ramas, ramitas y otros), siendo los correspondientes a ^{226}Ra y ^{210}Pb relevantes y superiores en especies de crecimiento lento. También a partir de estos datos, se ha encontrado una correlación entre los factores de transferencia de ^{226}Ra y ^{210}Pb de las diferentes partes de las plantas (Charro, & Moyano, 2017).

Las concentraciones de radiactividad de ^{226}Ra , ^{234}U y ^{238}U se midieron por espectrometría alfa en 23 muestras de suelo y 13 tipos de muestras de vegetales recogidas de granjas seleccionadas en Tabuk, Arabia Saudita. Las medias geométricas de las concentraciones ^{226}Ra , ^{234}U y ^{238}U en suelos fueron 20.3 (1.6), 15.8 (1.5) y 15.3 (1.4) Bq/kg, respectivamente, mientras que las concentraciones en muestras de vegetación fueron un orden de magnitud menor que en suelos. Las plantas de cultivo se trataron por tres grupos separados: frutas, partes verdes (tallos y hojas) y raíces. Las concentraciones observadas en las raíces de los cultivos exce-

dieron las de sus frutos en menos de un orden de magnitud. Como se muestra en la Fig. 1, los valores de TF del compartimiento no muestran ninguna correlación particular con la concentración de actividad en el suelo. También se observaron correlaciones pobres similares para datos de TF de partes verdes y raíces. Estos resultados pueden indicar que la absorción de radionucleidos de origen vegetal por las plantas es independiente de las concentraciones del suelo (Ibrahim *et al.*, 2016).

Figura 1. Relación entre factores compartidos de transferencia a frutas y concentraciones de suelo



Fuente: Ibrahim *et al.* (2016)

Las aguas residuales industriales y la contaminación urbana asociada con las inapropiadas prácticas agrícolas conducen a aumentos en la acumulación de metales pesados como Cr, Zn, As, Mn, Cu, Ni, Sr, Cd y Pb en las verduras y suelos en Bangladesh. Este estudio reveló que las verduras de hojas tenían una mayor acumulación de metales pesados que las verduras sin hojas, independientemente de su ubicación. Además, aunque pocos metales pesados individuales tienen niveles particularmente dañinos en los vegetales estudiados, sus efectos acumulativos pueden causar riesgos de salud para los habitantes, especialmente para los niños. El nivel elevado de acumulación de metales pesados en la porción comestible de los vegetales se correlaciona significativamente con sus fuentes. Además, valores más altos de las hortalizas cultivadas en el suelo estudiado también indican la acumulación de estos metales

pesados a partir de fuentes antropogénicas. El consumo a largo plazo de vegetales contaminados con metales pesados puede causar diferentes enfermedades como arteriosclerosis, esquizofrenia, talasemia, dermatitis y cáncer en el cuerpo humano (Mahfuza *et al.*, 2015).

Impacto de los fertilizantes en los vegetales

La roca fosfática se utiliza como materia prima para la elaboración de fertilizantes fosfatados y presenta en su composición radionucleidos de la serie natural de uranio y torio. Se sabe desde principios de este siglo que las rocas fosfatadas contienen una concentración sustancial de uranio, torio, radio y sus productos de descomposición (Skorovarov *et al.*, 2000). Por lo tanto, cuando esta roca se transforma en fertilizantes fosfatados, la mayor parte del uranio y parte del radio entran en los fertilizantes. También se ha estimado anteriormente que los fertilizantes fosfatados aplicados a los campos en cantidades recomendadas podrían aumentar el nivel de radioactividad en los suelos y los radionucleidos depositados se transfieren a los cultivos (Akhtar *et al.*, 2005a, 2005b).

Los fertilizantes inorgánicos proporcionan nutrientes que están inmediatamente disponibles para las plantas, lo que mejora rápidamente el crecimiento de las plantas y mejora la producción de cultivos. Sin embargo, estos fertilizantes no mejoran la salud del suelo ni reemplazan la materia orgánica que se pierde durante el cultivo (Liang *et al.*, 2013). El uso de fertilizantes fosfatados inorgánicos ha al menos duplicado la exposición prolongada de los seres humanos a la ingestión de alimentos, debido a incrementos de hasta un orden de magnitud o más en los niveles de concentración de radionucleidos en los alimentos (ICRP, 1999).

En un estudio reportado en Malasia, la concentración de radón se midió en fertilizantes usando el detector sólido de trazas nucleares-CR-39 por Aswood *et al.* (2014). La concentración de radón varió de 79.25 a 634.01 Bq / m³. Los resultados muestran que el valor más alto de concentración de radón se encontró en la muestra de fósforo y el mínimo se encontró en CDM (estiércol de vaca).

La lechuga (*Lactuca sativa L.*) es una de las hortalizas más intensamente producidas en los países mediterráneos. En 2013 se produjeron 3 millones de toneladas de lechuga en la UE, principalmente en países mediterráneos (España, Italia y Francia en este orden) (FAOSTAT,

2014). Las prácticas intensivas de cultivo de lechuga son los principales consumidores de fertilizantes y pesticidas, lo que puede conducir a una contaminación generalizada.

En un estudio realizado en la ciudad de Río de Janeiro (Godoy, 2001) se analizaron un total de 88 muestras de 26 hortalizas y productos derivados. La contribución más alta a la ingesta de radionucleidos se deriva del consumo de frijol, flor de trigo, mandioca, zanahoria, arroz, tomate y patata. Las ingestas diarias estimadas de verduras y productos derivados fueron de 1.9 mBq de Th, 2.0 mBq de ^{238}U , 19 mBq de ^{232}Ra , 26 mBq de ^{210}Pb y 47 mBq de ^{226}Ra . La dosis efectiva anual estimada debida a la ingestión de vegetales y sus productos derivados de radionúcleidos naturales de larga vida es de 14,5 μSv . Teniendo en cuenta los datos bibliográficos de agua y leche de Río de Janeiro, el valor de la dosis aumenta a 29 μSv , con verduras y productos derivados responsables del 50% de la dosis, el ^{210}Pb (62%) y ^{228}Ra (24%) resultaron ser las principales fuentes de irradiación interna (IBGE, 1998).

Según lo indicado por International Atomic Energy Agency (2010) la exposición interna, que es más o menos la única forma peligrosa, ocurre principalmente a través de alimentos, agua, y la inhalación de aire contaminado. Así que es posible que estemos expuestos a mayores niveles de radionucleidos (y otros) elementos radiactivos, a través del uso agresivo de fertilizantes de fosfato en la producción de alimentos.

Cáncer de estómago debido a la ingesta de radionucleidos

El cáncer es una proliferación celular descontrolada, que ocurre con algún daño especial del ADN no reparado y mutaciones. Las principales razones para formaciones de cáncer son herencia genética, contaminación por monóxido de carbono, radioactividad ambiental, contaminación de partículas de aire y adicciones al alcoholismo (Martin-Moreno *et al.*, 2008).

El radón disuelto en agua puede ser más riesgoso para las células del estómago porque el estómago es un almacenamiento órgano y la exposición puede ser prolongada. El radón inhalado también podría actuar en el estómago, ya que el enfoque dosimétrico utilizado para cuantificar el riesgo de cáncer de estómago (Barbosa *et al.*, 2017).

Se sabe que la inhalación e ingestión de gas radón podría conducir a los principales riesgos de salud para los cánceres de pulmón y estómago.

Por lo tanto, para evaluar la influencia de la radiación ambiental en la salud pública, es importante determinar el nivel de radiación de fondo (Robertson y Pengilley 2012). Se estudió la incidencia de cáncer en la ciudad de Van y se investigó la relación entre la incidencia del cáncer y la radioactividad ambiental. Como se indicó en los estudios previos los cánceres del sistema gastrointestinal aún representan la tasa más alta de todos los casos entre hombres y mujeres (Kösemet *et al.*, 2001). Sin embargo, la tasa de incidencia de cáncer gastrointestinal disminuyó entre 2006 y 2010. Según los resultados de este estudio, los residentes de la ciudad de Van toman una dosis anual promedio de 1,86 mSv/año de dosis gamma al aire libre, la ingestión de radionucleidos en el agua potable y concentraciones de actividad de ^{222}Rn en interiores (Akan *et al.*, 2014).

