INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO AO ^{222}Rn NAS
CAVERNAS DO PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO
DO ALTO RIBEIRA (PETAR)**

SIMONE ALBERIGI

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear – Aplicações.

“Exemplar revisado pelo autor”

Orientadora:
Prof.^a. Dr.^a. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo

SÃO PAULO
2006

Dedico este trabalho a minha mãe,
pelo carinho, amor e dedicação.
Por aceitar minhas escolhas
e me apoiar sempre.

AGRADECIMENTOS

- À família Ribeiro da Silva, que me acolheu como filha em meus primeiros meses na cidade de São Paulo, em especial ao Eduardo Ribeiro da Silva por tudo!
- Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo pela orientação, paciência e confiança.
- Dra. Márcia Pires de Campos pela convivência agradável no Laboratório de Detectores de Traços da Divisão de Radiometria Ambiental do Centro de Metrologia das Radiações e por tudo que me ensinou.
- Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura e Dr. Almy Anacleto Rodrigues da Silva do IFUSP pela utilização do microscópio, sistema automático de contagens e por toda ajuda.
- Ainda ao Dr. Almy ou simplesmente ao amigo Almy por todos os esclarecimentos sobre detectores de traços, por sempre ter demonstrado boa vontade e grande interesse em ajudar e, também pelas longas e agradáveis conversas sobre outros assuntos que serviram muito para meu enriquecimento pessoal.
- Aos funcionários do PETAR pela receptividade e por permitirem a realização deste trabalho.
- Ao Sr. Jurandir e Sra. Ercília da pousada Rancho da Serra, pela hospitalidade em todas as nossas viagens ao PETAR, em especial a Sra. Ercília pelas deliciosas refeições preparadas com tanto carinho, fazendo-nos sentir, depois de um longo dia de aventuras (tombos, tropeços, travessias nos rios gelados das cavernas) como se estivéssemos em casa.
- Ao nosso guia turístico Orley, pela disposição na colocação dos detectores conseguindo posicioná-los nos lugares mais inesperados (ele sim é o verdadeiro “homem aranha”). Obrigada pelo bom humor e por tudo que nos ensinou sobre cavernas.

- Ao Dr. Ivo Karmann do Instituto de Geociências da USP pela ajuda no início deste trabalho e pelo fornecimento dos mapas das cavernas monitoradas.
- Ao Fábio de Camargo pela sincera amizade iniciada durante o curso de Tópicos e pelas preciosas sugestões que contribuíram muito para meu aprendizado e para realização deste trabalho.
- Minhas preciosas amigas Cátia Saueia, Elaine Inácio Bueno, Mary Luz Rondiño, Patrícia da Costa, Lílian Cacuri e Rosa Maria Chura Chambi pelo carinho e amizade sincera, por sempre me apoiarem e me ajudarem nos momentos difíceis, e pelas alegrias compartilhadas nos momentos de felicidade.
- Ao Dr. Paulo Sérgio Cardoso da Silva, companheiro de sala e projeto (pois trabalhamos juntos no projeto Cavernas), pela amizade que nasceu durante os dois anos de coletas e também ao nosso amigo José Alberto da Silva (“Beto”) por nos levar diversas vezes ao PETAR colaborando para que as coletas fossem realizadas. Ao Paulo e ao Beto pelas alegrias, canções durante as viagens de ida e volta, e mesmo pelas discussões sobre quais cavernas deveriam ser visitadas, se iríamos à cachoeira ou desceríamos o rio com bóia, se voltaríamos pela manhã ou tarde, qualquer coisa era motivo para discussão. E hoje se tornaram doces lembranças!
- Ainda ao Beto por ser um grande amigo em todas as horas.
- CNPq e FAPESP pelo suporte financeiro.

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO AO ^{222}Rn NAS CAVERNAS DO PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO RIBEIRA (PETAR)

Simone Alberigi

RESUMO

No presente trabalho foram determinadas as concentrações de radônio em seis cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e foi estimada a dose efetiva anual recebida pelos guias turísticos da região. O PETAR apresenta quatro núcleos de visitação: Santana, Ouro Grosso, Caboclos e Casa de Pedra e recebe anualmente cerca de 40 mil visitantes. As cavernas escolhidas foram Couto, Água Suja, Laje Branca, Morro Preto e Santana, do núcleo Santana e a caverna Alambari de Baixo do núcleo Ouro Grosso, por receberem o maior número de turistas.

Os níveis de radônio foram determinados utilizando detectores de traços nucleares do estado sólido Makrofol E expostos trimestralmente por um período de 26 meses, entre Outubro de 2003 e Novembro de 2005.

As concentrações de ^{222}Rn variaram na faixa de 153 Bq.m^{-3} a 6607 Bq.m^{-3} , sendo observado que, de uma maneira geral, os níveis de radônio diminuem nos períodos frios.

A dose efetiva anual, considerando os cenários mais realistas, com média geométrica das concentrações, fator de equilíbrio 0,5 e tempo de exposição anual para cada caverna, variou entre $0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ para a caverna Couto, bastante ventilada e $4,0 \text{ mSv.a}^{-1}$ para a caverna Santana, a mais visitada, com galerias sem comunicação externa.

Para o pior cenário, com média aritmética das concentrações, fator de equilíbrio 1 e tempo de exposição anual para todas as cavernas, a dose efetiva anual total foi $16,1 \text{ mSv.a}^{-1}$.

Todas as estimativas da dose efetiva anual estão abaixo de 20 mSv.a^{-1} , sugerido como o valor limite para dose efetiva anual para exposição ocupacional pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP 60, 1990).

^{222}Rn EXPOSURE ASSESSMENT IN THE CAVES OF PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO RIBEIRA (PETAR)

Simone Alberigi

ABSTRACT

In the present work, radon concentrations in six caves of PETAR - Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (High Ribeira River Turistic State Park) were carried out with Makrofol E solid state nuclear track detectors (SSNTD) and used to assess the annual effective dose received by regional tour guides. The park has four visitation centers: Santana, Ouro Grosso, Caboclos e Casa de Pedra and receives nearly 40,000 people annually. The caves evaluated were Couto, Água Suja, Laje Branca, Morro Preto and Santana, from Santana center and Alambari de Baixo from Ouro Grosso center, for being the most frequently visited caves.

The exposure period of the SSNTD was, at least, three months, over a period of 26 months, from October 2003 to November 2005.

The ^{222}Rn concentrations lay in a range from 153 Bq.m^{-3} to 6607 Bq.m^{-3} and we observed that, in general, for chilly weather, the radon levels decrease.

The annual effective dose, considering the most realistic scenario, with geometric mean concentrations, an equilibrium factor of 0.5 and annual exposure time for each cave, varied from 0.2 mSv.a^{-1} for the Couto cave, strongly ventilated, to 4.0 mSv.a^{-1} for the Santana cave, the most frequently visited and no external communication.

For the worst scenario, with arithmetic mean concentrations, equilibrium factor 1 and annual exposure time for all caves, the annual effective dose was 16.1 mSv.a^{-1} .

All assessed effective doses received by the tour guides are bellow 20 mSv.a^{-1} , suggested as an annual effective dose limit for occupational exposure by the International Commission of Radiological Protection (ICRP 60, 1990).

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Radiação natural.....	1
1.2 O Radônio.....	2
2. MOTIVAÇÃO E OBJETIVOS.....	5
3. CAVERNAS DO BRASIL.....	6
3.1 Potencial espeleológico brasileiro.....	6
3.2 O PETAR.....	9
3.2.1 Levantamento das cavernas monitoradas e principais características.....	11
4. METODOLOGIA.....	18
4.1 Métodos para detecção de ^{222}Rn no ar.....	18
4.1.2 Detecção Ativa.....	18
4.1.3 Detecção Passiva.....	18
4.2 Detectores de Traços Nucleares do Estado Sólido.....	19
4.2.1 O Makrofol E.....	20
4.3 Discriminação entre ^{222}Rn , seus produtos de decaimento e ^{220}Rn	21
4.4 Revelação dos detectores de traços.....	22
4.5 Procedimento adotado para contagem dos traços.....	23
4.6 Determinação da concentração de ^{222}Rn	27
4.7 Radiação de fundo em Detectores Traços Nucleares do Estado Sólido.....	28
4.8 Determinação da dose efetiva devida à inalação de ^{222}Rn	29
5. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	33
5.1. Montagem das câmaras de difusão KFK.....	33
5.2. Colocação dos monitores nas cavernas.....	36

5.3 Revelação dos detectores Makrofol E.....	37
5.4 Visualização dos traços em Makrofol E.....	38
5.5 Determinação da eficiência do detector Makrofol E.....	38
6. RESULTADOS.....	41
6.1 Retenção de radônio no filtro de fibra de vidro.....	41
6.2 Fator de leitura de traços.....	41
6.3 Eficiência do detector.....	42
6.4 Concentração de ^{222}Rn no ar.....	43
6.5 Dose efetiva devida à inalação de ^{222}Rn	52
7. DISCUSSÕES E CONCLUSÕES.....	56
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60

INTRODUÇÃO

1.1 Radiação Natural

Sabe-se que a espécie humana está constantemente exposta a fontes de radiação de origem natural e artificial e que as fontes de origem natural representam a maior contribuição na dose recebida, sendo esta exposição de origem natural proveniente do espaço (radiação cósmica) e de radionuclídeos presentes no solo, materiais de construção, água e ar (radiação terrestre ou radionuclídeos primordiais) ou em alimentos. Estima-se que a dose efetiva anual média resultante de fontes naturais seja de 2,4 mSv (UNSCEAR, 2000).

O planeta Terra é constantemente bombardeado por partículas de altas energias originadas do espaço sideral. Estes raios cósmicos interagem com núcleos constituintes da atmosfera, produzindo uma cascata de interações e produtos de reações secundárias que contribuem para exposição humana e cuja intensidade é diminuída com o aumento da distância na atmosfera (entre altitudes de aeronaves e o nível do solo). As interações de raios cósmicos também produzem um número de radionuclídeos conhecidos como radionuclídeos cosmogênicos (UNSCEAR, 2000).

Entre os radionuclídeos que ocorrem naturalmente na Terra, apenas aqueles com meia-vida comparável à idade da Terra (e que por isso são também chamados de primordiais) e seus produtos de decaimento existem em quantidades significativas. A irradiação do corpo humano por fontes externas deve-se principalmente à radiação gama de radionuclídeos das séries naturais do ^{238}U , ^{232}Th e do ^{40}K . Alguns desses radionuclídeos estão também presentes no corpo e irradiam os vários órgãos com partículas alfa e beta, bem como radiação gama (UNSCEAR, 2000). Outros radionuclídeos terrestres como ^{176}Lu , ^{87}Rb , ^{138}La , ^{147}Sm e a série do ^{235}U , existem na natureza, mas em níveis tão baixos que sua contribuição para a dose em humanos pode ser desprezada (UNSCEAR, 2000).

Destes dois tipos de radiação natural, a radiação terrestre é a maior fonte de irradiação natural, contribuindo com cerca de 85% para dose anual média recebida pela

população, com 14% decorrente do ^{40}K , 17% resultante das séries do ^{238}U e do ^{232}Th e 54% devido ao radônio (Eisenbud, 1987).

Na natureza existem três isótopos do radônio (NCRP-97, 1998), o ^{222}Rn , mais conhecido como radônio, membro da série do ^{238}U , o ^{220}Rn , mais conhecido como torônio, por ser originado da série do ^{232}Th , e o ^{219}Rn , também chamado de actinônio, por descender da série do actínio ou ^{235}U , todos radioativos e emissores de partículas alfa. Devido às curtas meias-vidas do ^{220}Rn (55,6 s) e ^{219}Rn (3,96 s) e pelo fato do ^{235}U representar apenas 0,71% do urânio natural, a maior preocupação concentra-se na determinação do ^{222}Rn que apresenta maior meia-vida (3,8 dias), embora a contribuição devida ao ^{220}Rn não seja totalmente desprezível (Campos, 1999, Steinhäusler et al., 1994), principalmente em lugares com alta concentração de minerais ricos em tório.

Para fins deste trabalho, “radônio” ou Rn-222 ou ^{222}Rn representam, indistintamente, o radionuclídeo ^{222}Rn .

1.2 O Radônio

O ^{222}Rn é um gás nobre que se origina da desintegração radioativa do ^{226}Ra por decaimento alfa, na série radioativa do ^{238}U (Figura 1.1), sendo o único elemento gasoso desta longa série de decaimentos radioativos. Por ser um elemento da família dos gases nobres, dificilmente interage com outros elementos e possui capacidade de emanar do solo ou rocha com extrema facilidade e de se concentrar em ambientes fechados (Eisenbud, 1987). Como urânio e rádio estão sempre presentes no solo, rochas e água, é natural a existência de radônio no ar, que, presente em ambientes a céu aberto, apresenta baixa concentração devido à sua contínua dispersão na atmosfera. Contudo, em ambientes fechados e de pouca ventilação, as concentrações podem atingir valores elevados. Isto fica evidente em minas e cavernas onde a taxa de ventilação é reduzida devido à configuração das mesmas (Binns et al., 1996, Jovanović, 1996, Solomon et al., 1996, Sajó-Bohus et al., 1997, Binns et al., 1998, Pinza-Molina et al., 1999, Przylibski, 1999, Sperrin et al., 2000, Gilmore et al., 2001, Gilmore et al., 2002, Papachristodoulou et al., 2004, Veiga et al., 2004, Lario et al., 2005).

