

# RADIATIVIDAD AMBIENTAL EN LA ESTACIÓN CIENTÍFICA ANTÁRTICA PERUANA MACHU PICCHU 1999 – 2000

González S.<sup>(1)</sup> [sgonzales@ipen.gob.pe](mailto:sgonzales@ipen.gob.pe), Osores J.<sup>(1)</sup> [josoares@ipen.gob.pe](mailto:josoares@ipen.gob.pe),  
Martínez J.<sup>(1)</sup>, López E.<sup>(1)</sup>, Jara R.<sup>(1)</sup>

(1) Departamento de Control Ambiental – IPEN / Lima, Perú

## RESUMEN

El Instituto Peruano de Energía Nuclear (IPEN) inicia los estudios de radiactividad ambiental en la Región Antártica en el año 1996. Constituyen objetivos de esta investigación, determinar los niveles de radiactividad natural y artificial que permitan evaluar el estado radiológico en la región antártica. Se efectuaron muestreos de algas pardas (Phaeophyta), líquenes, musgo, gramíneas, suelo, sedimento marino, aire y agua de mar en el entorno de la Estación Científica Machu Picchu. En el presente estudio se muestran los resultados correspondientes al período 1999 – 2000.

## 1. INTRODUCCIÓN

La determinación de productos de fisión, en particular  $^{137}\text{Cs}$ , en muestras ambientales, tales como suelo y sedimento, puede ofrecer información sobre circulación atmosférica. Aunque la mayor cantidad de este radionucleido ha sido liberado y se halla depositado en el Hemisferio Norte, también se ha transportado parcialmente mediante circulación estratosférica al Hemisferio Sur (Kogan *et al.* 1971). Con excepción de los 12 ensayos nucleares realizadas por el Reino Unido en Australia (Woomera 31 °S, 137 °E y Maralinga 30 °S, 131 °E) y las 26 pruebas efectuadas por Francia en los Archipiélagos de Mururoa y Tuamotu (21 °S, 137 °W), los otros 383 ensayos nucleares se efectuaron en el Hemisferio Norte (Carter y Moghissi, 1977).

El fallout radiactivo troposférico tiende a permanecer en el mismo hemisferio donde fue producido. Las corrientes ascendentes de aire en el Ecuador no permiten el ingreso de productos de fisión del Hemisferio Norte al Hemisferio Sur. De los ensayos efectuados en el Hemisferio Norte, sólo los radionucleidos que alcanzan la estratósfera, debido a ensayos realizados a grandes altitudes así

como a detonaciones muy poderosas, son capaces de llegar al Hemisferio Sur. Se ha encontrado que para ambos hemisferios, el fallout estratosférico presenta una variación estacional típica, con un valor máximo en primavera y uno mínimo en otoño (UNSCEAR 1977).

Basados en las mediciones efectuadas desde 1956, Piccioto y Wilgain (1963) han encontrado productos de fisión en muestras de filtros de aire tomadas en diferentes lugares de la Región Antártica. Las concentraciones fueron 50 veces menores que las obtenidas en el Hemisferio Norte.

La ausencia de plantas vasculares en la Antártida es compensada parcialmente por una gran abundancia de especies de líquenes y musgos. Los líquenes son una asociación simbiótica de algas y hongos, y han sido utilizados desde hace algunos años como bioindicadores para evaluar la contaminación ambiental en diversas regiones del mundo. En los líquenes, la adsorción de agua ocurre en el área entera del tallo, pudiendo contener varias veces su peso seco en agua. Por lo tanto, los contaminantes solubles pueden incorporarse fácilmente en los líquenes a través del agua de lluvia. La estructura de la superficie de los líquenes también facilita la acumulación de contaminantes mediante el fallout seco.

Habida cuenta que los líquenes pueden vivir por mucho tiempo, aún más de 100 años (Quilhot, 1988), actúan como integradores de contaminantes ambientales a largo plazo. Como resultado, el análisis de organismos mayores de 40 ó 50 años puede brindar información sobre el fallout radiactivo procedente de pruebas nucleares atmosféricas.

Constituye objetivo de este estudio determinar los niveles de  $^{137}\text{Cs}$  en muestras ambientales tomadas en la Estación Machu Picchu para actualizar el inventario regional de  $^{137}\text{Cs}$ . Además de este elemento, se analizaron los radionucleidos  $^{226,228}\text{Ra}$ ,  $^7\text{Be}$  y  $^{40}\text{K}$  mediante espectrometría gamma.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se recolectaron muestras de suelo, líquenes, musgo, algas, sedimento y agua de mar en la Isla Rey Jorge (62°10'S, 58°30'W), entre la Ensenada Mackellar y Punta Crepín (Figura 1) y en el área de entorno de la Estación Científica Peruana Machu Picchu (62°05'39"S, 58°28'16"W).