El noreste de Saskatchewan es una región subártica es también el hogar de varias minas de uranio en funcionamiento y comunidades aborígenes, que dependen del caribú para subsistir. Debido a las preocupaciones sobre los impactos de la minería y la transferencia de radionucleidos de aerotransportados a través de la cadena alimenticia líquen-caribú-humano, se analizaron los radionucleidos en tejidos de 18 caribús de tierra. Se incluyeron los radionucleidos uranio (^{238}U), radio (^{226}Ra), plomo (^{210}Pb) y polonio (^{210}Po) de la serie de descomposición de uranio; cesio (^{137}Cs); y potasio natural (^{40}K). Las dosis de radiación de fondo natural promedian 2-4 mSv/año a partir de rayos cósmicos, rayos gamma externos, inhalación de radón e ingestión de alimentos. La ingesta de ^{210}Po y ^{137}Cs cuando se consume caribú se suma a estas dosis de fondo. El incremento de la dosis fue de 0.85 mSv/año para los adultos que consumieron 100 g de carne de caribú por día y hasta 1.7 mSv/año si también se consumió 1 hígado y 10 riñones por año. Se detectó el riesgo de cáncer a partir de estas dosis (Thomas, & Gates, 1999).

En condiciones ambientales normales, alrededor del 90% de ^{226}Ra entra en el cuerpo humano a través de la cadena alimentaria (Tetty-Larbi *et al.*, 2013). Una vez que los radionucleidos entran en el sistema humano, por ingestión, inhalación o irradiación externa, la concentración es posible en varias partes del cuerpo, de ahí los largos medios biológicos de muchos radionucleidos, lo que los convierte en una amenaza potencial para la salud humana.

Se encontraron concentraciones muy elevadas de radionucleidos naturales encontrado en las aguas subterráneas y los pozos finlandeses.

Se sabe que el radón ingerido a través del agua potable puede causar una considerable radiación al estómago, es por esto que se evaluó el efecto del uranio natural y otros radionucleidos en el agua potable sobre el riesgo de cáncer de estómago. Se obtuvo como resultado que el riesgo de cáncer de estómago no se asoció con el ^{226}Ra o el ^{238}U en el agua potable. El coeficiente de riesgo por Bq/l de cáncer de estómago para el ^{226}Ra fue de 0,69 (95% IC: 0,33 - 1,47) y la del ^{238}U , de 0,76 (95% IC: 0,48 a 1,21). Los grupos con los niveles de exposición más altos al ^{226}Ra (≥ 0.02 Bq/l, promedio 0.88 Bq/l, mediana 0.5 Bq/l) y ^{238}U (> 0.02 Bq/l, promedio 1.03 Bq/l, mediana 0.48 Bq/l) no tuvo un mayor riesgo de cáncer de estómago (Tabla 2). En conclusión, los hallazgos no indican un efecto importante del ^{222}Rn natural ingerido, el ^{226}Ra o el ^{238}U sobre el riesgo de cáncer de estómago (Auvinen *et al.*, 2005).

Tabla 2. Concentraciones de ^{238}U , ^{222}Rn y ^{226}Ra entre los casos de cáncer de estómago y el subcohorte (población), con CR (y IC 95%)

Concentración (Bq/l)	Subcohorte	Cáncer de estómago	Coefficiente de riesgo (CR)	Intervalo de confianza 95% (IC)
^{222}Rn < 130 130 - 299 300 - 15000	139	46	1	Referencia
	63	22	0.54	0.25 - 1.18
	72	19	0.48	0.25 - 0.94
^{226}Ra < 0.008 0.009 - 0.019 0.02 - 1.9	120	45	1	Referencia
	83	20	0.37	0.19 - 0.73
	71	22	0.54	0.29 - 1.01
^{238}U ≤ 0.065 0.065 - 0.20 0.21 - 21	140	43	1	Referencia
	61	23	0.58	0.29 - 1.15
	73	21	0.69	0.37 - 1.27

Fuente: Autores

Conclusión

En el análisis de la información llevada a cabo se ha intentado conocer si hay alguna asociación entre el cáncer de estómago y la ingesta de alimentos contaminados con fertilizantes fosfatados, sin embargo, no confirmamos o refutamos la asociación entre la exposición a radionucleidos y cáncer de estómago (y otros cánceres), ya que existen pocos

estudios epidemiológicos que han investigado las consecuencias de la exposición de radionucleidos. El manual de la Organización Mundial de la Salud publicado en el 2009, no enfatiza ninguna asociación del radón con otros cánceres a parte del cáncer al pulmón, pero tampoco lo excluye.

Tampoco encontramos congruencia en la transferencia de radionucleidos procedente de fertilizantes del suelo hacia las diferentes partes de las planta, ya que los resultados de los estudios indicaron que la absorción de radionucleidos por las plantas es independiente de las concentraciones del suelo. Pero otros estudios demostraron que en suelos donde se aplicaron fertilizantes fosfatados tenían una alta concentración de radionucleidos.

Finalmente, esperamos que los resultados de esta revisión proporción información e inspiren a más investigaciones sobre este tema ya que no hay una correlación entre autores para confirmar o desmentir el comportamiento y las concentraciones de radioactividad en los alimentos y cáncer de estómago, que aún no están disponibles.

Bibliografía

- Akan, Z., Busranur, B., Asliyukse, H., Kam, E., Yilmaz, A., Bilgehan, M., Biyik, R., Esen, R., & Koca, D. (2014). Environmental Radioactivity and High Incidence Rates of Stomach and Esophagus Cancer in the Van Lake Region: A Causal Relationship? *AsianPac J Cancer-Prev*, 15(1), 375-380.
- Akhtar, N., Tufail, M., & Ashraf, M. (2005a). Natural environmental radioactivity and estimation of radiation exposure from saline soils. *International Journal of Environmental Science & Technology* 1(4), 279-285.
- Aswood, M. S., Jaafar, M. S., & Bauk, S. (2014). Measuring radon concentration levels in fertilizers using CR-39 detector. In Paper presented at the *Advanced Materials Research*.
- Auvinen, A., Salonen, L., Pekkanen, J., Pukkala, E., Ilus, T., & Kurttio, P. (2005). Radon and other natural radionuclides in drinking water and risk of stomach cancer: A case-cohort study in Finland. *Int. J. Cancer*, 114, 109-113.
- Barbosa, R., Barros, J., Ruano, A. (2017). Radon and stomach cancer. *International Journal of Epidemiology*, 46(2).

- Charro, E., & Moyano, A. (2017). Soil and vegetation influence in plants natural radionuclides uptake at a uranium mining site. *Radiation Physics and Chemistry* 141, 200-206.
- Chen, S., Zhu, Y., & Hu, Q. (2005). Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on a uranium mining-impacted soil from south-eastern China. *J. Environ. Radioact.*, 82, 223-236.
- Evseeva, T., Majstrenko, T., Geras'kin, S., Brown, J.E., & Belykh, E. (2009). Estimation of ionizing radiation impact on natural Viciacraca populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. *Sci. Total Environ*, 407(20), 5335-5343.
- Fernandes, H.M., & Franklin, M.R. (2001). Assessment of acid rock drainage pollutants release in the uranium mining site of Pocos de Caldas e Brazil. *J. Environ. Radioact.*, 54(1), 5-25.
- FAOSTAT (2014). Food and agriculture organization of the United Nations statistics división. www.faostat3.fao.org.
- Giuffré, L., Ratto, S., Marbán, L. (1997). Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *Sci. Total Environ*. 204, 245-250.
- Godoy, M. L. D. P., Godoy, J. M., & Roldao, L. A. (2001). Determination of trace elements in coal and ash samples by ICP-MS. *Atomic Spectroscopy*, 22(1), 235-243.
- IBGE (1998). Consumo alimentar per capita. Pesquisa de orgamentos familiares 1995-1996, (Vol. 2). Rio de Janeiro: IBGE.
- Ibrahim, F., Al-Hamarneh, Alkhomashi, N., Fahad, I., Almasound (2016). Study on the radioactivity and soil-to-plant transfer factor of ^{226}Ra , ^{234}U and ^{238}U radionuclides in irrigated farms from the northwestern Saudi Arabia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 160, 1-7.
- ICRP (1999). *Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure*. ICRP Publication 82. Oxford: Pergamon Press.
- Jiao, W., Chen, W., Chang, A., Page, A. (2012). Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: a review. *Environ. Pollut.* 168, 44-53.
- Kösem, M., Ugras, S., Ozen, S., et al. (2001). The frequency and distribution of malignancies around Lake Van. *Cukurova Med J*, 26, 30-6.
- Liang, B., Zhao, W., Yang, X., Zhou, J. (2013). Fate of nitrogen-15 as influenced by soil and nutrient management history in a 19-year wheat-maize experiment. *Field Crops Res.*, 144, 126-134. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2012.12.007>.

- Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D., Zhu, Y. (2009). An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *J. Environ. Manage.* 90, 2524–2530.
- Mahfuza, S., Jolly, Y.N., Yeasmi, S., Islam, A., Satter, S., Safi, M. (2015). Transfer of Heavy Metals and Radionuclides from Soil to Vegetables and Plants in Bangladesh. *Elsevier Inc.*, 331-366.
- Mahur, A.K., Kumar, R., Sonkawade, R.G., Sengupta, D., Prasad, R. (2008). Measurement of natural radioactivity and radon exhalation rate from rock samples of Jaduguda uranium mines and its radiological implications. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. B*, 266 (8), 1591–1597.
- Martin-Moreno, J.M., Soerjomataram, I., & Magnusson, G. (2008). Cancer causes and prevention: a condensed appraisal in Europe in 2008. *Eur J Cancer*, 44, 1390-403.
- Mortvedt, J.T. (1994). Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides: a review. *J. Environ. Qual.*, 23, 643-650.
- Navaranjan, G., Berriault, C., Do, M., Villeneuve, P., & Demers, P. (2016). Cancer incidence and mortality from exposure to radon progeny among Ontario uranium miners. *Occup Environ Med.*, 73, 838-845. doi:10.1136/oemed-2016-103836.
- Nicholson, F.A., Smith, S.r., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311 (1–3), 205-219.
- Robertson, A.G., & Pengilley, A. (2012). Fukushima nuclear incident: the challenges of risk communication. *Asia Pac J Public Health*, 24, 689-96.
- Rosen, K., Andersson, I., & Lonsjo, H. (1995). Transfer of radio caesium from soil to vegetation and to grazing o Kambs in a mountain area in Northern Sweden. *J. Environ. Radioact.*, 26(3), 237-257.
- Santos, T.O., Rocha, Z., Vasconcelos, V., Lara, E.G., Palmieri, H.E.L., Cruz, P., Gouvea, V.A., Siqueira, J.B., & Oliveira, A.H. (2015). Evaluation of natural radionuclides in Brazilian underground mines. *Radiat. Phys. Chem.*, 116, 377-380.
- Skorovarov, J.I., Rusin, L.I., Lomonsov, A.V., Chaforian, H., Hashemi, A., & Novaseqhi, H. (2000). Development of Uranium extraction technology from phosphoric acid solutions with extract. *Proc. Int. Conf. Uranium Extraction from Soil*, 217, 106-113.
- Tetty-Larbi, L., Darko, E.O., Schandorf, C., & Appiah, A.A. (2013). Natural radioactivity levels of some medicinal plants com-

monly used in Ghana. *Springer Plus*, 2, 157. <http://dx.doi.org/10.1186/2193-1801-2-157>.

Thomas, P., & Gates, T. (1999). Radionuclides in the Lichen-Caribou-Human Food Chain Near Uranium Mining Operations in Northern Saskatchewan, Canada. *Environ Health Perspect*, 107, 527-537.

Eventos máximos diarios de radiación solar en tierra y extraterrestre sobre Quito, Ecuador

Sheila Serrano Vincenti¹

Pamela Franco

Diana Zuleta

Cristina Lema

Grupo de Investigación en Ciencias Ambientales GRICAM,
Centro de Investigación en Modelamiento Ambiental CIMA-UPS
Universidad Politécnica Salesiana, Campus Sur

César Iván Álvarez

Grupo de Investigación en Ciencias Ambientales GRICAM,
Centro de Investigación en Modelamiento Ambiental CIMA-UPS
Universidad Politécnica Salesiana, Campus Sur

Grupo de Investigación en Infraestructura de Datos Espaciales, Inteligencia Artificial, Geoportales y Computación Aplicada IDEAEI-GEOCA
Universidad Politécnica Salesiana, Campus Sur

Gustavo Navas

Grupo de Investigación en Infraestructura de Datos Espaciales, Inteligencia Artificial, Geoportales y Computación Aplicada IDEAEI-GEOCA
Universidad Politécnica Salesiana, Campus Sur

Nicolás Vásquez²

Carrera de Física, Facultad de Ciencias, Escuela Politécnica Nacional EPN

1 E-mail para correspondencia: sserranov@ups.edu.ec

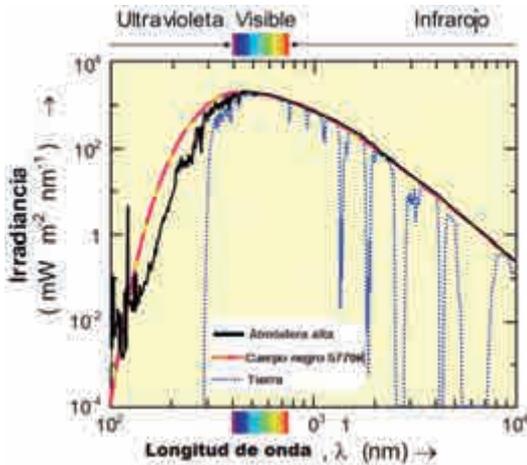
2 E-mail para correspondencia: vasqupaz@gmail.com

Introducción

La radiación solar, se compone por un amplio espectro de radiaciones electromagnéticas emitidas por el sol. Sin embargo, antes de tocar tierra, las radiaciones son desviadas por el campo magnético del planeta. Así, las radiaciones más energéticas (rayos X, destellos solares, entre otras) son desviadas por la magnetósfera, tal que en la capa superior de la atmósfera (Ver Figura 1, línea negra) se presentan prácticamente ondas correspondientes al espectro ultravioleta-UV, visible e infrarrojo-IR (Gray *et al.*, 2010).

La línea magenta y amarilla, corresponde a la radiación de un cuerpo negro de una temperatura de 5770 K, en conformidad con la Ley Plank (Chandrasekhar, 2013), mientras que la línea azul entrecortada representa a la radiación que llega a tierra luego de atravesar la ionósfera. En ella, el ozono absorbe la mayor cantidad de radiación UV con longitud de onda inferior a 300 nm; mientras que el vapor de agua atmosférico absorbe la radiación solar en varios pero definidos espectros (Ver Figura 1). Así, finalmente, la radiación solar que se mide en tierra corresponde a la potencia de la integral de cada irradiancia espectral presentada por unidad de área (Watts/m²).

Figura 1. Espectro de la irradiancia solar en la parte superior de la atmósfera comparada con la radiación de un cuerpo negro de 5770 K de temperatura.



La línea azul entrecortada representa el espectro de la radiación que alcanza tierra. Adaptado de (Gray *et al.*, 2010).

Bajo este contexto, La radiación solar es el factor natural más importante que influye sobre la Tierra, moldea el clima y prácticamente todos los procesos relacionados con la vida en el planeta (Labitzke, 2003). Sin embargo, la radiación solar excesiva se convierte en un factor de riesgo ambiental ya que puede ser causante de sequías, desertificación e incendios (Labitzke, 2003).

Desde el punto de vista de la salud, la sobreexposición a la radiación solar, especialmente a la UV, puede ser el promotor de enfermedades agudas y crónicas en la piel, los ojos y el sistema inmunitario (Varo Martínez, 2006). En orden de importancia, se presentan enfermedades de la piel, como el melanoma maligno o cáncer de piel (Madronich, 1993), el cual se ha incrementado en Ecuador un 57%, desde 1986 hasta el 2010 llegando a tasas promedio de 33 casos por cada 100 000 (SOLCA, 2014). En segundo lugar, se tiene a las cataratas y otras enfermedades oculares. En todo el mundo existen dos y tres millones de casos, especialmente en el “cinturón de cataratas”, la zona de mayor incidencia, cercana al ecuador (OMS, 2003). Por mencionar los dos casos más importantes, aunque se pueden encontrar otro tipo de enfermedades como quemaduras solares, insolación, etc. (Rodríguez y Buitrón, 2015).