O interesse em determinar as concentrações de radônio deve-se ao fato de sua inalação estar associada à incidência de doenças respiratórias. Os primeiros relatos datam do século XVI, quando regiões de mineração na Alemanha tornaram-se conhecidas por

incidência de uma doença que ficou conhecida como doença da montanha, reconhecida atualmente como câncer no pulmão (Khan et al., 1993). O aumento da mineração de urânio nos anos 40 ocasionou um aumento nos casos de câncer de pulmão em mineiros, o que conseqüentemente conduziu à associação entre exposição ao radônio e câncer de pulmão (Khan et al., 1993). Atualmente, de acordo com relatório da Organização Mundial da Saúde sabe-se que o radônio é a segunda maior causa de câncer no pulmão no mundo, perdendo apenas para o tabaco (Estado de São Paulo, 2006).

O gás radônio decai para vários descendentes (“filhos”), que também são radioativos. Para efeito de contribuição na exposição à radiação, a maior importância concentra-se nos quatro primeiros descendentes de meias-vidas curtas, ^{218}Po (3,05 min), ^{214}Pb (26,8 min), ^{214}Bi (19,9 min) e ^{214}Po ($1,64 \times 10^{-4}$ s), sendo que o ^{218}Po e ^{214}Po são emissores alfa e, portanto, são mais prejudiciais e responsáveis para o aumento da incidência de câncer no pulmão (UNSCEAR, 2000), pois a transferência linear de energia para partículas alfa é 20 vezes maior do que para radiação de referência (elétrons). Os filhos do radônio, diferentemente do pai, podem se associar facilmente a partículas de aerossóis, ou qualquer outro tipo de superfície, fenômeno conhecido como *plate-out*. Associados ou não a aerossóis, os filhos podem ser inalados, se depositando no pulmão (Safety Reports Series 33, 2003).

Figura 1.1 – Série de Decaimento do ^{238}U [UNSCEAR, 1977].

2. MOTIVAÇÃO E OBJETIVOS

Estudos realizados em várias partes do mundo têm apresentado concentrações de radônio no interior de cavernas com valores na faixa de 186 Bq.m^{-3} a 80000 Bq.m^{-3} (Pinza-Molina et al., 1999, Przylibski, 1999, Sajó-Bohus et al., 1997, Sperrin et al., 2000, Gilmore et al., 2002, Papachristodoulou et al., 2004, Lario et al., 2005), ultrapassando em muitos casos o limite proposto para nível de intervenção de 1000 Bq.m^{-3} (ICRP 65, 1993) e as doses de radiação recebidas pelos indivíduos expostos.

Com níveis tão elevados torna-se necessário o conhecimento dos valores de concentração de radônio em cavernas, bem como a avaliação dos riscos causados pela exposição nestes ambientes.

No Brasil, cerca de 4000 cavernas estão cadastradas no banco de dados da Sociedade Brasileira de Espeleologia (SBE), (Auler et al., 2001, SBE, 2005). Estudos realizados em Minas Gerais, Bahia e Mato Grosso apresentaram avaliação preliminar dos níveis de radônio em algumas cavernas, mostrando concentrações elevadas (Gouvea et al., 1996). Contudo, não existe em nosso país nenhuma avaliação sobre as doses de radiação recebidas pelos frequentadores destes locais, sejam eles turistas ou guias.

No sul do estado de São Paulo, a região do Vale do Ribeira possui a maioria das cavernas paulistas (Auler et al., 2001, SBE, 2005). O Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), situado entre os municípios de Iporanga e Apiaí, possui mais de 200 cavernas cadastradas representando grande atrativo turístico e recebe cerca de 40.000 visitantes por ano (SBE, 2005). Em estudo preliminar, as concentrações de ^{222}Rn nas cavernas do núcleo Santana no PETAR variaram entre 500 e 1000 Bq.m^{-3} , mostrando a necessidade de um estudo detalhado dos níveis de radônio nesta região (Maduar, 2001).

No presente trabalho, as concentrações de radônio em algumas cavernas brasileiras são determinadas por meio da técnica passiva com detectores sólidos de traços nucleares e é feita uma avaliação da dose recebida pelos guias turísticos.

3. CAVERNAS DO BRASIL

3.1 Potencial espeleológico brasileiro

O Brasil é um país muito favorável para descoberta de novas grutas, com cerca de 4.000 grutas registradas, mas acredita-se que o potencial é, no mínimo, dez vezes maior.

As cavernas brasileiras se desenvolvem principalmente em alguns tipos de rochas calcárias, embora existam também formações de grutas em outros tipos de rochas (granitos, minérios de ferro, entre outras). A Figura 3.1 apresenta as principais regiões cársticas do Brasil e respectivas unidades geológicas. A maioria das grutas está inserida em calcários e dolomitos, rochas facilmente dissolvidas pela água subterrânea.

Em Minas Gerais, destacam-se a região de lagoa Santa, berço da espeleologia brasileira, com mais de 700 grutas registradas; a região de Arcos e Pains, bastante ameaçada pela mineração, também com centenas de cavernas conhecidas, e a região do Vale do Rio Peruaçu, com a Gruta do Janelão e vários sítios arqueológicos.

No estado de Goiás destacam-se as regiões de São Domingos e de Mambai, com um grande número de cavidades importantes.

No estado da Bahia destacam-se a Serra do Ramalho e seus arredores, com várias cavernas importantes, entre elas a Gruta do Padre, com 16,3 km de extensão, a terceira maior caverna do país, e a região de São Desidério, comportando algumas das cavernas com maior espaço interno do país (Auler et al., 2001, Auler e Zogbi, 2005).

Da região central da Bahia, estendendo-se até o norte do estado, duas áreas concentram as principais cavernas de interesse: a região da Chapada Diamantina, com várias cavernas de grande extensão, como a Lapa Doce, e a região de Campo Formoso, que abriga as duas maiores cavernas do país, a Toca da Boa Vista e a Toca da Barriguda, com 105 km e 32 km de extensão, respectivamente. Próximo destas duas cavernas existem algumas cavernas importantes, entre as quais a Gruta do Convento (Auler et al., 2001, Auler e Zogbi, 2005).

No sul do estado de São Paulo e no Paraná existem mais de 300 cavernas. No

estado paulista, a maior concentração está no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR).

Próximo ao PETAR, no município de Eldorado, o Parque Estadual de Jacupiranga abriga a Caverna do Diabo, parcialmente adaptada para o turismo, com amplos salões extremamente ornamentados. O lado paranaense possui muitas grutas, embora de menores dimensões. Em Santa Catarina temos como principal caverna a gruta Botuverá, no município de Botuverá (Auler et al., 2001, Auler e Zogbi, 2005).

No oeste do país, no Estado do Mato Grosso do Sul, nos arredores da Serra da Bodoquena, encontram-se muitas cavernas alagadas, principalmente na região da cidade de Bonito. Mato Grosso também possui muitas grutas, principalmente próximas a Nobres. Em Rondônia, no Pará e no Amazonas ocorrem algumas incidências de calcário. Os mais importantes situam-se próximos a Itaituba, no Pará, onde a recente colonização tem levado à descoberta de algumas cavernas (Auler et al., 2001, Auler e Zogbi, 2005).

No estado do Ceará existem poucas cavernas conhecidas, entre elas a gruta de Ubajara. Várias ocorrências de menor porte de calcários e dolomitos existem em todo o Brasil. Algumas aparentam possuir pouco potencial ao passo que outras, em locais mais remotos, ainda não foram adequadamente exploradas por espeleólogos (Auler et al., 2001, Auler e Zogbi, 2005).

Figura 3.1 – Regiões cársticas do Brasil (Auler et al., 2001).

3.2 O PETAR

O Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) está localizado à margem esquerda do alto curso do Rio Ribeira, sul do estado de São Paulo, entre os municípios de Apiaí e Iporanga (Figura 3.2). Os principais acessos partindo de São Paulo são pelas rodovias SP 180 (passando por Apiaí) ou BR 116 (Régis Bittencourt), por Jacupiranga e Iporanga.

Figura 3.2 - Localização do PETAR.

Criado em 1958, o PETAR representa uma unidade de preservação com 35.102,8 ha, com terrenos cársticos. A importância ambiental desta área é suportada pela associação entre mata tropical, em grande parte preservada, e sistemas de cavernas que abrigam paisagens subterrâneas únicas e sítios paleontológicos.

É um dos parques mais antigos do Estado de São Paulo, abrigando um valioso patrimônio natural da Região do Alto Ribeira composto por sítios paleontológicos, arqueológicos e históricos, além da grande diversidade biológica característica da Mata Atlântica preservada em toda sua extensão (Karmann e Ferrari, 2002).

Mas a maior atração do Parque é sem dúvida sua riqueza de cavernas. São mais de 200 cavernas cadastradas, o que faz do PETAR uma das maiores concentrações deste gênero no Brasil.

A formação montanhosa e a densa vegetação presentes na região funcionam como uma barreira aos ventos que vêm do Atlântico Sul, causando uma alta precipitação chuvosa. A ação da água ácida nas rochas calcáreas durante milhares de anos propiciou a formação de cavernas com piso, paredes e tetos ornamentados por inúmeros espeleotemas (estalactites, estalagmites, colunas, cortinas, etc.). No PETAR são encontradas cavidades naturais de diferentes tipos e dimensões, sejam horizontais (chamadas de grutas ou cavernas) sejam verticais (chamadas de abismos).

O PETAR está dividido em quatro núcleos para visitação: Santana, Caboclos, Ouro Grosso e Casa da Pedra.

3.2.1 Levantamento das cavernas monitoradas e principais características

As cavernas do PETAR estão distribuídas em quatro núcleos de visitação: Ouro Grosso, Caboclos, Santana e Casa da Pedra e recebem anualmente aproximadamente 40.000 pessoas (SBE, 2005).

Para o estudo em questão foram selecionadas seis cavernas. Embora este número pareça pequeno se comparado ao grande número de cavernas cadastradas atualmente no parque, o critério de escolha foi feito de acordo com o número significativo de visitantes que estas cavernas recebem, e considerando a viabilidade para acesso e coletas. As cavernas escolhidas (Figura 3.3) pertencem ao núcleo Santana (cavernas Laje Branca, Couto, Água Suja, Morro Preto e Santana, que dá nome ao núcleo, e recebem cerca de 85% dos visitantes do parque) e ao núcleo Ouro Grosso (caverna Alambari de Baixo).

Figura 3.3 - Localização das cavernas do PETAR escolhidas para monitoramento (Google, 2005).

As cavernas monitoradas diferem muito entre si e apresentam configurações e características peculiares, portanto, serão descritas detalhadamente a seguir.

Caverna Alambari de Baixo

Localizada no núcleo Ouro Grosso, esta caverna apresenta latitude: $24^{\circ}33'15''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}39'55''\text{W}$, com desnível de 32 m e extensão de 890 m. É constituída basicamente de duas grandes galerias: a fóssil, cujo nível varia de 30m a 6 m acima do atual curso do rio, e a galeria ativa do rio, com declividade imperceptível em 500 m de percurso. Além destas galerias, existem outras superiores, de pequenas dimensões. Existem também salões formados por desmoronamentos. Sua entrada de acesso usual está situada a 30 m acima do rio e era a antiga entrada (sumidouro) do rio Alambari. A ressurgência é penetrável, não acontecendo o mesmo com o sumidouro (IRCN, 2005). O tempo de visitação é estimado em 1 hora e 30 minutos (Vendrame, 2006). O monitoramento foi feito em uma única galeria com colocação de três câmaras nesta galeria (Figura 3.4), (Barros et al., 1985).

Figura 3.4 – Caverna Alambari de Baixo (Núcleo Ouro Grosso).

Caverna Água Suja

Localizada no município de Iporanga, esta caverna faz parte do núcleo Santana apresentando coordenadas de latitude: $24^{\circ}31'25''\text{S}$, longitude: $48^{\circ}42'27''\text{W}$, altitude 280 m, desnível de 220 m e extensão de 2985 m. Apresenta uma entrada e quase todo o percurso turístico no interior da caverna é feito dentro da água (ressurgência de um afluente do Rio Bethary). Também existe uma passagem que liga a caverna Água Suja à

caverna Vargem Grande. O tempo de visitao de 2 horas (Vendrame, 2006). O monitoramento de radnio foi feito no salo do golfinho (com trs monitores contendo um detector plstico cada) conforme indicado na Figura 3.5, (Karmann et al., 1988).

