

## RADIOATIVIDADE NATURAL EM AMOSTRAS DE ÁGUA MINERAL ENGARRAFADA CONSUMIDAS EM SÃO PAULO E MINAS GERAIS

Joselene de Oliveira\*, Barbara Paci Mazzilli\*,  
Patrícia da Costa\* e Paula Akiko Tanigava\*

\*Departamento de Radioproteção Ambiental  
Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN-CNEN/SP  
Caixa Postal 11049  
05508-900, São Paulo, Brasil

### RESUMO

As concentrações de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  foram analisadas em 35 amostras de água mineral engarrafada consumidas pela população dos Estados de São Paulo e Minas Gerais. Foram observadas concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  variando de <2,2 a 647 mBq/L, enquanto as concentrações de  $^{228}\text{Ra}$  variaram de 12 a 741 mBq/L. Foram determinadas nas mesmas amostras, concentrações de  $^{210}\text{Pb}$  de até 85 mBq/L. Estes resultados foram utilizados na estimativa das doses efetivas comprometidas e das doses coletivas devido à ingestão destas águas. Doses efetivas de até  $1,3 \times 10^{-1}$  mSv/a,  $3,6 \times 10^{-1}$  mSv/a e  $4,3 \times 10^{-2}$  mSv/a foram estimadas, considerando-se a ingestão de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$ , respectivamente. A dose efetiva média total foi de  $5,6 \times 10^{-2}$  mSv/a, representando menos que 2,3% da dose efetiva média atribuída anualmente à radiação natural. A partir deste valor, a dose efetiva coletiva nos indivíduos do público que ingerem água mineral engarrafada foi calculada considerando-se dois cenários: a) o consumo das águas minerais engarrafadas por toda a população brasileira, 138 homem-Sievert; b) a ingestão destas águas pela população da região Sudeste do Brasil, 90 homem-Sievert.

### I. INTRODUÇÃO

Devido à presença de radionuclídeos naturais ou artificiais na biosfera terrestre, o homem sempre esteve exposto às radiações ionizantes. A dose anual média decorrente de fontes naturais é cerca de 2,4 mSv [1]. Este valor é usado como nível de referência para o “background” de radiação natural e corresponde a 70% da dose anual média total que o homem recebe proveniente, além da radiação natural, de testes nucleares, produção de energia nuclear, de doses ocupacionais e atividades médicas.

A presença de radionuclídeos naturais das séries radioativas do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$  na água de abastecimento público tem sido o tema de várias pesquisas desenvolvidas nos últimos anos. A maior parte destes trabalhos enfocou a determinação das concentrações de atividade alfa total, beta total e Ra, levando-se em consideração os padrões de potabilidade para radioatividade estabelecidos pela Environmental Protection Agency-EPA e pelo World Health Organization-WHO [2,3]. Estes levantamentos foram realizados para que se pudesse estimar a dose de radiação e o risco resultante da ingestão de água de abastecimento público pela população.

O  $^{226}\text{Ra}$  e seus produtos de decaimento são os responsáveis pela maior fração da dose interna recebida

pelo homem decorrente da incorporação de radionuclídeos das séries naturais. Além disso, há muito tempo já se sabe que as águas de várias fontes minerais apresentam concentrações elevadas de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Rn}$  dissolvidos. Valores referenciados na literatura de até 3,7 Bq/L (100 pCi/L) de  $^{226}\text{Ra}$  foram observados em águas minerais, atividade esta muitas vezes maior que aquelas normalmente presentes em águas de abastecimento público [4]. Muitas águas minerais em todo o mundo contém  $^{226}\text{Ra}$  em quantidades que excedem o nível máximo de contaminação de 185 mBq/L (5pCi/L) estabelecido pela EPA [2,5].

A ocorrência de rádio em águas de abastecimento público dos Estados Unidos foi revista e avaliada detalhadamente por Cothorn e Rebers [6]. Hess e colaboradores [7], descreveram os fatores geológicos e geoquímicos que poderiam influenciar as concentrações dos isótopos de rádio na água potável. Embora exista mais  $^{232}\text{Th}$  que  $^{238}\text{U}$  na natureza, existem fatores geoquímicos que podem ocasionar um enriquecimento local de urânio, o qual resulta frequentemente em concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  superiores às de  $^{228}\text{Ra}$  na água subterrânea [8]. Alguns trabalhos reportaram resultados referentes às concentrações de  $^{210}\text{Pb}$  observadas em águas potáveis e em águas minerais contendo concentrações apreciáveis de  $^{226}\text{Ra}$ ; estes dados

indicaram que geralmente o  $^{210}\text{Pb}$  se encontra na água em quantidades bem mais baixas que o precursor [9,10], o que pode ser explicado pela retirada de parte do  $^{210}\text{Pb}$  da solução por reações químicas de co-precipitação, por adsorção ou por atividade biológica, entre outros fatores.