Por otro lado, Quito atravesada por la línea ecuatorial, es una ciudad especialmente vulnerable a la radiación solar. No sólo porque se encuentra en la zona del planeta que recibe la radiación perpendicularmente, sino por su gran altitud 2 700 msnm, que hace que exista menos atmósfera dispersante. De esta manera, los valores de radiación solar en Quito, frecuentemente sobrepasan los recomendados por la OMS (INAMHI, 2013).

Basados en estudios anteriores realizados en la ciudad de Quito (Zuleta y Lema, 2015), se han encontrado indicios de que los valores máximos diarios de radiación solar total se encuentran en aumento con valores que oscilan entre 6.64 Watts/año y 16.53 Watts/año. Si el comportamiento de la radiación solar permanece constante, en 10 años se podría tener un incremento en los valores máximos diarios de un 4% a 6%, sobre el territorio de Quito. Asimismo, se ha encontrado un incremento sostenido en la temperatura máxima diaria de 0.055°C/año (Serrano *et al.*, 2012) y con una correlación de 0.77 con la radiación solar (Zuleta y Lema, 2015). Este efecto podría

justificarse por la Ley de Planck, que indica que un objeto con mayor temperatura, emite más radiación electromagnética (Chandrasekhar, 2013).

Sin embargo, es necesario discernir si este incremento en la radiación solar se mantiene y si su causa probable corresponde a algún tipo de actividad solar.

Bajo este contexto, el presente trabajo de investigación buscará correlacionar los datos de radiación total y actividad solar, esta última determinada por las manchas solares, que indican un incremento de la actividad solar y los destellos solares que son eventos extremos de alta energía (Bellot, 2007).

Materiales y métodos

Radiación solar en tierra

La información en tierra corresponde a 6 estaciones meteorológicas disponibles de la REMMAQ (Red Metropolitana de Monitoreo Atmosférico de Quito) perteneciente a la Secretaría de Ambiente del Ilustre Municipio de Quito desde el 2007 al 2016. Las estaciones están dotadas de piranómetros tipo termopila, Clase II de marca Kipp & Zonen modelo CMP3 con una resolución de 10 min, en todas las estaciones había más del 95% de los datos completos y con control de calidad, tal como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación de las estaciones meteorológicas de la REMMAQ en el Distrito Metropolitano de Quito

Estación	Código	Dirección	Latitud	Longitud	Altura msnm
Tumbaco	TUM	Terraza de Andinatel (Gaspar de Carvajal)	0°12'36" S	78°24'00" W	2331
Los Chillos	LCH	Terraza de Andinatel (Av. Ilaló, Vía a El Tingo)	0°18'00" S	78°27'36" W	2453
Carapungo	CAR	Edificio Andinatel Carapungo (Super Manzana B, el Verjel S/N)	0°5'54" S	78°26'50" W	2660
Cotocollao	COT	Museo Cotocollao (Santa Teresa #70-121 entre Ignacio Loyola y Alfonso del Hierro)	0°6'28" S	78°29'50" W	2793

Belisario	BEL	Terraza del Edificio Administrativo del Colegio San Gabriel (Av. América 3541)	0°10'48" S	78°29'24" W	2835
El camal	CAM	Terraza del Hosp. Patronato Municipal San José del Sur (Adrián Navarro 1660 e Hinostroza)	0°15'00" S	78°30'36" W	2840

Actividad solar: manchas solares

La actividad solar diaria fue analizada utilizando los datos del satélite geoestacionario GOES-13 (NOAA, 2016). El GOES-13 es un satélite perteneciente a la serie de GEOS-N; se encuentra a una distancia cercana a los 35800 Km del ecuador, encontrándose dentro de la magnetósfera terrestre. Su tiempo de vida útil es de diez años. Fue puesto en órbita en Mayo del 2006, posteriormente será reemplazado con el GOES-16.

En esta investigación, se realizó una comparación de los datos registrados en las estaciones meteorológicas en tierra con datos de índices solares, utilizando los mismos rangos de tiempo, preparados por el Departamento de Comercio de los EE. UU. (NOAA, 2016). Esta información está disponible libremente en internet.

Por otro lado, los datos de destellos solares o *solar flares* fueron tomados del satélite Fermi puesto en órbita por la NASA en el 2008. Los datos proporcionados muestran la lista de llamaradas o destellos solares con energías comprendidas entre 12 y 25 KeV. La información también se encuentra disponible libremente en FER-MIGSOL (2017).

Para la utilización correcta de estos datos se corrigió el tiempo tomando en satélite con a un sistema y formato de tiempo útil, para la región correspondiente a Ecuador, utilizando el convertidor de tiempo de la NASA (2016).

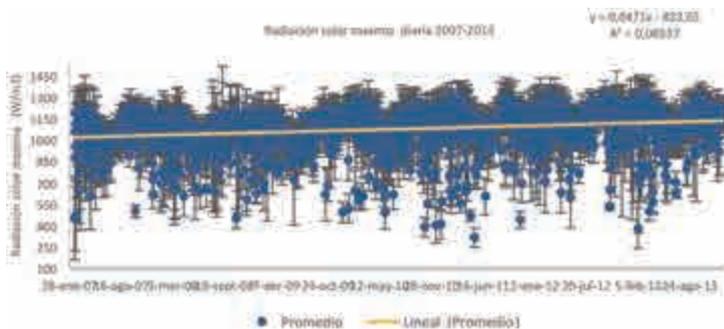
Resultados

Análisis de radiación solar en tierra

Se tomaron los valores máximos registrados diariamente de radiación solar las 6 estaciones meteorológicas de la REMMAQ (Ver Tabla 1 y Figura 2), estos valores fueron promediados día a día y se calculó su des-

viación estándar, representada en el gráfico con barras de error (Figura 2). Todos estos valores máximos, se ubicaron entre las 11h00 a 14h00, que corresponden a los valores cercanos al medio día ecuatorial.

Figura 2. Promedios y tendencia lineal de radiación solar máxima diaria registrada en Quito, desde el 2007 al 2013



Las barras de error representan la desviación estándar que se logró al promediar los valores encontrados en las 6 estaciones meteorológicas estudiadas.

En la Figura 1, se aprecia la gran variabilidad de datos, obteniendo el valor máximo promedio de 1350,24 (W/m^2) el 15 de octubre del 2014 y como valor mínimo 287,72 (W/m^2) el 7 de noviembre del 2010. En cuanto a la desviación estándar se obtuvo un valor máximo de 461,76 el 5 de agosto del 2008 y una desviación mínima de 2,3 el 29 de agosto del 2013. Esta enorme variabilidad es característica del sistema estudiado, en donde cualquier variable, como la nubosidad –aunque sea la mínima– genera variaciones en los niveles detectados de radiación disminuyéndola drásticamente.

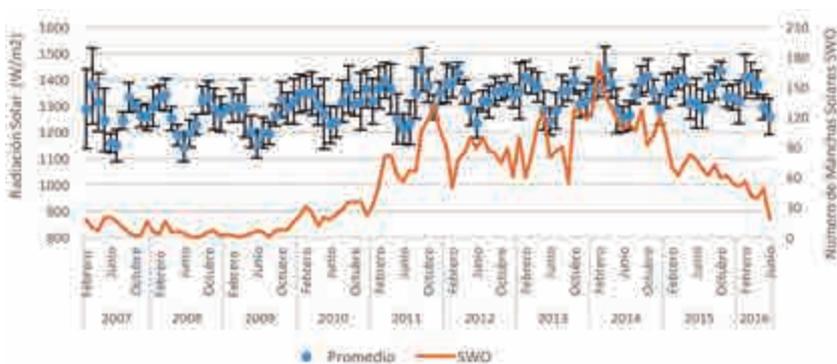
Se aprecia además, un comportamiento cíclico que responde a la presencia de los equinoccios y solsticios sobre el ecuador. El equinoccio de otoño se produce entre el 20 y 21 de marzo y el 22 o 23 de septiembre se produce el de primavera. Se caracterizan porque los rayos solares llegan perpendiculares sobre el ecuador (Inzunza, 2007). Los resultados evidencian los máximos valores de radiación registrados en los meses de marzo y septiembre.