Figura 3.5 – Caverna gua Suja (Ncleo Santana).

Caverna Couto

Situada no municpio de Iporanga com coordenadas de latitude: 2431'14"S e longitude: 4841'43"W, esta caverna apresenta desnvel de 26 m e extenso de 471 m para o percurso turstico. uma cavidade com um nico conduto e duas entradas, uma em cada lado do morro, com cho praticamente liso, sem abismos, sem grandes desmoronamentos. Tambm no possui espeleotemas notveis. A caverna Couto est ligada caverna Morro Preto, como mostrado na Figura 3.6 (Karmann et al, 1988), e a gruta mais prxima do ncleo Santana depois da caverna Santana. Devido a sua proximidade ao ncleo e o seu fcil percurso, esta gruta est bastante depredada, (IRCN, 2005). O tempo para cumprir o percurso turstico nesta caverna estimado em 1 hora de durao (Vendrame, 2006). O monitoramento foi feito aproximadamente na metade do percurso turstico, com colocao

de três monitores.

Figura 3.6 – Caverna Couto (Núcleo Santana).

Caverna Morro Preto

Esta caverna situa-se em Iporanga com coordenadas de latitude $24^{\circ}31'19''S$ e longitude $48^{\circ}41'54''W$, com desnível de 61 m e extensão de 832 m. Esta gruta forma um conjunto com a gruta Couto (Figura 3.6). O tempo de visitaço de 1 hora (Vendrame, 2006). Para o monitoramento foram escolhidos dois pontos, o salo conhecido como Plataforma ou Camarote, prximo entrada e o salo Chocolate ao final da gruta, com colocao de trs monitores (Figura 3.7), (Karmann et al., 1998).

Figura 3.7 – Caverna Morro Preto (Ncleo Santana).

Caverna Laje Branca

Esta caverna situa-se em Iporanga, no núcleo Santana, com latitude $24^{\circ}32'57''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}43'15''\text{W}$, altitude de 445 m, com desnível de 55 m e extensão de 650 m. O tempo de visitação é de 1 hora e 30 minutos (Vendrame, 2006). O monitoramento foi feito em uma única galeria (Figura 3.8), (Le Bret e Novo, 1962).

Figura 3.8 – Caverna Laje Branca (Núcleo Santana).

Caverna Santana

Localizada em Iporanga, esta caverna que dá nome ao núcleo certamente recebe o maior número de visitantes por possuir grande variedade de galerias e melhor infraestrutura para visitas. As coordenadas da entrada principal são: latitude $24^{\circ}31'51''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}42'06''\text{W}$, desnível de 61 m e extensão de 5680 m. Possui também um rio em seu interior, o rio Roncador, afluente do rio Bethary, mas o percurso turístico pode ser feito sem entrar no rio. Como é a mais rica em galerias, foram escolhidos cinco pontos de monitoramento com três monitores em cada ponto: três pontos de monitoramento foram distribuídos em três galerias abertas ao público (Torres, Cristo e Descanso) e dois pontos de monitoramento posicionados em duas galerias do salão das Flores com visitas proibidas ao público (Figura 3.9), (Marques e Sagotavskas, 1972). O tempo de visitação é estimado em 2 horas (Vendrame, 2006).

Figura 3.9 – Caverna Santana (Núcleo Santana).

4. METODOLOGIA

4.1 Métodos para detecção de ^{222}Rn no ar

Existem vários métodos para determinar a concentração de radônio no ar (NCRP-97, 1998), que podem ser agrupados basicamente em duas técnicas: detecção ativa e detecção passiva. A escolha do método a ser utilizado envolve várias considerações, tais como o tipo de informação desejada, as características do local a ser estudado, o tempo de amostragem e os custos do projeto.

4.1.2 Detecção Ativa

O princípio básico da técnica de detecção ativa consiste em amostragem de ar coletado por meio de bombeamento mecânico em um ou mais filtros. A medida de radônio e de seus filhos nestes filtros pode ser feita utilizando detectores específicos tais como detector proporcional ou espectrômetro alfa com detector de barreira de superfície (Knoll, 1979). A detecção ativa é amplamente utilizada, contudo, se o monitoramento é feito em ambiente de difícil acesso como no caso de cavernas, torna-se complicado utilizar esta técnica, uma vez que é necessária infra-estrutura para o fornecimento de energia elétrica para o funcionamento dos amostradores de ar.

4.1.3 Detecção Passiva

Na técnica de detecção passiva, os detectores são simplesmente expostos ao ar ambiente, não havendo coleta de ar. O princípio básico de funcionamento da detecção passiva está baseado na adsorção e permeabilidade do ^{222}Rn em diferentes materiais, não sendo necessário o emprego de aparato eletrônico durante as coletas, tornando-se vantajoso quando a medida deve ser realizada em locais de difícil acesso, como no caso de minas e grutas, onde muitas vezes não há ao menos um lugar apropriado para colocação de equipamento (detecção ativa), o trânsito de pessoas é freqüente e o monitoramento por

longos períodos completos de trabalho dos guias é mais interessante.

Os detectores passivos mais utilizados são o carvão ativado, os dosímetros termoluminescentes (TLD) e os detectores de traços nucleares do estado sólido (Nikezić e Urošević, 1998, Durrani, 2001, Turek et al., 2004).

A determinação de radônio utilizando carvão ativado é uma técnica passiva relativamente simples e barata. Contudo, condições ambientais tais como umidade elevada e poluição, que também podem ser adsorvidas pelo carvão, podem influenciar diretamente na medida (Nikezić e Urošević, 1998).

A emissão de luz de alguns materiais por estimulação térmica, conhecida por termoluminescência, pode ser utilizada para detecção de radiação. Materiais que apresentam esta propriedade podem ser utilizados como dosímetros termoluminescentes, que permitem obter a radiação direta no meio ambiente (Ho e Weng, 1981, NCRP-97, 1988).

A opção pelo uso de detectores de traços nucleares do estado sólido para medida de radônio neste trabalho deve-se ao baixo custo, ao fato de não ser necessário dispositivo eletrônico associado à medida, necessidade de um procedimento de medida integrada (exposição em longo prazo dos detectores), e por ser uma técnica de amplo domínio do Laboratório de Radiometria Ambiental do Centro de Metrologia das Radiações do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN).

4.2 Detectores de Traços Nucleares do Estado Sólido

Desde que os primeiros resultados sobre fragmentos de fissão observados em fluoreto de lítio por Young em 1958 e a observação feita por Silk e Barnes em 1959, sobre traços de ^{235}U em mica, foram descritos, iniciou-se o desenvolvimento de uma nova técnica de detecção na física nuclear (Enge, 1980).

A simplicidade da técnica de detecção e seu baixo custo despertaram o interesse de um grande número de pesquisadores nesta nova área, produzindo em pouquíssimo tempo grande quantidade de trabalhos sobre o assunto (Enge, 1980, Durrani, 2001).

Conhecidos pela sigla SSNTD (originada do inglês *Solid State Nuclear Track Detectors*), os Detectores de Traços Nucleares do Estado Sólido são materiais que tem a

propriedade de registrar permanentemente danos causados por radiações nucleares de partículas carregadas pesadas (alfa, prótons e fragmentos de fissão) (Enge, 1980). Estas radiações, ao interagir com estes materiais, depositam energia ao longo de suas trajetórias no material, provocando um desarranjo na estrutura do material, criando cilindros (traços) de dimensões da ordem de ângstrons. Estes traços, invisíveis a olho nú, tornam-se observáveis quando os detectores passam por tratamento químico com soluções adequadas, capazes de ampliar as dimensões dos traços, com um aumento no diâmetro dos traços da ordem de ângstrons para alguns micra, tornando possível sua visualização em microscópio óptico comum (Paulo, 1991).

Os detectores de traços podem ser orgânicos, formados por polímeros, entre eles os policarbonatos, acetatos e os nitratos de celulose como LR-115, CR-39, Lexan, Makrofol, ou inorgânicos como mica, quartzo, sílica e o vidro comum.

As aplicações dos detectores de traços são múltiplas e variadas, podendo ser empregados em estudos sobre radiação cósmica em meteoritos, estudos em amostras lunares e meteoritos, fragmentação e decaimento por fissão espontânea de ^{238}U , estudos para descoberta de petróleo, desenvolvimentos de filmes micro-porosos empregados em medicina, determinação da composição e pureza de metais, dosimetria, espectrometria, e em caso que tem recebido maior atenção, estudos para determinação de radônio, etc., (Fleischer, 1988, Durrani, 2001).

O detector utilizado neste trabalho é o policarbonato Makrofol E com espessura de 100 μm , material que já vem sendo amplamente utilizado em trabalhos anteriores de medidas ambientais (Campos, 1994, Campos et al., 2002) no Laboratório de Detectores de Traços do Centro de Metrologia das Radiações do IPEN.

4.2.1 O Makrofol E

O Makrofol E é um policarbonato de composição química $\text{C}_{16}\text{O}_3\text{H}_{14}$ produzido pela empresa alemã Bayer. O Makrofol é muito utilizado para revestimento de diversos tipos de materiais, por sua transparência e alta resistência a aquecimento (Bayer, 2004). Ao mesmo tempo, tem se mostrado também um excelente detector de radiação, pois é capaz de registrar partículas carregadas pesadas (alfa, prótons e fragmentos de fissão).

O Makrofol E é translúcido, apresentando uma face brilhante e outra opaca. A face brilhante, por ser a face que detecta a radiação, é considerada a face útil do detector.

4.3 Discriminação entre ^{222}Rn , seus produtos de decaimento e ^{220}Rn

Como o objetivo principal deste trabalho é a determinação de radônio, é necessário utilizar um dispositivo que faça a discriminação entre o radônio, seus produtos de decaimento e o torônio (^{220}Rn). A utilização de câmaras de difusão associadas ao uso de membranas com uma permeabilidade específica permitem a separação dos isótopos desejados e seus produtos de decaimento e tem se mostrado uma boa alternativa para solucionar esta questão. Assim, o detector é posicionado no interior de uma câmara de difusão que registra tanto as partículas alfa dos isótopos do radônio que penetraram na câmara como as partículas alfa dos filhos que foram produzidas no interior da câmara.

A discriminação entre o radônio, seus produtos de decaimento e o torônio foi feita utilizando uma membrana permeável ao ^{222}Rn e impermeável aos filhos e torônio. A partir de dados da literatura, foi escolhido um filtro de fibra de vidro como membrana para discriminar os radionuclídeos (Ward et al., 1977, Ramachandran et al., 1987, Fleischer, 1988).

Por meio da equação 1 é possível determinar a fração de radônio retida no filtro de fibra de vidro (Fleischer, 1988).

$$f = \frac{t_M / t_i}{1 + (t_M / t_i)} \quad (1)$$

onde:

f = fração de radônio retida no filtro;

t_M = tempo efetivo de difusão do gás através da membrana (*delay time*);

t_i = vida média do radionuclídeo considerado.

4.4 Revelação dos detectores de traços

Existem diversas regras para a realização da revelação dos detectores de traços, que devem ser estabelecidas cuidadosamente. Em geral, a solução reveladora varia com o tipo de material, sendo ácida para detectores de origem inorgânica e alcalina para plásticos. Muitos pesquisadores preferem associar ao processo de revelação pré-ataques eletroquímicos com aplicação de tensão, temperatura e frequência que podem variar de acordo com o tipo de estudo a ser realizado (Piesch et al., 1991). Para a revelação do Makrofol E foi aplicada a metodologia estabelecida por César e Franco (César e Franco, 1986), que utiliza uma solução à base de KOH.

Estudos mostraram que, com a utilização da solução PEW₄₀ (15% KOH, 40% álcool etílico e 45% de água), a superfície removida do detector é fortemente acentuada e revela uma quantidade maior de traços e aumento considerável na taxa de ataque ao longo da superfície se comparada com soluções de KOH e água.

É necessário estabelecer rigorosamente as condições de ataque de acordo com os resultados desejados. No caso do Makrofol E, é importante definir bem o tempo de ataque, uma vez que se verificou que o número de traços revelados aumenta com o aumento do tempo de ataque (Moraes, 1982, César e Franco, 1986). Qualitativamente, isto ocorre porque o grau de ionização causado no filme pela passagem da partícula alfa é função da energia da mesma, podendo ser representada por comportamento semelhante a uma curva de Bragg, ou seja, dependendo da energia das partículas alfas ao atingir o detector, podem ocorrer duas situações: na primeira os traços superficiais não são revelados e, à medida que o tempo de revelação aumenta, diminui o número de traços observados, e uma segunda situação, na qual o número de traços observados aumenta com o aumento do tempo de revelação (traços não superficiais), definindo o tempo necessário para atingir o pico de ionização específica da curva de Bragg (Moraes, 1982). No processo da revelação, também é necessário haver um controle na temperatura.