Durante o período de 1991 a 1999, foi conduzida no Departamento de Radioproteção Ambiental do IPEN, uma ampla linha de pesquisa que teve por finalidades determinar os níveis de radioatividade natural em águas de abastecimento público e em águas minerais consumidas pela população dos Estados de São Paulo e Minas Gerais [11-16]. Com o objetivo de quantificar possíveis danos na saúde humana, foram realizadas as estimativas de dose e do risco devido à ingestão destas águas.

A produção anual brasileira de água mineral engarrafada é cerca de  $1,8 \times 10^9$  litros [17]. A região Sudeste do Brasil, da qual os Estados de São Paulo e Minas Gerais fazem parte, é responsável por mais que 65% da produção brasileira.

Este trabalho apresenta as concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  determinadas em 35 amostras de água mineral engarrafada comercializadas nos Estados de São Paulo e Minas Gerais. As doses efetivas e as doses efetivas coletivas foram calculadas para se estimar a exposição dos indivíduos do público à radiação natural devido à ingestão das águas estudadas.

## II. MATERIAIS E MÉTODOS

As medidas das concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  foram realizadas pelas contagens alfa e beta total de um precipitado de  $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$  e pela contagem beta total de um precipitado de  $\text{PbCrO}_4$ , em um detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo, modelo Berthold LB 770.

As 35 amostras de água mineral engarrafada consumidas pela população dos Estados de São Paulo e Minas Gerais foram adquiridas em supermercados, durante o período de 1 ano. Para a determinação das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$ , as amostras de água mineral foram pré-concentradas por evaporação, reduzindo-se o volume inicial de 5 L para 1 L. As amostras foram aciduladas previamente, adicionando-se 10 mL de  $\text{HNO}_3$  65%, evitando-se perdas por adsorção dos radionuclídeos a serem determinados. Todas as amostras foram analisadas em duplicata.

Os isótopos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  foram determinados por co-precipitação com sulfato de bário em pH 4,5-5,0 na presença de EDTA, depois da separação radioquímica de seus filhos por complexação com NTA em pH 12,5-13,0 [18]. O rendimento químico gravimétrico obtido para a precipitação do  $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$  foi de  $(90 \pm 5)\%$ . As amostras de  $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$  foram medidas 21 dias após a separação radioquímica. Os respectivos limites inferiores de detecção obtidos para a metodologia foram de 2,2 mBq/L para  $^{226}\text{Ra}$  e de 3,7 mBq/L para  $^{228}\text{Ra}$ , para um nível de confiança de 95% [18].

A determinação do  $^{210}\text{Pb}$  foi realizada pela precipitação do chumbo na forma de cromato, a partir da

solução sobrenadante separada anteriormente do precipitado de  $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ , na etapa de complexação com NTA. O rendimento químico gravimétrico obtido para a precipitação do  $\text{PbCrO}_4$  foi de  $(80 \pm 10)\%$  [11]. As amostras de  $\text{PbCrO}_4$  foram medidas 10 dias após a separação radioquímica. O limite inferior de detecção para a determinação de  $^{210}\text{Pb}$  por este método foi de 4,9 mBq/L, para um nível de confiança de 95% [11].

Durante o período de análise das amostras, participou-se do Programa Nacional de Intercomparação-PNI, coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria, estando os resultados obtidos para amostras de água contendo  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e U natural, dentro dos intervalos de confiabilidade previstos.