Radiación solar en tierra vs. actividad solar

Con el objetivo de conocer la influencia de la actividad solar sobre los eventos máximos de radiación solar en tierra, se utilizaron los datos máximos mensuales y anuales, ya que era la resolución disponible en la NOAA. La actividad solar está directamente relacionada con el número de manchas solares, que indican la presencia de tormentas solares, mismas que se caracterizan por presentar ocasionales destellos solares y la eyección de masa coronal (Bellot, 2007). Como se puede apreciar, a nivel mensual (Ver Figura 3) no existe una dependencia clara entre los valores máximos de radiación solar mensual y la actividad solar encontrando una correlación de 0.4608. Aparentemente el comportamiento en tierra de la radiación solar sigue su tendencia lineal positiva mínima, sin presentar relación con el ciclo solar, debido a la gran protección que la magnetósfera proporciona al planeta, sobretodo en el ecuador (NASA, 2007).

Sin embargo, cabe destacar que en los dos puntos máximos registrados del ciclo solar, correspondientes a los meses de febrero y septiembre del 2014 también se registraron los máximos de radiación solar en tierra. Pero sólo en éstos dos meses, ya que en el tercer evento más alto registrado dentro del ciclo solar, correspondiente al mes de noviembre del 2011, el valor de radiación en tierra es relativamente bajo. Al parecer sólo en casos excepcionales de actividad solar, se logra transmitir esa energía hasta el ecuador del planeta en tierra.

Figura 3. Radiación solar mensual máxima en tierra comparada con el número de manchas solares que determinan el ciclo solar



Al analizar los destellos solares, se utilizó la banda de 12-25 keV, que corresponde a la banda de los Rayos X suaves (Ackermann *et al.*, 2017), no se estudiaron los días en los que no se detectaron destellos. Para el análisis de correlación se utilizaron los promedios diarios de radiación solar global de las seis estaciones meteorológicas utilizadas vs. la energía de los destellos solares, encontrándose una correlación de -0,00187; se evidencia así que la magnetósfera desvía la mayor parte de la energía de estos destellos, y que el fenómeno de los destellos solares no está relacionado con el incremento de los valores de radiación solar diaria.

Cabe indicar que los destellos son eventos aislados que no necesariamente se den durante el mediodía (los valores máximos de radiación máxima solar en tierra se ubican entre 11:00 a 14:00) y que por lo tanto no se relacionan directamente con los datos de radiación en tierra.

Conclusiones

Los valores máximos de radiación solar diaria, mensual y anual se encuentran en incremento sostenido desde el año 2007 al 2016, presentando tendencias positivas de $1350,24 \text{ W/m}^2 \cdot \text{día}$, con una significancia estadística del 95%. Los meses con mayor radiación solar, corresponden a los de marzo y septiembre; resultado congruente con la aparición de los equinoccios de primavera (21 de marzo) y otoño (21 septiembre). El mes de marzo es el que mayor radiación solar máxima presenta. Los meses con menores valores máximos de radiación solar, son diciembre y julio, que corresponden a los meses de solsticio de verano e invierno respectivamente. De los dos, julio es el mes con menores valores de radiación solar máxima.

Aunque no se encuentra una correlación a nivel mensual entre la actividad solar, determinada por el número de manchas solares y la radiación solar en tierra (0,4608), el comportamiento de la actividad solar no explica la tendencia positiva de los valores de radiación solar. Asimismo, la baja correlación entre la radiación solar en tierra con los destellos solares en satélite (0,00187) evidencian que la magnetósfera que protege el planeta desvía mayoritariamente la energía que producen estos destellos. Asimismo, la naturaleza ocasional de los destellos solares disminuye su correlación con los eventos en

tierra y no justifican su tendencia positiva. Los destellos solares se producen a cualquier hora del día no específicamente en las horas de mayor radiación solar en tierra que se da aproximadamente en horas del mediodía.

De esta manera, se concluye que el incremento de radiación solar no se debe al comportamiento de la actividad solar. Debido a que la radiación solar medida en tierra incluye el espectro IR térmico, se propone que su incremento se debe al incremento sostenido de temperaturas máximas diarias registradas en Quito (Serrano *et al.*, 2012). En acuerdo con la ley de Planck (Chandrasekar, 2013), un cuerpo con mayor temperatura emitirá más radiación electromagnética. Principalmente, se propone que el incremento de esta radiación se debe a efectos de incremento de temperatura, relacionada con efectos del cambio climático y efecto isla de calor urbana (Ahrens, 2012). Sin embargo, la afirmación de que la radiación solar aumenta en su banda térmica debería ser comprobada con un espectrómetro, estudios que aún no se han realizado en Quito (obs. per.) pero cuya investigación sugerimos especialmente.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Politécnica Salesiana y a la Escuela Politécnica Nacional por el financiamiento de esta investigación. Asimismo a la Red Ecuatoriana de Cambio Climático RECC por generar los espacios de encuentro que hicieron posible esta colaboración.

Bibliografía

- Ackermann, M., Allafort, A., Baldini, L., Barbiellini, G., Bastieri, D., Bellazzini, R., ... & Bruel, P. (2017). Fermi-LAT Observations of High-energy Behind-the-limb Solar Flares. *The Astrophysical Journal*, 835(2), 219.
- Bellot, L. (2007). El interior de las manchas solares. *Informacion y Actualidad Astronómica*, 21.
- Chandrasekhar, S. (2013). *Radiative transfer*. Courier Corporation.
- FERMIGSOL (2017), Fermi GBM Solar Flare Catalog. Disponible en: http://hesperia.gsfc.nasa.gov/fermi/gbm/qlook/fermi_gbm_flare_list.txt

- Gray, L. J., Beer, J., Geller, M., Haigh, J. D., Lockwood, M., Matthes, K.,...White, W. (2010). Solar influence on climate. *Reviews of Geophysics*, 48(2009), RG4001. <https://doi.org/10.1029/2009RG000282.1>. Introduction
- Inzunza, J. (2007). *Metereología Descriptiva*, 35-57.
- INAMHI (2013). Mapa de Radiación global Total. Disponible on line en: http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wpcontent/MapasBiblioteca/3%20Irradiacion%20global_A0.pdf
- Labitzke, K. (2003). The global signal of the 11-year sunspot cycle in the atmosphere: When do we need the QBO? *Meteorologische Zeitschrift*, 12(4), 209-216. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2003/0012-0211>
- Madronich, S. N. C. for A. R. de G. U. of U. (1993). Skin cancer and radiation. *Nature*.
- NASA (2007). Condiciones del tiempo en el espacio, 5. <https://doi.org/EW-2006-5-024-GSFC>
- Rodríguez, A., & Buitrón, M. (2015). Enfermedades sensibles al clima, Distrito Metropolitano de Quito, un análisis temporal en el periodo 2001-2010. *La Granja*, 21(1), 16-33. <https://doi.org/10.17163/lgr.n21.2015.02>
- Secretaría de Ambiente (20 de Julio de 2016). Secretaría de Ambiente. Recuperado de Reporte de Datos <http://190.11.24.212/reportes/ReporteDiariosData.aspx60>
- Serrano, S., Zuleta, D., Moscoso, V., Jácome, P., Palacios, E., & Villacís, M. (2012). Análisis estadístico de datos meteorológicos mensuales y diarios para la determinación de variabilidad climática y cambio climático en el Distrito Metropolitano de Quito. *La Granja*, 16(Mayo), 23-47
- SOLCA (2014). Epidemiología del Cáncer en Quito.
- Universidad Complutense Madrid (2016). El Telescopio Espacial “Fermi” de rayos gamma de la NASA mejora su visión de altas energías ofreciendo imágenes más claras y mejor localizadas.
- Varo Martínez, M. M. (2006). *Modelización de la radiación ultravioleta solar*, 329.
- Zuleta, D., & Lema, C. (2015). *Solmáforo (semáforo solar): modelo ambiental de alerta por exposición a la radiación solar en Quito*. Quito: Universidad Politécnica Salesiana.