A Tabela 1 apresenta alguns tempos de ataque para o ataque químico com solução PEW₄₀ à temperatura de 70°C (César e Franco, 1986), para diferentes energias das partículas alfas incidentes.

Tabela 1 – Tempo de ataque químico com a solução PEW₄₀ a 70°C.

Faixa de Energia de Partículas α	Tempo de Ataque
3,10 MeV – 5,48 MeV*	120 minutos
2,8 MeV – 3,40 MeV	80 minutos
1,1 MeV – 2,80 MeV	40 minutos

* - Energia do ²²²Rn.

4.5 Procedimento adotado para contagem dos traços

Quando se trabalha com detectores de traços, uma das maiores dificuldades encontradas na determinação das concentrações é a leitura e a quantificação dos traços. Em geral, a leitura dos traços pode ser feita de duas formas: de maneira visual e manual com auxílio de microscópio óptico comum ou utilizando câmara de faíscas (Enge, 1980, Sajó-Bohus et al., 1997, Sannappa et al., 2003). Também, em muitos casos, vários pesquisadores (Amgarou et al., 2001, Tsankov et al., 2005, Da Silva, 2005) preferem adotar algum tipo de software capaz de contar os traços automaticamente, por meio de programação prévia, desde que sejam definidos parâmetros iniciais, como, por exemplo, tonalidade dos traços. Todavia, quando o detector apresenta irregularidades na superfície, como é o caso do Makrofol E (Figura 4.1) ou uma grande quantidade de traços, (Figura 4.2), a utilização desse sistema torna-se complicada.

(a)

(b)

Figura 4.1 – Radiação de fundo na superfície do detector Makrofol E utilizado

a) aumento 10x no microscópio

b) aumento 40x no microscópio

(a)

(b)

Figura 4.2 – Detector Makrofol E exposto ao ambiente de cavernas.

a) aumento 10x no microscópio

b) aumento 40x no microscópio

Como os primeiros detectores trazidos das cavernas apresentavam alta densidade de traços, tornou-se necessário buscar uma maneira confiável que facilitasse o procedimento de contagem dos traços nos detectores.

Analizando vários detectores e fazendo a contagem dos traços, observou-se que, de uma maneira geral, os traços distribuem-se homogeneamente em toda a superfície do detector. Supôs-se então existir uma relação entre essa densidade homogênea total de traços no detector e a quantidade de traços medida em regiões aleatórias do detector. Uma vez determinada esta relação, poderia ser aplicada nos procedimentos de leitura de traços, simplificando e agilizando a leitura dos detectores (Alberigi et al., 2005b).

Para a determinação desta relação, que posteriormente foi chamada de “fator de leitura de traços” F_T , cinco detectores de traços Makrofol E foram expostos a concentrações conhecidas de ^{222}Rn e posteriormente foi feita a contagem dos traços na superfície de 1 cm^2 de cada um dos cinco detectores, obtendo-se assim a densidade total de traços. Em seguida foram escolhidas para cada detector três faixas de regiões centrais (para garantir que a área de leitura apresentasse somente traços, evitando as bordas do detector) e foi realizada a contagem de traços nestas regiões, obtendo um valor médio de traços na região central. Conhecendo a densidade total de traços nos detectores e os valores médios obtidos nas regiões centrais dos mesmos, F_T foi determinado por meio da equação 2:

$$F_T = \frac{D}{n_T} \quad (2)$$

onde:

F_T = fator de leitura de traços (traços.cm⁻²);

D = densidade total de traços no detector (traços.cm⁻²);

n_T = quantidade de traços por faixa (valor médio de leitura das três faixas).

Com este fator F_T é possível determinar a densidade de traços nos detectores, calculando o valor médio obtido da leitura de apenas três faixas centrais e multiplicando este valor por F_T , reduzindo significativamente o tempo de contagem de traços nos detectores.

Este procedimento foi testado utilizando o fator de leitura de traços obtido para determinar uma atividade conhecida de radônio. Para tanto, um outro conjunto de detectores (quatro detectores) foi exposto a uma concentração conhecida de ^{222}Rn

equivalente a $15,2 \text{ kBq.m}^{-3}$ proveniente da câmara de calibração Pylon Model RN-150 (Pylon, 1992) e a densidade de traços determinada realizando a leitura de três faixas centrais e multiplicando pelo fator F_T . A concentração de ^{222}Rn foi obtida por meio da equação 3.

4.6 Determinação da concentração de ^{222}Rn

A concentração de radônio é determinada por meio da equação 3 (Mayya et al., 1998, Eappen e Mayya, 2004):

$$C_{Rn} = \frac{D}{K \cdot t} \quad (3)$$

onde:

C_{Rn} = concentração de Rn-222 (Bq.m^{-3})

D = densidade de traços (traços.cm^{-2})

t = tempo de exposição (dias)

K = eficiência do detector de traços ($\text{traços.cm}^{-2}/\text{Bq.m}^{-3}.\text{dias}$), determinado experimentalmente.

Para a determinação das concentrações de radônio no ar, além da densidade de traços no detector e do tempo de exposição, é necessário conhecer a eficiência K do detector utilizado. Também chamada de “fator de conversão de traços em concentração de radônio” ou simplesmente “fator de calibração”, a eficiência permite converter a densidade de traços em atividade de radônio. Esta eficiência do detector pode ser determinada experimentalmente, pela exposição do detector de traços (Makrofol E) a uma atividade conhecida de ^{222}Rn . Após a exposição, o detector é submetido ao mesmo ataque químico aplicado aos detectores expostos nas cavernas para ampliação dos traços e à mesma metodologia de leitura dos traços.

A eficiência (ou fator de calibração K) foi determinada a partir da equação 3, conhecidas a concentração de ^{222}Rn fornecida pela fonte calibrada, o tempo de exposição dos detectores e a densidade de traços nos detectores. O fator de calibração é expresso em ($\text{traços.cm}^{-2}/\text{Bq.m}^{-3}.\text{dias}$).

4.7 Radiação de fundo em Detectores de Traços Nucleares do Estado Sólido

A principal e mais importante característica dos detectores de traços nucleares que é a sensibilidade a partículas carregadas pesadas (alfa, prótons e fragmentos de fissão), também torna-se um problema sério na utilização deste tipo de detector, pois, desde a sua fabricação, os mesmos já estão sujeitos a interações com a radiação e podem detectar tanto a radiação devida aos raios cósmicos como ao radônio, torônio e filhos, presentes nos ambientes onde os detectores são armazenados. Assim, quando o detector for utilizado, já apresentará certa quantidade de traços. Essa quantidade de traços presente no detector antes de sua utilização é chamada de radiação de fundo ou simplesmente *background*.

É impossível evitar a formação dos traços de radiação de fundo durante o período de armazenamento; contudo, existem alguns procedimentos que podem ser adotados para minimizar seus efeitos. Uma boa alternativa seria embalar as placas dos detectores com várias camadas de papel ou um plástico comum, para diminuir o contato dos detectores com a radiação presente no ambiente (em geral ^{222}Rn), ou guardar as placas dos detectores na vertical, para diminuir a incidência de radiação cósmica (Paulo, 1991).

Alguns estudos propõem tratamento químico dos detectores (Dadvand e Sohrabi, 1998) ou aquecimento dos mesmos (Meesen et al., 1995) como tentativa para redução de traços de radiação de fundo, mas os resultados não se mostraram muito satisfatórios, apresentando em alguns casos aumento na quantidade desses traços com o aumento do tempo de ataque, ou em outros casos mostrando pouca alteração, sugerindo inclusive que a situação ideal para armazenamento dos detectores seria estocá-los em um ambiente livre de radônio.

Uma opção mais simples, que costuma ser adotada na maioria dos estudos envolvendo detecção com detectores passivos, é descontar a radiação de fundo nas leituras dos detectores expostos ao ^{222}Rn e filhos.

Quando a atividade alfa a ser medida for muito baixa, recomenda-se a utilização de detectores recém-fabricados, pois os mesmos apresentarão menor quantidade de traços devido à radiação de fundo. Quando os detectores expostos apresentarem quantidade elevada de traços, os traços devidos à radiação de fundo podem ser desprezados.

Para o Makrofol, estudos apresentam resultados para o limite inferior de detecção para a radiação de fundo de (6 ± 2) traços.cm⁻² (Piesch et al., 1991, Amgarou et

al., 2001). Todavia, os detectores disponíveis no nosso laboratório, apresentaram uma densidade da ordem de $1000 \text{ traços.cm}^{-2}$ para a radiação de fundo. Este valor é alto, mesmo quando comparado com a densidade da ordem de $7000 \text{ traços.cm}^{-2}$ para detectores expostos ao ambiente das cavernas. Assim, desde o início deste estudo, os traços de *background* sempre foram considerados, e para a determinação dos níveis de radônio em todos os períodos, a radiação de fundo foi descontada das leituras dos detectores expostos nas cavernas.

4.8 Determinação da dose efetiva devida à inalação de ^{222}Rn

Para avaliar os efeitos biológicos causados por radiações ionizantes é necessário estimar a dose de radiação recebida, chamada de dose efetiva de radiação.

Para a determinação da dose efetiva é necessário saber sobre os mecanismos de incorporação do radionuclídeo, seu metabolismo e seus compostos no corpo humano.

A estimativa dessa dose de radiação é baseada no homem-referência, cujas características fisiológicas e anatômicas foram definidas pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP-23, 1975).

A incorporação de radionuclídeos pode ocorrer por inalação, ingestão ou por meio de absorção pela pele ilesa ou ferida. O termo “intake” é utilizado para descrever a quantidade de radionuclídeos que foram incorporados por meio de inalação ou ingestão (ICRP-10, 1968).

No caso de um radionuclídeo gasoso como o radônio, a inalação é a principal via de incorporação. Os compostos radioativos sólidos inalados na forma de aerossóis podem seguir uma série de caminhos dentro do organismo dependendo das suas propriedades físico-químicas. Uma parte do que é inalado é depositada no trato respiratório e daí transportada para outros órgãos e tecidos e o restante é exalado (ICRP-66, 1994).

A dose de radiação recebida pelo tecido do trato respiratório devido à inalação do radônio e de seus produtos de decaimento não pode ser diretamente medida. Sua determinação deve ser feita por meio de modelos dosimétricos que avaliem a quantidade de material inalado e a deposição, retenção e eliminação deste material do trato respiratório.

A dose efetiva causada pela exposição ao radônio e seus produtos de decaimento foi calculada por meio da equação 4 (Papachristodoulou et al., 2004, Aytekin

et al., 2006):

$$E = C_{Rn} \times F \times t \times d \times u \quad (4)$$

onde:

E = dose efetiva devida à inalação do radônio na caverna (mSv/a);

C_{Rn} = concentração média de radônio no ar (Bq/m³);

F = fator de equilíbrio entre o radônio e seus produtos de decaimento;

t = tempo gasto anualmente dentro da caverna pelo guia (h/a);

d = fator de conversão de dose (= 1,4 mSv/mJ.h.m⁻³) (ICRP-65, 1993);

u = fator de conversão de unidade (= 5,6 x 10⁻⁶ mJ.m⁻³/Bq.m⁻³) (ICRP-65, 1993).

Das grandezas, unidades e fatores de conversão empregados para estimativa de dose, um fator particularmente importante é o equilíbrio radioativo entre o radônio e seus descendentes. O fator de equilíbrio é expresso como a razão entre a energia total de partículas alfa que uma mistura de radônio e seus descendentes emitirá e a energia total emitida pela mesma concentração de gás radônio em perfeito equilíbrio com seus descendentes (Safety Reports Series 33, 2003).

Estudos detalhados do equilíbrio entre concentrações de ²²²Rn e seus descendentes em cavernas indicam que o fator de equilíbrio pode variar de 0,04 a 0,95 com um valor médio de 0,5, que vem sendo empregado em alguns trabalhos (Pinza-Molina et al., 1999, Przylibski, 1999, Gilmore et al., 2002, Papachristodoulou, 2004). Solomon e colaboradores relatam valores de fator de equilíbrio em cavernas da Austrália entre 0,36 e 0,52 com um valor médio de 0,4 (1996). Outro trabalho encontrou valores que variam entre 0,12 e 0,71 para cavernas da Irlanda (Duffy et al., 1996) e avaliações preliminares sugerem valores entre 0,17 e 0,4 para minas do sudoeste da Inglaterra (Gilmore et al., 2001).

Para a estimativa de dose do presente trabalho, o fator de equilíbrio adotado foi 0,5 que já vem sendo utilizado em estimativa de doses em cavernas (Pinza-Molina et al., 1999, Przylibski, 1999, Gilmore et al., 2002, Papachristodoulou, 2004). Também foi feita

estimativa de dose utilizando valores para fator de equilíbrio 0,7 e 1, para simular uma situação intermediária e a pior situação possível (atividade de ^{222}Rn igual a atividade dos filhos), respectivamente.