La recolección de muestras de suelo se efectuó en un área de 100 cm<sup>2</sup>, en capas de 0 a 5 cm de profundidad en cada punto de muestreo. Las muestras fueron secadas a la intemperie y tamizadas a un diámetro inferior a 0,5 mm. Para el acondicionamiento, se tomaron 250 g de muestra seca en un recipiente de polietileno de 12 cm de altura x 7 cm de diámetro.

Se tomaron muestras de líquenes y musgo en los mismos lugares que en las muestras de suelo, donde había disponibilidad de ellos. Las muestras de líquenes fueron identificadas como *Usnea antarctica* y las de musgo como *Polytrichm sp.* y *Drepanocladus sp.* Las muestras de algas fueron recolectadas en las playas Inca y Naylamp. Estas muestras fueron secadas a 105 °C hasta alcanzar un peso constante, e incineradas a 400 °C por 24 -48 horas. Las cenizas fueron tamizadas para eliminar partículas de suelo (malla 0,5 mm.) y se pesaron en recipientes de polietileno. El peso de las muestras estuvo limitado por la cantidad de musgo o líquen presente en cada punto de muestreo, obteniéndose entre 50 y 250 g de peso seco.

Las muestras de sedimento se recolectaron en la Bahía de Almirantazgo mediante dragas, específicamente en la Ensenada Mackellar ubicada en la Isla Rey Jorge. Las profundidades de muestreo variaron entre 15 y 30 m. Las muestras de sedimento fueron secadas a 105 °C hasta obtener pesos constantes. Se colocaron aproximadamente 250 g de muestra seca en recipientes de polietileno. Dichos recipientes fueron cerrados para permitir el equilibrio del <sup>222</sup>Rn y sus descendientes de vida corta.

Las muestras de agua de mar fueron tomadas en la Ensenada Mackellar. El volumen recolectado fue variable, entre 20 y 50 L. Las muestras de agua de mar fueron tratadas con fosfomolibdato de amonio (FMA) para concentrar cesio (López, 1997). El precipitado final, aproximadamente 5 g, fue acondicionado en un recipiente de polietileno de 2 cm. de altura x 3 cm. de diámetro.

Las muestras de aire se recolectaron en la Estación Machu Picchu, usando un

muestreador de aire Staplex de alto volumen y filtros TFA tipo "S". Los volúmenes de muestreo variaron entre 500 y 1000 m<sup>3</sup>.

El análisis por espectrometría gamma fue realizado utilizando un detector HpGe Canberra de eficiencia relativa 15%. El tiempo de contaje establecido para las muestras y el fondo fue de 1000 minutos (IAEA, 1989). Para la determinación de los niveles de <sup>226</sup>Ra y <sup>228</sup>Ra, se utilizaron fotopicos gamma de <sup>214</sup>Bi (609 keV) y de <sup>228</sup>Ac (911 keV) respectivamente (Godoy, *et al.* 1998). El aseguramiento de calidad fue realizado mediante un programa regular de ejercicios de intercomparación en espectrometría gamma con el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA).

Los espectros obtenidos y los límites de detección se evaluaron de acuerdo a EPA-600/7-77-088 (1977). El tratamiento y análisis de los resultados fue realizado según la Guía Eurachem/Citac (2000) con 95% de confianza ( $\alpha=0,05$ ).

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de actividad de <sup>137</sup>Cs en muestras biológicas, geológicas e hidrológicas se presentan en la Tabla 1. No se ha detectado <sup>134</sup>Cs en estas muestras, demostrando que en esta región, no se ha detectado fallout proveniente de Chernobyl (Aoyama, *et al.* 1991).

Las concentraciones de <sup>137</sup>Cs medidas en suelos antárticos (Tabla 1) fueron altas comparables a las obtenidas en Brasil (Schuch *et al.*, 1992) y más altas que las obtenidas en Perú (Gonzales, *et al.* 1994). Los resultados obtenidos en esta investigación fueron compatibles con los de Hashimoto *et al.* (1989), Triulzi *et al.* (1991) y Godoy *et al.* (1998).

Las concentraciones de actividad de <sup>7</sup>Be en líquenes y gramíneas se presentan en la Tabla 1. Este elemento es producido por la interacción de los rayos cósmicos con la atmósfera y se concentra en mayor proporción en los líquenes.