Evaluación de método matemático para la determinación del potencial de generación distribuida con energía fotovoltaica

Diego Alejandro Parra González¹
Universidad Politécnica Salesiana

Introducción

El aprovechamiento energético solar por medio de sus diversas fuentes representa una alternativa actual para reducir la dependencia de aquellos sistemas que consumen grandes cantidades energéticas y tienen períodos de servicio limitados. En este sentido la radiación solar representa un factor importante de beneficio ya que su transformación puede suplir grandes necesidades actuales de demanda de energía eléctrica. La heterogeneidad espacial de las fuentes renovables hace que se adecuen especialmente, en términos de producción de electricidad, tanto a la resolución de problemas de electrificación rural como a la generación distribuida de electricidad. Por ello, la utilización de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) es muy adecuada para el estudio de la gran variabilidad y complejidad del sistema oferta-demanda de energía basado en fuentes renovables, lo cual, viene avalado por la enorme literatura con la que podemos contar al respecto (Domínguez, 2002).

1 dparra@ups.edu.ec

En el Ecuador se conocen sistemas de aprovechamiento solar dispersos, especialmente en el Oriente ecuatoriano pero de acuerdo a la bibliografía existente éstos no responden a ningún sistema de electrificación alternativo o proyecto que se enmarque en alguna metodología específica. Con información proporcionada por National Renewable Energy Laboratory (NREL) de los Estados Unidos, el Consejo Nacional de Electricidad (CONELEC) elaboró el Atlas Solar del Ecuador con fines de Generación Eléctrica. Esta herramienta puede servir para la formulación de proyectos de interés en el campo de las energías renovables, pero no ha sido explotado en su totalidad. Además los planes de gobierno establecen objetivos claros que permitan explotar la capacidad energética en el país, mediante la formulación de políticas que promueven la diversificación de la matriz energética nacional, promoviendo la eficiencia y una mayor participación de las energías renovables.

En este trabajo, a partir de información disponible en materia de energía solar en el Ecuador, se identificó un modelo matemático que permitió establecer la potencialidad de generación distribuida con energía fotovoltaica. Para ello se utilizó la técnica de interpolación geoestadística con el fin de obtener la mejor estimación de los datos de radiación solar en la zona de estudio. Dado que no se cuenta con estudios relacionados no fue posible realizar comparaciones puntuales de resultados, siendo el punto de comparación el informe global del Atlas Solar y mediciones de radiaciones en estaciones meteorológicas.

Materiales

El compendio de datos corresponde a recopilación de información secundaria de libre acceso, cartografía de tipo vectorial y raster, base de datos de información solar (disponible) con los que se ha formado un paquete de datos que fueron procesados y normalizados en un mismo sistema de proyección y datum:

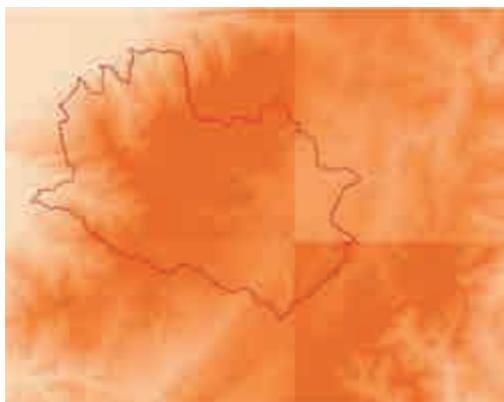
- Proyección y Datum: sistema de Referencia Geodésico Mundial WGS-84.
- Información Cartográfica: formato shapefile reconocido por programas SIG.

Se obtuvo la base de datos con la que se elaboró el “Atlas Solar del Ecuador con fines de Energía Eléctrica”, elaborado por la Corporación para la Investigación Energética (CIE) bajo solicitud de la entidad de regulación energética del Ecuador el Consejo Nacional de Electricidad (CONELEC), siendo hasta la fecha la única información generada disponible en el país.

La información, recopilada, corresponde al período entre el 1 de Enero de 1985 y el 31 de Diciembre de 1991 que fuese publicado en Julio del año 2006. Los datos representan la energía solar promedio mensual y anual de los valores diarios de insolación total (directa y difusa) e insolación global sobre una superficie horizontal y contienen los promedios mensuales de cada una de ellas en Wh/m²/día. (Atlas Solar del Ecuador, CIE, 2008).

Por otro lado, se obtuvo el modelo digital del terreno ASTER GDEM (ASTER Global Digital Elevation Model) propuesto por NASA y el Ministerio de Economía, Comercio, e Industria de Japón (METI), creado por las imágenes estéreo recogidas por el radiómetro japonés llamado ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer), en la Imagen 1 se muestra el MDE de la zona de Cuenca. La resolución espacial de la información es de aproximadamente 30 m, liberada en el año 2009 y generada en el año 2000. También puede ser obtenido por métodos de interpolación a partir de curvas de nivel de la Cartografía Temática del IGM, la resolución será dependiente del espaciado de las Isohipsas.

Imagen 1. MDE área del cantón Cuenca



Métodos

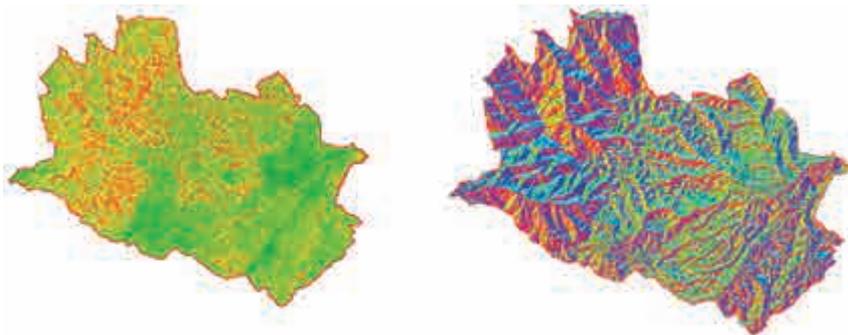
Métodos de estimación de radiación solar

El método utilizado para la estimación de radiación solar es el propuesto por Hofierka y Suri (2004), utilizando el modelo digital del terreno que expresa la forma del terreno y la influencia directa sobre el comportamiento de la radiación por la inclinación de la superficie o pendiente, relación de aspecto y efectos de sombras. La generación de modelos basados en el análisis de estas propiedades del terreno permite realizar estimaciones eficientes y precisas de radiación solar sobre largas franjas territoriales.

El desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha propiciado generar aplicaciones para la determinación de variables ambientales con detalle de análisis, en el caso de la radiación solar las aplicaciones destacadas son el módulo *Solar Analyst (Arcgis)* y *r.sun* para *GrassSIG*. Estos modelos estiman la radiación global en condiciones de cielo despejado y la suma de los componentes de: haz, difusión y reflexión dados para un día determinado, latitud, superficie y condiciones atmosféricas. La dificultad radica en el tratamiento de la radiación difusa ya que depende del clima y de las condiciones regionales del terreno. De esta forma se genera uno de los errores de estimación, sin embargo de lo cual el cálculo del componente de haz es sencillo. (Hofierka y Suri, 2002).

A partir del MDT se extrae el mapa de pendientes (raster) que es la modelación del terreno por cambios de alturas y también el mapa de aspecto. El mapa de pendientes es el que indica la inclinación del terreno, mientras que el mapa de aspecto es la iluminación que recibe el terreno de acuerdo a la posición del sol. Las imágenes 2(a) y 2 (b) muestran el resultado de las pendientes y aspecto respectivamente.

Imagen 2. Aspecto y pendientes del área de estudio



Pendientes a partir del MDT	Aspecto a partir del MDT
(resolución 100m)	(resolución 100m)
Elaboración: Autor	Elaboración: Autor

Las relaciones utilizadas para la determinación de la radiación solar en función de variables ambientales han sido de utilidad en el establecimiento del método propuesto por Suri y Hofierka (2004), donde la ecuación de radiación global en modelos computacionales para estimación de radiación es:

$$G_{hc} = B_{hc} + D_{hc}, \text{ donde}$$

G_{hc} = radiación global horizontal, B_{hc} = radiación directa, D_{hc} = radiación difusa

Para el análisis de la información de pendientes y aspecto (*slope and aspect*) es recomendable realizar una clasificación por promedio en intervalos discretos para asignar a cada celda (pixel) un valor simple de clase (Bezzi y Vitti, 2005). En la Tabla 1 se indica la reclasificación de pendientes utilizada:

Tabla 1. Rangos reclasificación por pendientes

Clase	1	2	3	4	5	6
Valor (°)	0 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 40	40 - 90

Fuente: Elaboración propia basado en el modelo de Marco Bezzi y Alfonso Vitti.