Também para a estimativa da dose efetiva é necessário saber o tempo gasto pelos usuários (neste caso guias turísticos ou visitantes). Em muitos trabalhos é adotado um tempo de exposição anual de 1000 horas para os guias turísticos (Przylibski, 1999, Papachristodoulou et al., 2004).

A suposição das 1000 horas parte da consideração que os guias trabalhem 8 horas por dia nos fins de semana, portanto 16 horas (sábado e domingo) mais metade de sexta-feira (4 horas) totalizando 20 horas semanais, uma vez que a maior parte das visitas ocorre nos fins de semana.

Durante todo o período de estudo, tentou-se fazer um levantamento de frequência de trabalho dos guias turísticos cadastrados no PETAR junto à direção do parque. Por diversas vezes foi feito contato com funcionários e mesmo com o diretor do parque tentando obter qualquer tipo de registro sobre o número aproximado de horas de trabalho dos guias; entretanto, apesar da grande receptividade de todos para a realização deste trabalho, as informações desejadas não estavam registradas. Contudo, conversas informais com funcionários, guias e artigos em mídia impressa, (Vendrame, 2006) mostraram ser correta a suposição do trabalho no fim de semana.

Para a determinação do tempo de exposição, partiu-se das informações sobre o tempo de visita estimado para cada caverna (Secretaria do Meio Ambiente (SMA), 2005, Vendrame, 2006). Considerando o protocolo de trabalho estabelecido pela Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo (SMA, 2005) e informações de usuários-turistas (Vendrame, 2006), os tempos de visita estimados para cada uma das cavernas são os seguintes: Couto: 1h, Água Suja: 2h, Laje Branca: 1h 30min, Alambari de Baixo: 1h 30min, Morro Preto: 1h, Santana: 2 h.

Supondo que um guia consiga levar os visitantes em todas as cavernas num único dia, obtemos um total de 9 horas de trabalho diárias, portanto 22,5 horas semanais e, em 52 semanas, 1170 horas anuais, valor ligeiramente superior às 1000 horas anuais adotadas em outros estudos (Przylibski, 1999, Papachristodoulou et al., 2004).

Assim, para o cálculo de dose, a suposição do tempo de exposição foi feita

separadamente para cada caverna, considerando as informações de estimativa de tempo gasto em cada visita. Devido às diferenças nos resultados das concentrações obtidos para os períodos monitorados, os cálculos levam em consideração tanto a média aritmética das concentrações como a média geométrica, que é, contudo pouco influenciada por estas alterações.

Durante as viagens para trocas dos detectores, em conversas com guias, também foi obtida a informação de que os guias turísticos que são funcionários do parque alternam sua rotina de trabalho com suas atividades como guias em uma semana e folgas na semana seguinte. Esta informação nos levou a considerar também um tempo de exposição de 26 semanas anuais de trabalho.

De qualquer forma, no caso das cavernas do PETAR, supor 1000 horas por ano para cada caverna seria superestimar a dose para os guias, pois, devido às características e dificuldades das cavernas consideradas nem sempre os guias conseguem percorrer todas as cavernas monitoradas em apenas um dia, logo o número de horas de trabalho é menor.

5. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

5.1. Montagem das câmaras de difusão KFK

A câmara de difusão utilizada neste trabalho foi desenvolvida no Centro de Pesquisas Nucleares de Karlsruhe, Alemanha (Urban, 1986), sendo por isto chamada de câmara do tipo KFK (Kernforschungszentrum Karlsruhe).

O monitor KFK foi desenvolvido inicialmente como um dosímetro individual para monitoramento ambiental e pessoal, com o objetivo de poder separar e identificar as diferentes energias α , pois pode ser usado tanto como uma câmara aberta como uma câmara de difusão para medir apenas o ^{222}Rn (Urban, 1986).

Os primeiros testes com estes monitores foram realizados em residências e minas, onde os dosímetros eram posicionados nos capacete dos mineiros (Urban, 1986).

Com dimensões pequenas, medindo 4 cm de diâmetro e 2 cm de altura, o monitor consiste em uma cúpula semi-esférica e tampa com abertura e anel (suporte) para prender o detector plástico (Figuras 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4).

Para a medida do radônio é feito o uso de uma membrana (fibra de vidro) permeável ao ^{222}Rn e impermeável aos seus produtos de decaimento e ao ^{220}Rn (Fleischer, 1988).

Figura 5.1 – Monitor KFK aberto e desmontado.

Figura 5.2 – Esquema de montagem do monitor com fibra de vidro e Makrofol E (vista lateral).

Figura 5.3 – Esquema de montagem do monitor com fibra de vidro e Makrofol E (vista de cima).

Figura 5.4 – Monitor KFK montado com fibra de vidro e Makrofol E.

5.2 Colocação dos monitores nas cavernas

Para avaliação da exposição ao ^{222}Rn nas cavernas do PETAR foram montadas 33 câmaras de difusão. Em cada uma das câmaras foi colocado na entrada um filtro de fibra de vidro, para retenção do ^{220}Rn e filhos do ^{222}Rn , e após, posicionado um detector plástico (Makrofol E) com área de 1 cm^2 .

Os detectores foram colocados nas seis cavernas como descrito em 3.2.1, com onze pontos de monitoramento distribuídos entre os salões mais visitados; em cada ponto foram posicionados três detectores, para obter um valor médio de concentração.

Os monitores foram pendurados em estalactites no centro dos salões (distantes do teto) como mostrado na Figura 5.5, ficando expostos por um período mínimo de três meses, procurando estabelecer uma rotina com trocas sazonais entre as mudanças de estação (Alberigi et al., 2005). O período de avaliação no PETAR teve início em Outubro de 2003 e foi finalizado em Novembro de 2005.

Figura 5.5 – Monitor pendurado em estalactite em caverna do PETAR.

5.3 Revelação dos detectores Makrofol E

Os detectores, após expostos, foram trazidos ao IPEN para tratamento químico. O processo de revelação adotado neste trabalho utiliza a solução alcalina PEW₄₀ (15% KOH, 40% álcool etílico e 45% de água), em banho-maria a 70°C sob agitação constante, durante um período de 2 horas (César e Franco, 1986) (Figuras 5.6 e 5.7).

Figura 5.6 – Banho-maria Quimis com temperatura controlada e agitação para revelação.

Figura 5.7 – Revelação de detectores em solução PEW₄₀ no banho-maria Quimis.

5.4 Visualização dos traços em Makrofol E

Terminada a revelação, os detectores, após lavagem, são secos e a contagem dos traços é feita com auxílio de um microscópio óptico ZEISS modelo Axiolab com aumento 5x, 10x, 40x e 100x, ligado a uma câmara de vídeo marca JVC TK-600U, e acoplado a um microcomputador PENTIUM MMX de 32 MB de memória RAM. O “software” KS100 versão 3.0 da ZEISS (ZEISS, 1997) permite a visualização dos traços para contagem na tela de um monitor de 17”(Figura 5.8).

Figura 5.8 – Sistema para visualização e contagem dos traços.

5.5 Determinação da eficiência do detector Makrofol E

A eficiência do detector Makrofol E foi determinada usando uma fonte sólida calibrada de ^{226}Ra que fornece uma atividade de $15,2 \text{ kBq.m}^{-3}$ de radônio, Pylon Modelo RN-150.

Para o procedimento de calibração, um detector de traços Makrofol E foi posicionado no interior de uma célula de Lucas adaptada (Figura 5.9) devidamente vedada e acoplada a câmara de calibração, como mostrado na Figura 5.10. O funcionamento do sistema está esquematizado na Figura 5.11. Dentro desta célula é feito vácuo e, em seguida, o gás radônio é emanado para o interior da célula. Após a emanção, a célula

permanece fechada por um período de tempo suficiente (três a quatro dias) para que o radônio decaia para os filhos. Após a exposição, a célula é aberta, o detector recebe o tratamento químico descrito em 5.3 para ampliação dos traços e é realizada a contagem de traços. Para a determinação da eficiência do detector, foram expostos cinco detectores.

Figura 5.9 – Célula de Lucas adaptada para calibração de detectores de traços.

Figura 5.10 – Fonte Pylon RN-150 e célula de Lucas adaptada acoplada ao sistema.

Figura 5.11 – Diagrama de funcionamento da Fonte Pylon RN-150 com sistema de calibração (Pylon, 1992).

6 RESULTADOS

6.1 Retenção de radônio no filtro de fibra de vidro

O cálculo da retenção de ^{219}Rn , ^{220}Rn e ^{222}Rn para um filtro de fibra de vidro foi feito por meio da equação 1, resultando em 99,9% de retenção para o ^{219}Rn , 99,2% para ^{220}Rn e apenas 2% de retenção para o ^{222}Rn , o que permite a utilização deste tipo de membrana para as medidas desejadas, uma vez que a literatura sugere que um critério adequado para a discriminação dos isótopos é o uso de uma membrana que permita difusão maior que 90% do radônio, enquanto que para o torônio seria uma difusão menor que 1% (Ward et al., 1977, Ramachandran et al., 1987).

6.2 Fator de leitura de traços

Cinco detectores idênticos aos usados em campo foram expostos durante três dias a uma concentração conhecida de ^{222}Rn , utilizando-se a câmara de calibração Pylon Model RN-150, com uma fonte sólida de ^{226}Ra que produz concentrações de ^{222}Rn de $15,2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pylon, 1992).

Após a exposição, os detectores foram processados segundo os procedimentos descritos no item 5.3.

Para cada detector foi determinado um “fator de leitura de traços”, F_T , usando o procedimento descrito em 4.5. A partir destes resultados, foi determinado um valor médio do “fator de leitura de traços” e seu respectivo desvio padrão, igual a $91,6 \pm 6,7$.

A Tabela 2 apresenta o resultado obtido do teste da metodologia adotada (item 4.5) para a determinação do fator de leitura de traços F_T . O desvio normalizado foi calculado segundo metodologia adotada pelo Programa Nacional de Intercomparação de Resultados de Análise, coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria do Rio de Janeiro (PNI-IRD, 2004), comparando o valor médio das quatro irradiações com o valor da fonte calibrada, considerado como verdadeiro. Nesta avaliação, a técnica utilizada

mostra um bom desempenho analítico para valores experimentais com um desvio normalizado “ D ” menor que 2, em módulo. Quanto mais próximo de zero, melhor o desempenho.

O valor obtido de $-0,7$, confirma que a metodologia proposta para determinar a densidade de traços em detectores sólidos de traços nucleares expostos a altas concentrações de radônio a partir da determinação prévia de um fator de leitura de traços F_T e posterior leitura de três faixas centrais de cada detector é válida e pode ser utilizada como um método relativamente simples e rápido.

Tabela 2 – Avaliação da concentração calculada de ^{222}Rn em detectores sólidos de traços nucleares em relação à concentração de ^{222}Rn da fonte calibrada de ^{226}Ra .

Concentração calculada de ^{222}Rn (kBq.m^{-3})	Concentração de ^{222}Rn da fonte calibrada de ^{226}Ra (kBq.m^{-3})	Desvio normalizado D $D = \frac{(14,9 - 15,2)}{\frac{0,7}{\sqrt{3}}}$
$14,9 \pm 2,6$	$15,2 \pm 0,7$	$-0,7$

6.3 Eficiência do detector

Detectores idênticos aos usados em campo foram expostos à fonte sólida calibrada de ^{226}Ra RN-150 da Pylon Electronics Inc. (Pylon, 1992), que opera com uma bomba de vácuo e fornece concentrações conhecidas de ^{222}Rn de $15,2 \text{ kBq.m}^{-3}$.

Foram realizadas cinco determinações do fator de conversão de densidades de traços para concentração de radônio no ar. Os resultados obtidos para o valor médio e incerteza associada foram $0,029 \pm 0,007 \text{ traços.cm}^{-2}/\text{Bq.m}^{-3}.\text{dias}$. Este valor está dentro da faixa de resultados de 0,019 a $0,035 \text{ traços.cm}^{-2}/\text{Bq.m}^{-3}.\text{dias}$, obtidos na literatura (Sima, 1995, Mayya et al., 1998, Amgarou et al., 2001, Campos et al., 2002, Eappen e Mayya, 2004). Este resultado foi utilizado na determinação das concentrações de radônio dentro das galerias e cavernas do PETAR.

Como o dispositivo de irradiação (Fig. 5.9) apresenta uma geometria diferente da situação real de avaliação da concentração de radônio no ar das cavernas, foram realizadas também irradiações simulando a geometria de campo. Os resultados obtidos

confirmaram o valor de $0,029 \pm 0,007$ traços.cm⁻²/Bq.m⁻³.dias para o fator de conversão de densidades de traços para concentração de radônio no ar.