## III. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  determinadas nas 35 amostras de água mineral engarrafada dos Estados de São Paulo e Minas Gerais, estudadas de Outubro/1998 a Novembro/1999, são apresentadas na Tabela 1. Foram observadas concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  variando de  $< 2,2$  a 647 mBq/L e de  $^{228}\text{Ra}$  variando de 12 a 741 mBq/L. As concentrações de  $^{210}\text{Pb}$  estiveram no intervalo de  $< 4,9$  a 85 mBq/L. Estes resultados mostram que o nível de contaminação máxima estabelecido para o  $^{226}\text{Ra}$  pela EPA de 185 mBq/L [2] foi excedido somente no caso de três amostras (São Lourenço, Minas Gerais). Considerando-se os padrões de potabilidade para radioatividade estabelecidos no Brasil pelo Ministério da Saúde [19], o limite de referência de 0,1 Bq/L para a atividade alfa total foi ultrapassado em quatro das 35 amostras estudadas neste trabalho, levando-se em conta as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  obtidas. Neste caso, estes valores foram avaliados por comparação com 1/50 do valor limite de incorporação anual (ALI) estabelecido para a ingestão de  $^{226}\text{Ra}$  por trabalhadores na norma brasileira CNEN-NE 3.01, que é cerca de  $7 \times 10^4$  Bq/ano [20]. Em todos os casos, se uma taxa de ingestão anual de água de 730 L/a for considerada, as quantidades de  $^{226}\text{Ra}$  ingeridas pelo consumo das águas minerais engarrafadas estudadas, mesmo no pior caso, estão abaixo de 1/50 do ALI. Além disso, ambas as concentrações de  $^{228}\text{Ra}$  e de  $^{210}\text{Pb}$  determinadas nas águas minerais engarrafadas estudadas não excederam o limite de potabilidade para radioatividade beta total de 1 Bq/L, estabelecido pelo Ministério da Saúde [19]. Deste modo, de acordo com os resultados obtidos, todas as águas minerais engarrafadas analisadas são aceitáveis para o consumo humano.

A partir das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e de  $^{210}\text{Pb}$  determinadas nas 35 amostras de água mineral engarrafada, foram estimadas as doses efetivas devido à ingestão das mesmas. As doses foram calculadas considerando-se uma taxa de ingestão diária de água de 2L e as concentrações dos radionuclídeos obtidas em cada amostra [3]. Os valores dos fatores de conversão de dose efetiva para  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  (Sv/Bq), foram extraídos da Publicação ICRP 67 [21]. Neste caso, assumiu-se o metabolismo de um indivíduo adulto e um intervalo de tempo para a integração da dose

Tabela 1. Concentrações médias aritméticas de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  em amostras de água mineral engarrafada consumidas nos Estados de São Paulo e Minas Gerais (10/1998 a 11/1999).

Amostra (n)	$^{226}\text{Ra}$ (mBq/L)	$^{228}\text{Ra}$ (mBq/L)	$^{210}\text{Pb}$ (mBq/L)
Lambari/MG (1)	136 ± 17	87 ± 25	–
Magna/MG (1)	24 ± 21	27 ± 10	–
Minalba/SP (6)	8,6 ± 1,0	16 ± 2	18 ± 5
Minalba com gás/SP (2)	9,5 ± 0,6	22 ± 1	13 ± 2
São Lourenço/MG (3)	647 ± 84	741 ± 48	28 ± 4
Prata/SP (3)	47 ± 6	15 ± 2	16 ± 1
Prata com gás/SP (1)	42 ± 4	14 ± 3	85 ± 1
Levíssima/SP (3)	21 ± 1	42 ± 3	11 ± 3
Ibirá/SP (2)	10 ± 1	18 ± 0	7,2 ± 2,0
Embú/SP (3)	15 ± 1	15 ± 2	6,2 ± 1,2
Araxá/MG (1)	57 ± 19	53 ± 3	–
Crystal/SP (2)	15 ± 1	29 ± 2	5,7 ± 1,9
Indaiá/SP (2)	11 ± 1	17 ± 2	24 ± 3
Lyndóia/SP (1)	3,3 ± 0,1	23 ± 2	22 ± 1
Lyndóia Genuína/SP (2)	13 ± 1	24 ± 5	13 ± 1
Nestlé/SP (1)	< 2,2	12 ± 1	< 4,9
Santa Barbara/SP (1)	< 2,2	18 ± 1	< 4,9
Média Final	63	69	18

(n) = número de amostras analisadas.

Limites inferiores de detecção:  $^{226}\text{Ra}$  = 2,2 mBq/L;  $^{228}\text{Ra}$  = 3,7 mBq/L;  $^{210}\text{Pb}$  = 4,9 mBq/L.

SP = Estado de São Paulo MG = Estado de Minas Gerais

Tabela 2. Valores médios da dose efetiva para os indivíduos do público devido ao consumo das águas minerais engarrafadas estudadas neste trabalho.

	$^{226}\text{Ra}$ (mSv/a)	$^{228}\text{Ra}$ (mSv/a)	$^{210}\text{Pb}$ (mSv/a)
He	$1,3 \times 10^{-2}$	$3,4 \times 10^{-2}$	$9,4 \times 10^{-3}$

He = doses efetivas, estimadas a partir das concentrações médias aritméticas finais de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  presentes nas amostras de água mineral engarrafada (mSv/a).

efetiva de 50 anos após uma incorporação aguda dos radionuclídeos de interesse.