Igual proceso se realiza para la reclasificación del dato de aspecto, indicado en la Tabla 2:

Tabla 2. Rangos de reclasificación para aspecto

Clase	10	20	30	40	50	60	70	80	90
Valor (°)	-1 - 0	0-45	45-90	90-135	135-180	180-225	225-270	270-315	315-900

Fuente: Elaboración propia.

Las clases de aspecto y pendiente son combinadas entre sí obteniendo el índice morfológico, para realizar estimaciones de radiación solar directa mediante el contraste de características del terreno. Esta clasificación combinada será utilizada en el modelo de estimación lineal para sobre-imponer en un método de interpolación, un estimador de media local. Los valores de combinación de aspecto y pendiente obtenidos se indican en la Tabla 3:

Tabla 3. Combinación aspecto - pendiente

	Aspecto clase								
Pendiente clase	10	20	30	40	50	60	70	80	90
1	11	21	31	41	51	61	71	81	91
2	12	22	32	42	52	62	72	82	92
3	13	23	33	43	53	63	73	83	93
4	14	24	34	44	54	64	74	84	94
5	15	25	35	45	55	65	75	85	95
6	16	26	36	46	56	66	76	86	96

Fuente: Elaboración propia

Métodos de interpolación

Las herramientas estadísticas son básicas para el análisis de datos en todas las áreas del conocimiento, su crecimiento ha generado nuevas metodologías centradas en fundamentos probabilísticos comunes; en el ámbito ambiental los análisis han cobrado importancia significativa por

la innovación en técnicas de adquisición de datos, así se da apertura a una nueva rama de la estadística denominada *environmetrics* (estadística ambiental) con el propósito de predecir valores de las variables en sitios no muestreados.

Los métodos tratados en el estudio corresponden a:

- Distancia inversa ponderada (IDW): asume que cada punto en el conjunto de datos tiene una influencia local que disminuye con la distancia y que por lo tanto los valores de los puntos cercanos al de interés tienen mayor importancia o peso en el valor que será asignado al mismo.
- Método Kriging: Esta técnica encierra un conjunto de métodos de predicción espacial que se fundamentan en la minimización del error cuadrático medio de predicción. Este método se subdivide en: Lineal (Simple, Ordinario, Universal) y No lineal. El usado corresponde al método Kriging Ordinario. Para realizar un mapa de predicciones con el método Kriging es necesario realizar dos tareas: descubrir las reglas de dependencia y realizar las predicciones, debiendo pasar por dos pasos para completar el método:
 1. Crear los variogramas y las funciones de covarianza para calcular los valores de dependencia estadística (auto correlación espacial) que dependen del modelo de auto correlación llamado ajuste de modelo.
 2. Calcular los valores desconocidos realizando las predicciones
- Vecino natural: Este método utiliza la distribución espacial de los Polígonos de Thiessen, a partir de los cuales se crean nuevos polígonos basándose en áreas proporcionales para interpolar un valor. No infiere tendencias ni produce picos, depresiones, crestas o valles que no estén ya representados por las muestras de entrada. La superficie pasa por las muestras de entrada y es suave en todas partes, excepto en las ubicaciones de las muestras de entrada.

Resultados y análisis

En el MDT obtenido, la información espacial fue remuestreada a: 100x100 píxeles, 500x500 y 1000x1000 para ampliar la zona de cobertura de la original (30x30), este proceso implica pérdida de calidad de la información ya que cambia el tamaño de la celda, el tamaño del raster y la extensión del mapa es la misma. El método empleado fue el “Vecino más cercano” (Nearest) un método de interpolación rápido, ya que no cambia el valor de las celdas. Como resultado de la combinación de pendiente + aspecto se obtiene el mapa del índice morfológico que se indica en la Imagen 3.

Imagen 3. Índice morfológico para el cantón Cuenca



Fuente: Elaboración propia (100 m)

Los datos son analizados para el mes de Septiembre del 2001, con duración de luz solar de 12 horas (06:00 - 18:00) de acuerdo al análisis de la imagen satelital LANDSAT obtenidas del espacio USGC en el que la imagen tiene mejor aspecto en cuanto a cobertura.

Duración de horas de sol

Utilizando el raster combinado de aspecto-pendiente reclasificado en los rangos indicados se obtiene el número de horas de brillo solar, indicando las zonas de mayor exposición. Empleando los métodos de interpolación anteriormente descritos se obtienen los coeficientes de estimación de duración de horas de sol, como se indica en la Tabla 4:

Tabla 4. Coeficientes estimación de duración de horas de sol

Celda	IDW				Kriging ordinario				Vecino natural			
	min	max	media	Des. Est.	min	max	media	Des. Est.	min	max	media	Des. Est.
30 x 30	5.44	11	9.70	0.56	8.52	10.91	9.70	0.44	5.1	11	9.70	0.73
100 x 100	7.06	11	9.97	0.61	8.89	10.98	9.97	0.41	7	11	9.97	0.67
500 x 500	8.94	11	10.45	0.41	9.51	11	10.45	0.34	7	11	10.45	0.57
1000 x 1000	9.9	11	10.67	0.27	9.86	11	10.68	0.28	8	11	10.68	0.55

Fuente: Elaboración propia resultado de métodos de interpolación

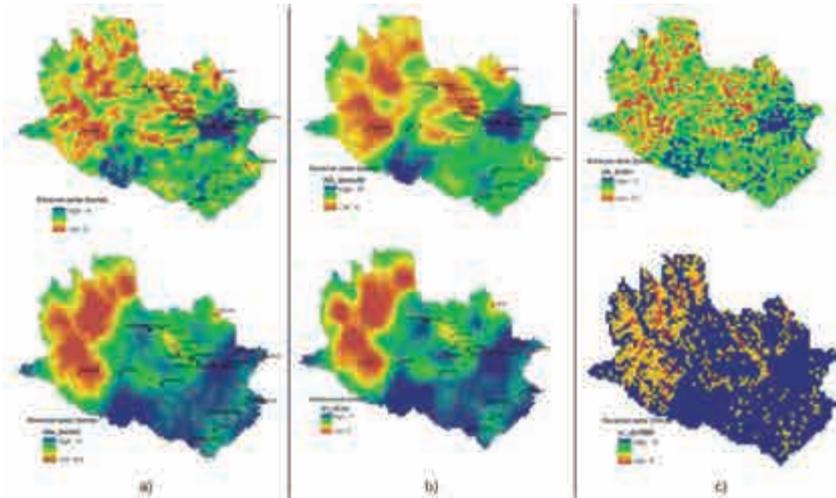
Para IDW, los coeficientes obtenidos indican una tendencia uniforme de zonas con exposición a horas de sol, en sí no representan una “relación” de ajuste lineal. En el método de Kriging Ordinario, el módulo de interpolación es esférico y todos han sido evaluados con 12 vecinos próximos. Los resultados indican, que para este caso, la mejor aproximación es la adoptada por el método Kriging Ordinario con distribución esférica, los valores de desviación estándar son los más bajos y el rango de duración es superior. En la Imagen 4 se aprecia la duración de horas del sol durante el mes de Septiembre del año 2001, dando referencia de la distribución solar con valores mínimos de 5 horas y máximo de 11 horas para todas las resoluciones.

La zona de mayor duración de horas de sol en todos los métodos resulta la zona urbana del Cantón Cuenca, correspondiente al valle donde se asienta, aquella con rangos de pendiente 1 - 25%. Hacia las afueras de la ciudad, donde las cadenas montañosas rompen la pendiente, la exposición es menor en parte por rangos de altura y en otra por mayor concentración de agentes atmosféricos que impiden la exposición a luz solar directa.