6.4 Concentração de ²²²Rn no ar

A Tabela 3 apresenta os resultados de concentrações de radônio e as incertezas associadas obtidas para o período de estudo. As incertezas foram determinadas por propagação de erros, considerando as possíveis fontes de erros associados às medidas. Para a densidade de traços, determinada conforme 4.5, foi considerado o desvio padrão da leitura das três faixas centrais do detector e o desvio padrão obtido para o fator de leitura de traços. Para a eficiência K determinada experimentalmente como descrito em 4.6, na determinação de sua incerteza também foi considerado o erro associado à concentração de radônio liberada pela fonte calibrada de ²²⁶Ra do aparelho Pylon modelo RN-150, fornecido no certificado do padrão.

Foram estudadas seis cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) entre outubro de 2003 e Novembro de 2005. Os monitores foram distribuídos em 11 pontos (com três detectores cada) entre as seis cavernas conforme 3.2.1. A concentração de ²²²Rn foi obtida por meio da equação 3. Verificou-se que os resultados obtidos para as concentrações de ²²²Rn nas cavernas do PETAR (Tabela 3), embora apresentem em alguns períodos níveis elevados, estão dentro da faixa de variação dos valores da literatura para concentração de radônio em estudos realizados em cavernas de diversos países (Tabela 4).

A Figura 6.1 ilustra as variações de radônio em todas as galerias monitoradas das seis cavernas, mostrando que, embora os valores obtidos sejam elevados, é evidente a diferença de valores para concentração entre as cavernas. Em todas as galerias monitoradas fica claro que as concentrações diminuem em períodos frios e aumentem nas estações mais quentes. Este comportamento foi obtido em outros estudos sobre níveis de radônio em outras partes do mundo (Pinza-Molina et al., 1999, Przylibski, 1999, Sperrin et al., 2000, Gilmore et al., 2002, Papachristodoulou et al., 2004,) e alguns pesquisadores atribuem esta diminuição ao gradiente existente entre a temperatura no interior da caverna e a temperatura externa (Gilmore et al., 2002). Nos meses de inverno, quando a temperatura externa freqüentemente toma valores mais baixos do que a temperatura interna da caverna (em torno de 19°C), a diferença de temperatura entre o ar da caverna (“quente”) e o ar do ambiente externo (“frio”) faz com que massas de ar quente “mais leve” escoem para fora da caverna e, conseqüentemente, o radônio também é levado para fora, diminuindo assim

os níveis de radônio no interior das grutas (Przylibski, 1999). No verão não há diminuição, e, conseqüentemente os níveis de radônio apresentam-se elevados.

Tabela 3 – Concentrações de ^{222}Rn no ar das cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) durante período de estudo.

Períodos de Monitoramento								
Caverna/Núcleo	Galerias	13/10/ 03–07/03/04 (Prim/Verão) ^(c)	07/03–07/07/ 04 (Outono) ^(d)	07/07–11/10 04 (Inverno) ^(e)	11/10/04– 3/01/05 (Primavera) ^(f)	13/01–25/03/ 05 (Verão) ^(g)	25/03–23/07/05 (Outono) ^(h)	23/06-14/11/05 (inver/prim) ⁽ⁱ⁾
Concentrações de radônio (Bq/m ³)								
Alambari de Baixo Ouro Grosso	Alambari de Baixo	516 ± 137	1327 ± 432	970 ± 291	610 ± 179	382 ± 174	342 ± 89	370 ± 96
Água Suja/Santana	Golfinho	----- ^(a)	1674 ± 433	406 ± 124	1308 ± 346	834 ± 222	595 ± 184	255 ± 79
Couto/Santana	1	----- ^(a)	1110 ± 348	611 ± 196	704 ± 254	342± 161	153 ± 44	230 ± 66
Morro Preto/Santana	Plataforma	512 ± 135	1223 ± 362	363 ± 128	677 ± 190	492 ± 183	354 ± 99	----- ^(b)
Laje Branca Santana	Chocolate	1957 ± 508	2177 ± 634	417 ± 111	805 ± 230	1252 ± 339	652 ± 248	441 ± 168
	Laje Branca	1009 ± 287	2568 ± 688	1015 ± 291	2414 ± 272	3386 ± 884	1325 ± 358	1217 ± 326
	Flores 1	2373 ± 609	2359 ± 631	1488 ± 392	2481 ± 640	3160 ± 837	1732 ± 450	2160 ± 552
Santana/Santana	Flores 2	3972 ± 1088	3452 ± 912	1952 ± 514	2135 ± 549	3583 ± 920	1709 ± 427	1684 ± 429
	Torres	4950 ± 1256	4649 ± 1183	1532 ± 396	4158 ± 1169	5065 ± 1266	2754 ± 744	1464 ± 392
	Cristo	5811 ± 1453	3435 ± 889	1841 ± 478	4438 ± 1133	5337± 1370	2634 ± 658	1684 ± 429
	Descanso	6607 ± 1672	6358 ± 1619	1312 ± 381	4080 ± 1050	6107 ± 1547	2706 ± 731	1543 ± 418

^(a) – Período não monitorado.^(b) – Monitor extraviado.^(c) – Primavera (23/Set/03 – 21/Dez/03) Verão (22/Dez/03 – 19/Mar/04).^(d) – Outono (20/03/04 – 19/Jun/04). ^(e) – Inverno (20/Jun/04 – 21/Set/04).^(f) – Primavera (22/Set/04 – 21/Dez/04). ^(g) – Verão (22/Dez/04 – 19/Mar/05).^(h) – Outono (20/Mar/05 – 20/Jun/05).⁽ⁱ⁾ – Inverno (21/Jun/05 – 21/Set/05), Primavera (22/Set/05 – 21/Dez/05). (U.S.A. Naval Observatory, 1992).

Tabela 4 – Resultados sobre níveis de ^{222}Rn em cavernas encontradas na literatura.

País	Tipo de Caverna	Concentração de Radônio (Bq.m^{-3})			Referência
		Mínimo	Máximo	Média	
Brasil	Cavernas localizadas em MG, MT e BA	-	-	473	Gouvea et al., 1996
	Cavernas do PETAR	153	6607	-	Este trabalho
Austrália	57 turísticas	-	6330 (anual)	500(inverno); 795(primavera)	Solomon et al., 1996
Eslovênia	Inacessíveis e turísticas	-	-	2350 – 27000 (verão–inverno)	Jovanovic, 1996 ¹
Polônia	2 turísticas	100 (inverno)	3600 (verão)	-	Przylibski, 1999
Venezuela	Turismo e exploração	100	80000	-	Sajó-Bohus et al., 1997
Reino Unido	3 turísticas	32	12552	-	Sperrin et al., 2000
	1 turística	27	7800	-	Gilmore et al., 2002
Grécia	Turística	197	1929	1311(inverno); 925(verão)	Papachristodoulou et al., 2004
Espanha	Cavernas Turísticas	-	-	300 - 8000	Pinza-Molina et al., 1999 ¹
	Turismo e arqueologia	186	7120	3562 (anual)	Lario et al., 2005 ²
Turquia	2 turísticas	20	5883	1919	Aytekın et al., 2006

¹ – Detecção ativa.² – Detecção ativa e passiva.

Figura 6.1 – Concentrações de ^{222}Rn no ar das cavernas monitoradas do PETAR.

Contudo, em um país de clima tropical como o Brasil e em particular, na região estudada, as quatro estações do ano não são bem diferenciadas, não havendo invernos tão rigorosos como em países de clima temperado. Assim, a inexistência de grandes gradientes de temperatura, conforme levantamento de temperaturas na região (Tabelas 5 e 6), não é suficiente para justificar a elevação ou diminuição dos níveis de radônio apenas pelas trocas de ar interno e externo das cavernas.

Tabela 5 – Medida de Temperatura nas cavernas monitoradas¹.

Medidas de Temperatura nas cavernas do PETAR								
Data da Medida		10/2003	07/2004	10/2004	01/2005	03/2005	07/2005	11/2005
Caverna	Galerias	T(°C)	T(°C)	T(°C)	T(°C)	T(°C)	T(°C)	T(°C)
Alambari	Alambari	-	19	17,5	20	20,5	18,5	19
Água Suja	Golfinho	-	19	-	18,8	19	16,5	18
Couto	1	-	19	18	19,8	19,5	16	18
Morro Preto	Plataforma	18,5	19	19	19	19	19	19
	Chocolate	18,5	19	19	19	20,5	19	19
Laje Branca	Laje Branca	-	19	18	17	17,5	16,5	-
	Cristo	19	19	17	19	19	19	19
	Flores 1	19	19	17	21	19	19,5	19
Santana	Flores 2	19	19	17	19,5	20	19,5	19
	Torres	19	19	17	19	19	19	19
	Descanso	19	19	17	19	19,5	19,5	19

Tabela 6 – Média de Temperaturas na região (INPE, 2005; IAC, 2005).

Período	Temperatura (°C)
13/10/03 –07/03/04	20,64
07/03/04-07/07/04	19,56
07/07/04-11/10/04	17,71
11/10/04-13/01/05	21,15
13/01/05-25/03/05	22,27
25/03/05-23/07/05	18,83
23/06/05-14/11/05	17,76

¹ Medida de temperatura realizada com termômetro de mercúrio durante as coletas.

A análise dos resultados será feita por associação entre os valores e as características comuns entre as cavernas estudadas.

Cavernas Alambari de Baixo, Água Suja e Couto

Os menores níveis de concentrações de radônio foram obtidos para as cavernas Alambari de Baixo, Água Suja e Couto, resultado que pode estar associado as semelhanças nas configurações das mesmas (Figs. 3.4, 3.5 e 3.6). Todas elas são bem ventiladas, se comparadas com as demais cavernas monitoradas. A caverna Alambari de Baixo apresenta entrada e saída, assim como a caverna Couto; parte do percurso turístico é realizado dentro d'água, o mesmo ocorre na caverna Água Suja. As cavernas Couto e Água Suja estão ligadas a outras cavernas, fato que pode facilitar o escape do gás. A Figura 6.2 ilustra a semelhanças de comportamento das três cavernas.

Figura 6.2 – Concentrações de ²²²Rn nas cavernas Alambari de Baixo, Água Suja e Couto (as barras de erros representam as incertezas dos resultados).

Caverna Morro Preto

Para o salão Plataforma, as concentrações de radônio variam entre 360 Bq.m⁻³ e 1200 Bq.m⁻³ e para o salão Chocolate, mais interno, apresentam-se entre 400 Bq.m⁻³ e 2100 Bq.m⁻³, com os menores valores com ocorrência em período de frio e os valores mais elevados para períodos mais quentes, respectivamente. Os resultados sugerem que os níveis de radônio aumentam com o aumento da distância entre a entrada e os pontos de monitoramento (Figura 3.7). A Figura 6.3 apresenta o gráfico com a variação das concentrações durante os períodos de estudo.

Figura 6.3 – Concentrações de radônio na caverna Morro Preto (as barras de erros representam as incertezas dos resultados).

Caverna Laje Branca

Assim como a caverna Santana, a caverna Laje Branca apresentou níveis maiores de radônio, provavelmente por não apresentar ventilação, pois tem um único acesso (Fig. 3.8). As concentrações variam entre 1000 Bq.m⁻³ e 3400 Bq.m⁻³, como mostrado na figura 6.4.

Figura 6.4 – Concentrações de radônio na caverna Laje Branca (as barras de erros representam as incertezas dos resultados).

Caverna Santana

Os níveis de radônio na caverna Santana (Fig. 3.9) variam entre 1312 Bq.m^{-3} e 6607 Bq.m^{-3} para períodos de inverno e verão, respectivamente, e os níveis de radônio para esta caverna foram os mais elevados. É a caverna do parque com maior extensão (5 km) e a mais visitada, apesar de ter restrições quanto aos locais de visitação.

Foram distribuídos três conjuntos com três monitores de radônio em três galerias, que são conhecidas como salão do Cristo, salão das Torres e salão do Descanso. Também foram colocados dois monitores em dois pontos do salão das Flores que tem seu acesso restrito à visitação, permitida apenas com autorização especial para pesquisadores, sendo proibido para visitação turística.

Cada galeria foi considerada separadamente. Assim, para cada galeria foram feitos gráficos com os resultados de concentração obtidos na Tabela 3, que mostram como se distribuem os níveis de radônio nos períodos de estudo considerados. A Figura 6.5 apresenta o gráfico das variações. As concentrações aumentam à medida que os salões se distanciam da entrada da caverna, Torre, Cristo e Descanso, nesta ordem, respectivamente.

Figura 6.5 – Concentrações de radônio na caverna Santana (as barras de erros representam as incertezas dos resultados).