Se encontró que los niveles de radionucleidos descendientes de la cadena de desintegración del Torio y del Uranio fueron más altos en los componentes abióticos, especialmente en los geológicos, por constituir éstos la fuente principal. Sin embargo, en algunos casos, los niveles encontrados de actividad en algas fueron más altos que en componentes geológicos. Esto podría ocurrir debido a ciertos procesos de bioconcentración en el ecosistema marino. Los líquenes no evidencian presencia de radionucleidos descendientes del Torio y del Uranio debido a su capacidad de tomar

nutrientes directamente de la atmósfera. Estos no ocurren en gramíneas y musgos, que reciben nutrientes directamente desde el suelo, incluyendo elementos radioactivos.

Es interesante notar la diferencia entre las concentraciones de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  y  $^{40}\text{K}$  en las muestras de suelo procedentes de la Isla Rey Jorge y las de otras islas. Habida cuenta que el suelo antártico es de origen volcánico, es posible clasificarlo en base al contenido medio de  $^{226}\text{Ra}$ :  $18.31 \text{ Bq.kg}^{-1}$  en la Isla Rey Jorge y  $3.43 \text{ Bq.kg}^{-1}$  en las otras islas (Godoy, *et al.* 1998). Según Iyengar (1990), el suelo de la Isla Rey Jorge, con más alto contenido de  $^{226}\text{Ra}$ , sería procedente, probablemente, de una roca volcánica intermedia mientras que los suelos de las otras islas serían originarios de rocas volcánicas de base.

El contenido de  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{228}\text{Ra}$  en sedimentos (Tabla 2) refleja los valores observados en los suelos de la Isla Rey Jorge. Los valores de  $^{226}\text{Ra}$  y  $^{228}\text{Ra}$  encontrados en suelos y sedimentos son inferiores a los observados por Triulzi *et al.* (1989) cerca de la base Italiana en la Bahía de Terra Nova ( $74^\circ\text{S}, 164^\circ\text{W}$ ) y los mismos hallados por

Godoy *et al.* (1998) en la Ensenada Marlet, cerca de la Ensenada Mackellar.

## 5. CONCLUSIONES

La presencia del radionucleido antropogénico  $^{137}\text{Cs}$  en algunos componentes ambientales antárticos, confirma que este elemento fue dispersado globalmente después de los ensayos nucleares efectuados en otras latitudes. El impacto radiológico ambiental en el ecosistema antártico ha sido mínimo debido a los bajos niveles de radiactividad encontrados. Sin embargo, existe limitada información sobre la transferencia de radionucleidos en las cadenas tróficas antárticas por lo que SCAR recomienda profundizar estudios en este aspecto.

Por otro lado, los líquenes parecen mostrar mejor capacidad de acumulación de  $^{137}\text{Cs}$  con respecto a otros componentes biológicos, pudiendo ser utilizados como bioindicadores.

Para estimar el comportamiento atmosférico, se requieren más estudios sobre la presencia de los radionucleidos naturales productos de la actividad cósmica en la región y los de origen terrestre tales como los descendientes del Torio y del Uranio 7.

**Tabla 1.** Niveles de Cs-137 y Be-7 en muestras ambientales antárticas.

Muestra	Cs-137		Be-7	
	1999	2000	1999	2000
Liquen (Bq kg <sup>-1</sup> ) Usnea antarctica	3,16 ± 1,14	2,17 ± 1,96	111,71 ± 63,42	55,38 ± 44,66
Algas pardas (Bq kg <sup>-1</sup> )	7,84 ± 4,16	5,42 ± 3,54	< 74,14	-
Algas rojas (Bq kg <sup>-1</sup> )	1,04 ± 0,78	1,02 ± 0,62	< 14,80	-
Musgos Bq kg <sup>-1</sup>				
Polytrichum sp. Drepanocladus sp.	1,71 ± 0,92	1,35 ± 2,02	< 17,52	-
Gramíneas Bq kg <sup>-1</sup>	1,37 ± 0,42	1,18 ± 1,24	52,38 ± 43,44	37,02 ± 36,50
Suelo Bq kg <sup>-1</sup>	3,08 ± 4,22	1,29 ± 0,66	< 10,41	-
Sedimento Bq kg <sup>-1</sup>	2,75 ± 4,34	1,38 ± 0,72	< 11,17	-
Agua de mar Bq L <sup>-1</sup>	0,01 ± 0,004	< 0,001	< 0,23	-
Hielo Glaciar Bq L <sup>-1</sup>	< 0,001	< 0,001	< 1,20	-
Aire Bq L <sup>-1</sup>	< 2,00 x 10 <sup>-6</sup>	< 2,00 x 10 <sup>-6</sup>	< 9,00 x 10 <sup>-5</sup>	-