As maiores doses efetivas foram de  $1,3 \times 10^{-1}$  mSv/a para  $^{226}\text{Ra}$ ,  $3,6 \times 10^{-1}$  mSv/a para  $^{228}\text{Ra}$  e  $4,3 \times 10^{-2}$  mSv/a para  $^{210}\text{Pb}$ . Os valores médios da doses efetivas para os indivíduos do público devido ao consumo das águas minerais engarrafadas estudadas neste trabalho são apresentados na Tabela 2.

Pode-se verificar a partir da Tabela 2 que as doses efetivas médias foram  $1,3 \times 10^{-2}$  mSv/a,  $3,4 \times 10^{-2}$  mSv/a e  $9,4 \times 10^{-3}$  mSv/a para  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$ , respectivamente. Estes resultados indicam que o Ra é o radionuclídeo que contribui para a maior parte da dose efetiva total devido a ingestão destas águas. A dose efetiva total obtida foi de  $5,6 \times 10^{-2}$  mSv/a. Este valor representa menos que 2,3% da dose efetiva média atribuída anualmente à radiação natural.

As doses efetivas coletivas na população brasileira foram estimadas considerando-se a dose efetiva total determinada no presente trabalho e a produção anual de água mineral engarrafada no Brasil fornecida pela ABINAM [17]. Duas aproximações diferentes foram

utilizadas nestes cálculos: a) o consumo das águas minerais engarrafadas por toda a população brasileira; b) a ingestão destas águas pela população da região Sudeste do Brasil.

As doses efetivas coletivas foram determinadas empregando-se as seguintes expressões:

a) Dose efetiva coletiva na população brasileira

$$\frac{5,6 \times 10^{-2} \text{ mSv / a } \times 1,8 \times 10^9 \text{ L / a}}{2 \text{ L / d } \times 365 \text{ d / a}}$$

$$= 138 \text{ homem-Sievert} \quad (1)$$

b) Dose efetiva coletiva na população da região Sudeste do Brasil

$$\frac{5,6 \times 10^{-2} \text{ mSv / a } \times 1,8 \times 10^9 \text{ L / a } \times 0,65}{2 \text{ L / d } \times 365 \text{ d / a}}$$

$$= 90 \text{ homem-Sievert} \quad (2)$$

As concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$  medidas nas águas minerais engarrafadas brasileiras, apresentadas neste estudo, são duas ordens de grandeza superiores àquelas determinadas por Bomben e colaboradores [22], em águas minerais engarrafadas consumidas na Argentina. Bomben e colaboradores [22] verificaram ainda que as concentrações de atividade dos radionuclídeos naturais medidos nas águas minerais engarrafadas argentinas eram inferiores aos valores derivados para radioatividade na água de abastecimento público estabelecido naquele país, cerca de 180 mBq/L para  $^{226}\text{Ra}$  e 100  $\mu\text{g/L}$  para urânio natural. Entretanto, no estudo de Bomben e colaboradores [22], as doses efetivas coletivas foram estimadas considerando-se que apenas 10% da população argentina consome água mineral engarrafada.

Martin Sanchez e colaboradores [23], determinaram recentemente os níveis de radioatividade presentes em 43 amostras de água mineral engarrafada consumidas na França, em Portugal e na Espanha. As concentrações de atividade de  $^{226}\text{Ra}$  presentes nestas águas variaram de < 60 a 1.860 mBq/L. Estas concentrações são da mesma ordem de grandeza das obtidas no presente estudo.

**Agradecimentos** - Os autores gostariam de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo-FAPESP, pela concessão de duas bolsas de Iniciação Científica (Processos n° 1998/15219-6 e n° 1998/15217-3). Além disso, gostaríamos de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, pela concessão de uma bolsa de Produtividade em Pesquisa no País (Processo n° 300835/95-7).

## REFERÊNCIAS

- [1] UNSCEAR, **Sources and Effects of Ionizing Radiation**, Report to the General Assembly, United Nations, New York, 1993.
- [2] EPA, **Final Draft for the Drinking Water Criteria Document on Radium**, U.S.EPA, TR-1241-85, Washington, DC, 1991.
- [3] WHO, **Guidelines for drinking water quality, Recommendations**, vol. 1, Geneva, 1993.
- [4] Eisenbud, M., **Environmental Radioactivity from Natural, Industrial and Military Sources**, Academic Press, INC., California, 1987.
- [5] Asikainen, M., Khalos, H., **Natural radioactivity of drinking water in Finland**, Health Physics, vol. 39, p 77-83, 1980.
- [6] Cothorn, C.R., Rebers, P., **Radon, Radium and Uranium in Drinking Water**, Lewis Publishers, INC., Michigan, 1990.
- [7] Hess, C.T., Michel, J., Horton, T.R., Prichard, H.M., Coniglio, W.A., **The occurrence of radioactivity in public**