6.5 Dose efetiva devida à inalação de ^{222}Rn

A dose efetiva devido à exposição ao ^{222}Rn e seus produtos de decaimento foi calculada por meio da equação 4. Conforme exposto em 4.8, foram adotados alguns critérios para estimar a dose efetiva, a fim de verificar quais seriam os riscos para as situações simuladas. Para os cálculos foram empregados três diferentes fatores de equilíbrio, $F = 0,5$, $0,7$ e 1 , representando cenário mais próximo do real, intermediário e a pior situação possível, respectivamente. Os cálculos foram realizados com os tempos de exposição resumidos na Tabela 7. Para a avaliação foi considerada a pior situação possível: um único guia percorre todas as cavernas, tanto no sábado como no domingo e ainda, na sexta-feira trabalhando somente por meio período, o mesmo guia percorre as cavernas com as concentrações mais altas. Os resultados são apresentados nas Tabelas 8 e 9, considerando as 26 semanas anuais de trabalho e 52 semanas anuais de trabalho, respectivamente.

Tabela 7 – Estimativa do tempo anual de trabalho dos guias das cavernas do PETAR.

Caverna / Núcleo	Concentração (Bq/m ³) média aritmética / média geométrica	Tempo de visitação (h)	Tempo de trabalho (h)			Tempo de trabalho semanal por caverna (h)	Tempo de trabalho anual por caverna (h)	
			6 ^a feira	Sábado	Domingo		52 semanas	26 semanas
Alambari de Baixo / Ouro Grosso	645 / 570	1,5		1,5	1,5	3	156	78
Água Suja / Santana	845 / 695	2		2	2	4	208	104
Couto / Santana	525 / 423	1		1	1	2	104	52
Morro Preto / Santana	852 / 815	1	1	1	1	3	156	78
Laje Branca / Santana	1848 / 1660	1,5	1,5	1,5	1,5	4,5	234	117
Santana/Santana	3736 / 3276	2	2	2	2	6	312	156

Tabela 8 – Estimativa de dose efetiva anual (E) para 26 semanas de trabalho e diferentes fatores de equilíbrio.

Caverna / Núcleo	Concentração (Bq/m ³) Média aritmética	Tempo de exposição anual (h)	Dose efetiva anual		
			E (mSv.a ⁻¹)	E (mSv.a ⁻¹)	E (mSv.a ⁻¹)
			F=0,5	F=0,7	F=1,0
Alambari de Baixo / Ouro Grosso	645	78	0,2	0,3	0,4
Água Suja / Santana	845	104	0,3	0,5	0,7
Couto / Santana	525	52	0,1	0,2	0,2
Morro Preto / Santana	852	78	0,3	0,4	0,5
Laje Branca / Santana	1848	117	0,8	1,2	1,7
Santana/Santana	3736	156	2,3	3,2	4,6
Dose efetiva anual total			4,0	5,8	8,1

Caverna / Núcleo	Concentração (Bq/m ³) Média geométrica	Tempo de exposição anual (h)	Dose efetiva anual		
			E (mSv.a ⁻¹)	E (mSv.a ⁻¹)	E (mSv.a ⁻¹)
			F=0,5	F=0,7	F=1,0
Alambari de Baixo / Ouro Grosso	570	78	0,2	0,2	0,4
Água Suja / Santana	695	104	0,3	0,4	0,6
Couto / Santana	423	52	0,1	0,1	0,2
Morro Preto / Santana	815	78	0,2	0,4	0,5
Laje Branca / Santana	1660	117	0,8	1,1	1,5
Santana/Santana	3276	156	2,0	2,8	4,0
Dose efetiva anual total			3,6	5,0	7,2

Tabela 9 – Estimativa de dose efetiva anual (E) para 52 semanas de trabalho e diferentes fatores de equilíbrio.

Caverna / Núcleo	Concentração (Bq/m ³) Média aritmética	Tempo de exposição anual (h)	Dose efetiva anual		
			E (mSv.a ⁻¹) F=0,5	E (mSv.a ⁻¹) F=0,7	E (mSv.a ⁻¹) F=1,0
Alambari de Baixo / Ouro Grosso	645	156	0,4	0,6	0,8
Água Suja / Santana	845	208	0,7	1,0	1,4
Couto / Santana	525	104	0,2	0,3	0,4
Morro Preto / Santana	852	156	0,5	0,7	1,0
Laje Branca / Santana	1848	234	1,7	2,4	3,4
Santana/Santana	3736	312	4,6	6,4	9,1
Dose efetiva anual total			8,1	11,4	16,1

Caverna / Núcleo	Concentração (Bq/m ³) Média geométrica	Tempo de exposição anual (h)	Dose efetiva anual		
			E (mSv.a ⁻¹) F=0,5	E (mSv.a ⁻¹) F=0,7	E (mSv.a ⁻¹) F=1,0
Alambari de Baixo / Ouro Grosso	570	156	0,4	0,5	0,7
Água Suja / Santana	695	208	0,6	0,8	1,1
Couto / Santana	423	104	0,2	0,2	0,3
Morro Preto / Santana	815	156	0,5	0,7	1,0
Laje Branca / Santana	1660	234	1,5	2,1	3,1
Santana/Santana	3276	312	4,0	5,6	8,0
Dose efetiva anual total			7,2	9,9	14,2

7. DISCUSSÕES E CONCLUSÕES

Embora os resultados para concentração de radônio tenham apresentado valores elevados, e em ao menos um período, para todas as cavernas foi obtida concentração que ultrapassa o limite proposto para nível de intervenção de 1000 Bq/m^3 , (ICRP 65, 1993), não há como relacionar os valores de concentrações diretamente entre as cavernas, e fazer uma única afirmação sobre as causas dos elevados índices de concentrações. Observando os gráficos para cada uma das cavernas verifica-se que cada uma delas apresenta resultados particulares, resultantes de características peculiares de cada caverna.

Observa-se para a caverna Couto, que, mesmo com um valor máximo de concentração de radônio obtido no outono, nos demais períodos houve um decréscimo apresentando pouca variação, que pode também estar associado à taxa de ventilação que nesta caverna é a maior devido à pequena extensão e também às duas entradas existentes. Também é necessário relatar que a caverna Couto está ligada internamente à caverna Morro Preto, fato que pode facilitar o escape do gás radônio.

No caso da caverna Água Suja, que possui um rio que atravessa a caverna em quase todo o percurso turístico e apresenta ligação com a gruta Vargem Grande e da caverna Alambari de Baixo, que também possui um rio em parte do percurso turístico e apresenta entrada e saída distintas, os níveis de radônio são inferiores se comparados com os outros resultados obtidos neste estudo. A caverna Alambari de Baixo que também apresentou valores mínimo e máximo para concentração nos mesmos períodos obtidos na caverna Couto, apresentou ainda resultados que se mantiveram praticamente constantes nos últimos três períodos de medida.

Observa-se que os resultados obtidos para as três cavernas (Couto, Água Suja e Alambari de Baixo) se assemelham muito e apresentam os menores níveis de radônio se comparados com as outras cavernas, fato que pode estar associada à semelhança de configuração entre as três ao menos em algum aspecto, Couto assemelha-se a caverna Água Suja, pois ambas estão ligadas a outras cavernas, Couto assemelha-se a caverna Alambari de Baixo, pois ambas possuem entrada e saída, Água Suja assemelha-se a caverna Alambari, pois ambas têm rio em parte do percurso turístico. Também se pode

associar os resultados de menores níveis de radônio obtidos a alguma fuga do gás, à maior taxa de ventilação existente nestas cavernas e conseqüentemente maior troca de ar interno com o ambiente externo.

A caverna Morro Preto, que teve dois pontos de monitoramento distribuídos no salão Plataforma (próximo à entrada da caverna) e no salão Chocolate (localizado no final da caverna) apresentou em todos os períodos os maiores valores de concentração de radônio para o salão Chocolate e os menores valores obtidos para o salão Plataforma (Figura 6.3). Este resultado está relacionado ao fato de que, com o aumento da distância entre a entrada e o ponto de monitoramento, a ventilação é reduzida, aumentando assim os níveis do gás radônio. Também em ambos os salões houve diminuição de concentração nos períodos de inverno.

A caverna Laje Branca apresentou, tal como a caverna Santana, os maiores níveis de concentração. Observa-se pouca variação entre os períodos, apresentando um valor máximo para o período de verão.

Os maiores resultados de concentração de radônio foram obtidos na caverna Santana, a maior do núcleo, e que merece atenção maior por receber o maior número de turistas. No primeiro e segundo períodos de medida observam-se níveis altíssimos e pouca diminuição entre os mesmos, mantendo-se praticamente constantes. Já para o terceiro período (inverno) ocorre uma acentuada queda destas concentrações. Para os quatro períodos seguintes o comportamento assemelha-se com os resultados obtidos em outros estudos (Przylibski, 2002), aumento em períodos mais quentes com poucas variações entre si e novamente diminuição em períodos mais frios.

Analisando a Figura 6.5, verifica-se que a concentração aumenta à medida que aumenta a distância entre o ponto de monitoração e a entrada da caverna, resultado análogo ao que foi obtido para a caverna Morro Preto, e que confirma que o aumento da concentração de radônio está diretamente relacionado com a diminuição da ventilação.

Os altos níveis de radônio em cavernas estão associados a uma complexa inter-relação de diferentes fatores, ambos externos e internos: diferenças entre temperatura do ambiente interior e exterior, velocidade dos ventos, variações da pressão atmosférica, umidade, geomorfologia cárstica, porosidade nas rochas, quantidade de rádio presente nos sedimentos e rochas e microclima nas cavernas são alguns dos fatores que podem contribuir para elevação das concentrações de radônio.

Durante todo o período de estudo houve medição de temperatura e umidade relativa do ar no ambiente das cavernas; buscou-se também o levantamento de dados sobre as condições climáticas da região no período de interesse, que conduzem a formulação de hipótese que relaciona as variações nas concentrações à variação na temperatura externa. Contudo, a complexa dinâmica do radônio em ambientes naturalmente subterrâneos sugere que seria útil e necessária a implementação de um monitoramento contínuo para medidas de radioproteção em cavernas turísticas.

Quanto aos resultados obtidos para estimativa de dose efetiva anual observa-se que, para os cenários que mais se aproximam da realidade, que considera fator de equilíbrio 0,5 e tempo de exposição anual de 26 semanas supondo o tempo de visita para cada caverna, a maior dose foi de 2,3 mSv.a⁻¹ para média aritmética e 2,0 mSv.a⁻¹ para média geométrica das concentrações de radônio na caverna Santana.

Considerando a hipótese do trabalho de 22,5 horas semanais (visitas em todas as cavernas, na sexta, sábado e domingo), a dose efetiva anual total para 26 semanas foi de 4,0 mSv.a⁻¹ para o fator de equilíbrio 0,5, 5,8 mSv.a⁻¹ para fator 0,7 e 8,1 mSv.a⁻¹ para fator de equilíbrio 1 para a média aritmética e ligeiramente menor para a média geométrica.

Considerando trabalho de fim de semana sem folgas para os guias, totalizando 52 semanas, a dose efetiva anual total foi 8,1 mSv.a⁻¹ para fator de equilíbrio 0,5, 11,4 mSv.a⁻¹ para fator de equilíbrio 0,7 e 16,1 mSv.a⁻¹ para fator de equilíbrio 1 para a média aritmética e ligeiramente menor para a média geométrica.

Todos os valores encontrados estão abaixo do limite anual de dose para o trabalhador igual a 20 mSv.a⁻¹ (ICRP 60, 1990).