Radiación solar

Para el análisis de la información resultante de la aplicación del método, se utiliza el mismo proceso para la obtención de horas de luz solar, una grilla de 1000x1000 y remuestreo de 30x30; 100x100; 500x500 y 1000x1000. De igual manera se comparan los métodos de interpolación: IDW, Kriging Ordinario y Vecino cercano. Los resultados obtenidos del procesamiento del modelo digital -aspecto-pendiente - índice morfológico poseen una tendencia o comportamiento similar, siendo el de menor desviación estándar el remuestreo de 30x30, dado que influye en el cálculo del área de influencia para la radiación solar, la tendencia y comparación se indica en el Gráfico 1.

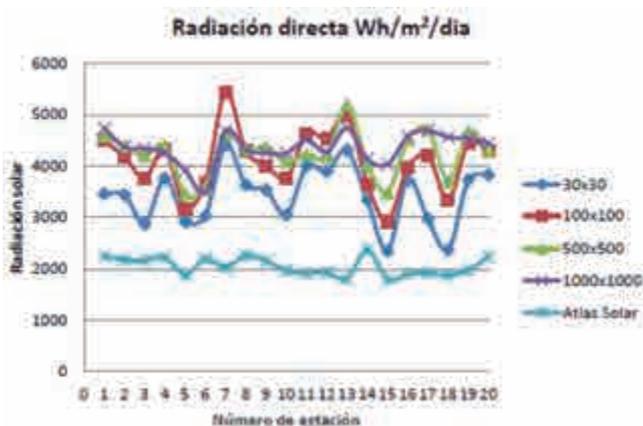
Imagen 4. Horas de duración solar 30x30-1000x1000: a) IDW; b) Kriging Ordinario; c) Vecino Natural



Fuente: Elaboración propia

Los resultados indican que al aumentar el área de análisis del territorio, de 30x30m a 1000x1000m, la predicción de radiación solar incrementa en valor, esto no implica una estimación exacta ya que depende del análisis de las condiciones ambientales del medio como el efecto albedo y concentración, datos que no están disponibles.

Gráfico 1. Tendencias de radiación solar: Atlas solar vs estaciones



Fuente: Elaboración propia con base de los resultados de métodos de interpolación.

El análisis correspondiente para la obtención de mapas comprende la utilización de la grilla de puntos de radiación obtenida con el modelo, ésta será sometida a procesos de interpolación con los mismos parámetros que las horas de duración solar: IDW, Kriging Ordinario y Vecino Natural en las resoluciones creadas, los resultados obtenidos se indican en la Tabla5:

Tabla 5. Estimación radiación solar

Celda	IDW				Kriging ordinario				Vecino natural			
	min	max	media	Des. Est.	min	max	media	Des. Est.	min	max	media	Des. Est.
30 x 30	839	5678	4120	523	3134	4876	4119	333	878	5664	4121	572
100 x 100	2263	5351	4213	415	3277	4878	4214	337	1351	5713	4214	542

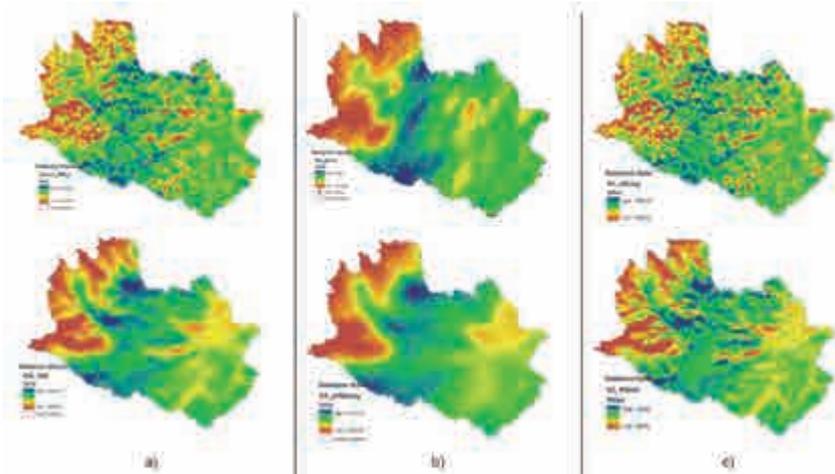
500 x 500	3112	5332	4381	374	3494	5013	4381	321	2627	5579	4384	442
1000 x 1000	3024	5487	4451	395	3502	5107	4451	327	2918	5632	4449	424
Atlas	1815	3842	2718	593	1835	3827	2717	586	1815	3843	2717	594

Fuente: Elaboración propia con resultados de métodos de interpolación estadística.

Para la aplicación del interpolador Kriging Ordinario, se seleccionó el método de ajuste Gaussiano mediante análisis del semivariograma.

En la Imagen 5 se muestra el resultado raster de radiación solar obtenido para el mes de Septiembre del año 2001 para las resoluciones de 30x30 y 1000x1000. La distribución de la “capa” de radiación es uniforme, pudiendo encontrarse valores medios altos en la zona de pendientes suaves, especialmente en el valle donde se desarrolla la Ciudad de Cuenca hacia la zona Oeste y Sur.

Imagen 5. Horas duración solar 30x30-1000x1000: a) IDW; b) Kriging Ordinario; c) Vecino Natural



Fuente: Elaboración propia

Generación distribuida

Tomando los valores resultantes acumulados para el mes de Septiembre (Wh/m²) se obtiene el mapa de irradiancia directa, en formato raster, que será combinada con la información de pendientes y modelo digital para determinar de acuerdo a rangos de inclinación aquellos sitios que posibiliten el aprovechamiento energético con fines de generación distribuida.

Los datos acumulados para la zona de estudio indican que es posible un análisis posterior multicriterio para el emplazamiento de centrales de generación distribuida. En la Tabla 6 se resumen los obtenidos con el método Kriging Ordinario, para resolución de 30x30.

Tabla 6. Valores acumulados de radiación directa

Variable central	Unidad
Min	99052
Max	149343
Media	127739

Fuente: Elaboración propia con los resultados de radiación solar

Estos valores pueden cambiar respecto del modelo y remuestreo utilizados, pero sirve como referencia para la ubicación de potenciales estudios de caso.

El análisis multicriterio incluye datos o información en materia: eléctrica, uso de suelo, riesgos y peligrosidad, geología, hidrología, zonas urbanas, zonas de reserva, vías, entre otras que permitan establecer escenarios de análisis.

Conclusiones

- El modelo matemático desarrollado por Suri y Hofierka permite analizar desde el modelo digital del terreno, del cual se derivan mapas de pendientes y aspecto, la variación de la energía solar en la zona de estudio dando resultados fiables para la identificación de fuentes energéticas, sin embargo el método

- debe ser ajustado a condiciones locales con información meteorológica de apoyo con la que no se contó en este estudio.
- La información existente puede ser utilizada como modelos de comparación o referencia, los resultados estadísticamente presentan correlaciones y ajustes moderados, dependiendo de las necesidades de exactitud de los resultados.
 - Para la determinación de áreas de generación de energía distribuida es necesario contar con una base catastral de la zona de estudio, zonas de vulnerabilidad, zonas de ocupación urbana y destinada a conservación actualizadas; corresponden a estudios posteriores la determinación del potencial solar mediante la elaboración de escenarios con análisis multicriterio.
 - La evaluación del modelo heurístico requiere de información complementaria y modelos auxiliares para la determinación de procesos multicriterios, es decir la asociación de varias condiciones ambientales para determinar zonas de iguales características, por ello es recomendable su utilización en proyectos similares para la definición de zonas aptas para generación de energía.

Bibliografía

- Atlas Solar del Ecuador (2008). Corporación para la Investigación Energética (CIE). Ecuador el Consejo Nacional de Electricidad (CONELEC).
- Bezzi, Marco y Vitti, Alfonso (2005). *A comparison of some kriging interpolation methods for the production of solar radiation maps*. Italia: University of Trento.
- Domínguez Bravo, Francisco Javier (2002). *La integración económica y territorial de las energías renovables y los Sistemas de Información Geográfica*. Madrid.
- Hofierka, J., y Suri, M. (2002). The solar radiation model for Open Source GIS: implementation and applications. *Proceedings of the Open Source Free Software GIS-GRASS users conference*. Trento, Italy. 11-13 September.
- Suri, M., y Hofierka, J. (2004). A new GIS-based solar radiation model and its application to photovoltaic assessments. *Transactions in GIS* 8, 175-190.