**water supplies in the United States**, Health Physics, vol. 48, p 553-586, 1985.

- [8] King, P.T., Michel, J., Moore, W.S., **Groundwater geochemistry of Ra-228, Ra-226 and Rn-222**, Geochimica and Cosmochimica Acta, vol. 46, p 1173-1182, 1982.
- [9] Holtzman, R.B., **Lead-210 and polonium-210 in potable waters in Illinois**, In: The Natural Radiation Environment I, Adams, J.A.S. and Lowder, W.M. eds., Chicago, Illinois, p 227-237, 1964.
- [10] Nieri Neto, A., Mazzilli, B.P., **Evaluation of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in some mineral spring waters in Brazil**, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 41, p 11-18, 1998.
- [11] Oliveira, J., Moreira, S.R.D., Mazzilli, B.P., **Natural radioactivity in mineral spring waters of a highly radioactive region of Brazil and consequent population doses**, Radiation Protection Dosimetry, vol. 55(1), p 57-59, 1994.
- [12] Camargo, I.M.C., Mazzilli, B.P., **Determination of uranium and thorium isotopes in mineral spring waters**, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Letters, vol. 212(4), p 251-258, 1996.
- [13] Jacomino, V.M.F., Bellintani, S.A., Oliveira, J., Mazzilli, B.P., Fields, D., Sampa, M.H.O., Silva, B., **Estimates of cancer mortality due to ingestion of mineral spring waters from a highly natural radioactive region of Brazil**, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 33, p 319-329, 1996.
- [14] Mazzilli, B.P., Camargo, I.M.C., Oliveira, J., Nieri, A., Sampa, M.H.O., Silva, B., **Evaluation of dose due to ingestion of natural radionuclides of the uranium series in spring waters**, Radiation Research, vol. 150(2), p 250-252, 1998.
- [15] Oliveira, J., Mazzilli, B.P., Sampa, M.H.O., Silva, B., **Seasonal variations of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{222}\text{Rn}$  in mineral spring waters of Águas da Prata, Brazil**, Applied Radiation and Isotopes, vol. 49(4), p 423-427, 1998.
- [16] Oliveira, J., **Determinação dos níveis de radioatividade natural em águas utilizadas para abastecimento público no Estado de São Paulo**, Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, vol. 1 e 2, 1998.
- [17] ABINAN, **Revista Água Mineral**, vol.2, p 8-12, 1997.
- [18] Oliveira, J., **Determinação de  $^{226}\text{Ra}$  e de  $^{228}\text{Ra}$  em águas minerais da região de Águas da Prata**, Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 1993.

[19] Ministério da Saúde, **Normas e Padrão de Potabilidade de Água Destinada ao Consumo Humano**, Portaria n° 36/GM, 1990.

[20] CNEN, **Diretrizes Básicas de Radioproteção**, CNEN-NE 3.01, Rio de Janeiro, 1988.

[21] ICRP, **Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients**, Publication 67, Pergamon Press, Oxford, 1993.

[22] Bomben, A.M., Equillor, H.E., Oliveira, A.A.,  **$^{226}\text{Ra}$  and natural uranium in Argentinian bottled mineral waters**, Radiation Protection Dosimetry, vol. 67(3), p 221-224, 1996.

[23] Martin Sanchez, A., Rubio Monteiro, M.P., Gomez Escobar, V., Jurado Vargas, M., **Radioactivity in bottled mineral waters**, Applied Radiation and Isotopes, vol. 50, p 1049-1055, 1999.

#### ABSTRACT

The natural activity concentration levels of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  were analyzed in 35 samples of bottled mineral waters commercially available in São Paulo and Minas Gerais States. Concentrations up to 647 mBq/L and 741 mBq/L were observed for  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{228}\text{Ra}$ , whereas  $^{210}\text{Pb}$  concentrations reached 85 mBq/L. Effective doses up to  $1.3 \times 10^{-1}$  mSv/y,  $3.6 \times 10^{-1}$  mSv/y and  $4.6 \times 10^{-2}$  mSv/y were estimated for the ingestion of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$ . The corresponding total effective dose was  $5.6 \times 10^{-2}$  mSv/y. This value represents less than 2.3% of the average effective dose attributable annually from natural background radiation. Collective effective doses were calculated considering the total effective dose and two different approaches: a) we assumed that the bottled mineral waters analyzed were used by the entire Brazilian population, 138 man-Sv; b) we considered that consumption of these waters was solely by the population of the Southeast region of Brazil, 90 man-Sv.