**Tabla 2.** Niveles de K-40, Ra-226 y Ra-228 en muestras ambientales antárticas.

Muestra	K-40		Ra-226	Ra-228
	1999	2000	2000	2000
Liquen (Bq kg <sup>-1</sup> )	44,38		< 2,33	< 2,87
Usnea antarctica				
Algas pardas (Bq kg <sup>-1</sup> )	1342,37	1114,28 ± 169,90	44,29 ± 39,94	33,79 ± 34,88
Algas rojas Bq kg <sup>-1</sup>	946,17	-	-	-
Musgos Bq kg <sup>-1</sup>	210,23	210,23 ± 87,00	4,51 ± 4,24	5,06 ± 4,46
Polytrichum sp. Drepanocladus sp.				
Gramíneas Bq kg <sup>-1</sup>	276,62	276,62 ± 99,80	9,16 ± 6,06	6,61 ± 11,42
Suelo Bq kg <sup>-1</sup>	537,28	537,29 ± 139,08	18,31 ± 25,68	13,82 ± 22,30
Sedimento Bq kg <sup>-1</sup>	630,22	630,23 ± 160,60	17,37 ± 25,00	12,50 ± 21,20
Agua de mar Bq L <sup>-1</sup>	1,69	1,69 ± 2,60	0,06 ± 0,04	0,08 ± 0,06
Hielo Glaciar Bq L <sup>-1</sup>	< 2,39	-	-	-
Aire Bq L <sup>-1</sup>	< 1,80 x 10 <sup>-4</sup>	-	-	-

## 6. REFERENCIAS

- [1]. Aoyama, M.; Hirose, K. and Sugimura, Y. 1991. The temporal variation of stratospheric fallout derived from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 13, 103-115.
- [2]. Carter, M.W. and Moghissi M.A. (1977). Three decades of nuclear testing. *Health Physics* 33: 55-71.
- [3]. Godoy, J.M.; Schuch, L.; Nordemman, D.; Reis, V.; Ramalho, M.; Recio, J.; Brito, R and Olech, M. (1998)  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226,228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{40}\text{K}$  concentrations in Antarctic Soil, Sediment and Selected Moss and Lichen Samples. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol.41. No.1. pp.33-45.
- [4]. Gonzales V., S.; Osoro R., J.M.; Jara M., R. (1994) "Radiactividad Ambiental en el Centro Nuclear RACSO 1990-1993". Instituto Peruano de Energía Nuclear. Lima, Perú.
- [5]. Gonzales V., S.; Osoro R., J.M.; Jara M., R. (1996) "Radiactividad Ambiental en la Región Antártica Peruana - Estación Científica Machu Picchu". Informe Científico Antar VII. CONCYTEC. Lima, Perú.
- [6]. Gonzales V., S.; Osoro R., J.M.; Jara M., R. (1996) "Environmental Radioactivity at Machu Picchu Scientific Station". *Korean Journal of Polar Research* 9 (1): 71-74. Polar Research Center, KORDI 1998.
- [7]. Hashimoto, T.; Morimoto, T.; Ikeuchi, Y.; Yoshimizu, K.; Torii, T. and KOMura, K. (1989) A Survey of Artificial Radionuclides in the Antarctic. *Radioisotopes* 38, 209-218.
- [8]. IAEA. (1989). Determination of Radionuclides in Food and the Environment. A Guidebook. Technical Report Series N° 295. International Atomic Energy. Vienna.
- [9]. Iyengar, M.A.R. (1990) The Natural Distribution of Radium. In: *The Environmental Behavior of Radium*. Technical Report Series N° 310. International Atomic Energy Agency. Vienna. pp. 59-128.
- [10]. Kanipe, L. (1977) Handbook for Analytical Quality Control in Radioanalytical Laboratories. U.S. Environmental Protection Agency EPA-600/7-77-088. Washington DC.
- [11]. Kogan, R.M.; Nazarov. I.M. and Fridman, S.D. (1971) *Gamma Spectrometry of Natural Environments and Formation*. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem.
- [12]. Piccioto, E. And Wilgain, S. (1963) Fission Products in Antarctic Snow, a Reference Level for Measuring Accumulation. *Journal of Geophysical Research* 68: 5965-5972.
- [13]. Quilhot, W. (1988) The occurrence of Gold in *Usnea auranticoatra*. *Serie Científica*. Instituto Antártico Chileno (INACH) 37: 117-119.
- [14]. Triulzi, C.; Nonnis-Marzano, F.; Mori, A.; Casoli, A. and Vaghi, M. (1991) Presence of Radionuclides in Biotic and Abiotic Matrixes collected in the Environment around the Italian Base in Antarctica. *Annali di Chimica* 81, 549-561.
- [15]. UNSCEAR (1977) Sources, Effects and Risks of Ionising Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations. New York.