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Levantamento e investigação detalhada do conjunto de fatores que podem estar relacionados às variações dos níveis de radônio no interior de cavernas, e tentativa de obter maior riqueza de informações sobre as condições climáticas do ambiente em estudo bem como da região estudada.
- Realizar monitoramento aplicando ao menos mais de uma técnica de medida, com técnicas de detecção passiva associada a algum tipo de monitoração ativa.
- Avaliar o radônio nos rios que passam dentro das cavernas para estudar eventuais transferências para o ambiente, caso haja aumento ou decréscimo.
- Estender esta avaliação para outros sítios espeleológicos, uma vez que o potencial de cavernas no Brasil é vasto e há poucos trabalhos sobre o assunto.
- Avaliar os riscos para o indivíduo do público, avaliar os níveis de radônio para cavernas de difícil acesso, avaliar os riscos para pesquisadores que freqüentam o Salão das Flores.
- Determinar o fator de equilíbrio entre radônio e seus descendentes para as cavernas do PETAR, uma vez que existem tantas diferenças entre as mesmas, e estender este estudo para outras cavernas brasileiras.
- Avaliar as doses para os guias considerando taxa de respiração para trabalhos forçados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERIGI, S., PECEQUILO, B.R.S., CAMPOS, M.P., Radon concentrations in caves of Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP, Brazil: preliminary results, **International Congress Series**, Elsevier, v. 1276, p. 403–404, 2005.
- ALBERIGI, S., PECEQUILO, B.R.S., CAMPOS, M.P., Um método alternativo para contagem de traços em detectores sólidos de traços nucleares. In: International Nuclear Atlantic Conference, VII ENAN, Santos, Brasil, 2005b.
- AMGAROU, K., FONT, L.I., ALBARRACÍN, D., DOMINGO, C., FERNÁNDEZ, F., BAIXERAS, C., Semi-automatic evaluation system for nuclear track detectors applied to radon measurements, **Radiation Measurements**, v. 33, p. 203–209, 2001.
- AULER, A., RUBBIOLI, E., BRANDI, R., **As grandes cavernas do Brasil**, Grupo Bambuí de Pesquisas Espeleológicas, Belo Horizonte, 2001.
- AULER, A., ZOGBI, L., **Espeleologia Noções Básicas**, Redespeleo Brasil, 2005.
- AYTEKIN, H., BALDIK, R., ÇELEBI, N., ATAKSOR, B., TAŞDELEN, M., KOPUZ, G., Radon measurements in the caves of Zonguldak (Turkey), **Radiation Protection Dosimetry**, v. 118, nº1, p.117-121, 2006.
- BARROS, E.J.; SILVA, E.L.; KAMINSH, A.; LOPES, A.G.; MAFFRA, C.Q.T; MONTEIRO, L.V.S.; PHILADELPHI, M.A.; LEPINE, R.D. Grupo de Espeleologia da Geociências – USP. Mapeamento da caverna Alambari de Baixo 1985.
- BAYER MATERIAL SCIENCE, Plastic Technologic Center, disponível em: <www.bayer.com.br>. Acesso em: 25/09/2004.
- BINNS, D.A.C., TOLENTINO, J., GOUVEA, V.A., MELO, V.P., Determinação de Radônio-222 no ambiente subterrâneo das mineradoras de ouro da região de Nova Lima – MG, Brasil, In: VI Congresso Geral de Energia Nuclear, Poços de Caldas, Brasil, 1996 CD-ROM.
- BINNS, D.A.C., FIGUEIREDO, N., MELO, V.P., GOUVEA, V.A., Radon-222 measurements in a Uranium-prospecting area in Brazil, **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 38, n.2, p. 249–254, 1998.
- CAMPOS, M.P. **Avaliação do impacto radiológico provocado por materiais de construção em moradores de casas populares**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.
- CAMPOS, M.P. **Torônio no ar: avaliação da dose ocupacional**. 1999. Tese (Doutorado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.
- CAMPOS, M.P., PECEQUILO, B.R.S., MAZZILLI, B.P., Assessment of radon exposure at Termas de Araxá spa, Brazil using Makrofol E detectors, In: International Conference on radioactivity in the environment, p.193–196, Monaco, 2002.

CÉSAR, M.F., FRANCO, M.A.R., Some studies on the registration of particles on Makrofol E, **Nuclear Tracks**, v.12, n.1-6, p.193-196, 1986.

DADVAND, N., SOHRABI, M., A method for reducing background tracks in plastic detectors, **Applied Radiation and Isotopes**, v.49, n.12, p. 1609-1611, 1998.

DA SILVA, A.A.R., **Radônio e filhos em residências**. 2005. Tese (Doutorado) – Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DUFFY, J.T., MADDEN, J.S., MACKIN, G.M, MACGARRY, A.T., COLGAN, P.A., A reconnaissance survey of radon in show caves in Ireland, **Environment International**, v. 22, p.415-423, 1996, Supplement 1.

DURRANI, S.A., Nuclear Tracks: A success story of the 20th century, **Radiation Measurements**, v. 34, p.5-13, 2001.

EAPPEN, K.P., MAYYA, Y.S., Calibration factors for LR-115 (type-II) based radon thoron discriminating dosimeter, **Radiation Measurements**, v. 38, p.5-17, 2004.

EISENBUD, M. **Environmental Radioactivity**. 2nd ed. Academic Press, Orlando, 1987.

ENGE, W., Introduction to plastic nuclear track detectors, **Nuclear Tracks**, v.4, n.4, p. 283 – 308, 1980.

FLEISCHER, R.L., Radon in the environment – opportunities and hazards. **Nuclear Tracks Radiation Measurements**, v. 14, n. 4, p. 421– 435, 1988.

GILMORE, G.K., PHILLIPS, P., DENMAN, A., SPERRIN, M., PEARCE, G., Radon levels in abandoned metalliferous mines, Devon, Southwest England, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 49, p. 281-292, 2001.

GILMORE, G.K., PHILLIPS, P.S., DENMAN, A.R., GILBERSTSON, D.D., Radon in the Creswell Crags Permian limestone caves, **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 62, p.165-179, 2002.

GOOGLE – Mapa de localização das cavernas do PETAR disponível em <www.google.com.br>. Acesso em 09/06/2005.

GOUVEA, V.A., MELO, V.P., BINNS, D.A.C., Concentração de Radônio-222 em interiores de grutas, cavernas e em regiões de mineração no Brasil, In: VI Congresso Geral de Energia Nuclear, Poços de Caldas, Brasil, 1996 CD-ROM.

HO, W., WENG, P., Measurement of radon emanation rate in soil with thermoluminescent dosimeters, **International Journal Applied Radiation and Isotopes**, v.32, p. 521-523, 1981.

IAC – Instituto Agrônomo de Campinas, disponível em <www.iac.gov.br>. Acesso em 25/11/2005.

ICRP 10 – International Commission on Radiological Protection, Report of the Committee IV on evaluation of radiation doses to body tissues from internal contamination due to occupational exposure, Oxford: Pergamon Press: ICRP Publication 10, 1968.

ICRP 23 – International Commission on Radiological Protection, Report of the task group on reference man, Oxford, Pergamon Press: ICRP Publication 23, 1975.

ICRP 60 – International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the international commission on radiological protection, Oxford, Pergamon Press: ICRP Publication 60, 1990.

ICRP 65 – International Commission on Radiological Protection, Protection against radon-222 at home and at work, Oxford, Pergamon Press: ICRP Publication 65, 1993.

ICRP 66 – International Commission on Radiological Protection, Human respiratory tract model for radiological protection, Oxford, Pergamon Press: ICRP Publication 66, 1994b.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, plataforma de coletas de dados meteorológicos disponível em <www.inpe.br>. Acesso em 30/11/2005.

IRCNP – Índice de Referências de Cavidades Naturais disponível em <www.geocites.com/ircnsp>. Acesso em 06/12/2005.

JOVANOVIČ, P., Radon measurements in karst caves in Slovenia, **Environment International**, v. 22, p. S429–S432, 1996. Supplement 1.

KARMANN, I.; BATISTUCCI, N.L.N.; PHILADELPHI, M.A.; BOGGIANI, P.C.; ALCOVER NETO, A.; PISSATO, E.; BARROS, E.J.; SILVA, E.L.; MATTOS, A.C.Y.; SHINOHARA, E.J.; MIHALY, P. **Grupo de Espeleologia da Geociências – USP**. Mapeamento das cavernas Água Suja e Conjunto Morro Preto Couto, 1988.

KARMANN, I., FERRARI, J.A., Carste e cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP, **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**, DNPM, Brasília, v. 43, p. 401-414, 2002.

KHAN, H., A, QURESHI, I.E., TUFAIL, M., Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs), **Radiation Protection Dosimetry**, v.46, n°3, p. 149-170, 1993.

KNOLL, G., F., **Radiation Detection and Measurement**, 2nd ed., Nova York, 1979.

LARIO, J., SÁNCHEZ-MORAL, S., CAÑAVERAS, J.C., CUEZVA, S., SOLER, V., Radon continuous monitoring in Altamira cave (northern Spain) to assess user's annual effective dose, **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 80, p. 161–174, 2005.

LE BRET, M.; NOVO, L.C. **Sociedade Brasileira de Espeleologia**. Mapeamento da caverna Laje Branca, 1962.

MADUAR, M.F. **Comunicação pessoal**, 2001.

MARQUES, M.; SAGOSTAVSKAS, N. **Sociedade Brasileira de Espeleologia**. Mapeamento da caverna Santana, 1972.

MAYYA, Y. S., EAPPEN, K.P., NAMBI, K.S.V., Methodology for mixed field inhalation dosimetry in monazite areas using a twin-cup dosimeter with three track detectors, **Radiation Protection Dosimetry**, v. 77, n. 3, p.177–184, 1998.

MEESEN, G., POFFIJN A., UYTENHOVE, J., BUYSSE, J., Study of passive detector for retrospective radon measurements, **Radiation Measurements**, v. 25, n.1–4, p.591–594, 1995.

MORAES, M.A.P.V., **Detecção de radônio em solos por meio da técnica de detectores de traços nucleares do estado sólido**. 1982. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

NCRP 97 – National Council on Radiation Protection and Measurements, Measurement of radon and radon daughter in air, 1998.

NIKEZIĆ, D., UROŠEVIĆ, V., A theoretical study of radon measurements with activated charcoal, **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research**, nº406, p. 486–498, 1998. Section A.

Estado de São Paulo, Gás radônio é a segunda maior causa de câncer de pulmão, São Paulo, 21 Jun. 2006.

PAPACHRISTODOULOU, C.A., IONNIDES, K.G., STAMOULIS, K.C., PATIRIS, D.L., PAVLIDES, S.B., Radon activity levels and effective doses in the Perama Cave, Greece, **Health Physics**, v. 86, n.6, p.619–624, 2004.

PAULO, S.R., **Dosimetria ambiental de Rn-222 e filhos: Medida da eficiência absoluta do CR-39 levando-se em conta os efeitos do plate-out e fatores ambientais**. 1991. Tese (Doutorado) – Universidade de Campinas, Campinas.

PIESCH, E., AL NAJJAR, S.A.R., JÓZEFOWICZ, K., The two-step electrochemical etching technique applied for polycarbonate track etched detectors, **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**, v. 19, n.1–4, p. 205–210, 1991.

PINZA-MOLINA, C., ALCAIDE, J.M., RODRIGUEZ-BETHENCOURT, R., HERNANDEZ-ARMAS, J., Radon exposures in the caves of Tenerife (Canary Islands), **Radiation Protection Dosimetry**, v. 82, n. 3, p.219–224, 1999.

PNI – IRD, Programa Nacional de Intercomparação de Resultados de Análises de Radionuclídeos em Amostras Ambientais. Rodada Dezembro/2004.

PRZYLIBSKI, T.A., Radon concentration changes in the air of two caves in Poland, **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 45, p.81 –94, 1999.

Pylon Electronics Incorporation, Pylon model RN-150, **Instruction Manual**, 1992.

RAMACHANDRAN, T.V., LALIT, B.Y., MISHRA, U.C., Measurement of radon permeability through some membranes, **Nuclear Tracks Radiation Measurements**, v. 13, n.1, p.81–84, 1987.

Safety Reports Series 33, Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines, IAEA Vienna, 2003.

SAJÓ-BOHUS, L., GREAVES, E.D., PÁLFALVI, J., URBANI, F., MERLO, G., Radon concentration measurements in venezuelan caves using SSNTDS, **Radiation Measurements**, v. 28, n.1–6, p.725–728, 1997.

SANNAPPA, J, CHANDRASHEKARA, M, S, SATHISH, L,A, PARAMESH, L, VENKATARAMAIAH, P, Study of background radiation dose in Mysore city, Karnataka State, India, **Radiation Measurements**, v. 37, p. 55–65, 2003.

SBE – Sociedade Brasileira de Espeleologia – disponível em <www.sbe.com.br>. Acesso em 15/03/2005.

SIMA, O., Computation of the calibration factor for the cup type SSNTD radon monitor, **Radiation Measurements**, v. 25, n.1–4, p.603–606, 1995.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente, Projeto de Desenvolvimento do Ecoturismo na Região da Mata Atlântica – Estudo Ambiental, Governo do Estado de São Paulo, 2005.

SOLOMON, S.B., LANGROO, R., LYONS, R.G., JAMES, J.M, Radon exposure to tour guides in Australian show caves, **Environment International**, v. 22, p. S409–S413, 1996. Supplement 1.

SPERRIN, M., DENMAN, T., PHILLIPS, P.S., Estimating the dose from radon to recreational cave users in the Mendips, UK, **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 49, p.235–240, 2000.

STEINHAUSLER, F. HOFMANN W., LETTNER, H. Thoron exposure of man: a negligible issue? **Radiation Protection Dosimetry**, v.56, n. 1–4, p.127–131, 1994.

TSANKOV, L., PRESSYANOV, D., MITEV, K., GEORGIEV, S., DIMITROVA, I., Automatic counting of chemically etched tracks by means of a computer scanner, **Radiation Measurements**, v. 39, p. 557–559, 2005.

TUREK, K., GELEV, M., DIMOV, I., Comparative measurements of soil gas radon concentration using thermoluminescent and track detectors, **Radiation Measurements**, v.38, p. 843–846, 2004.

UNSCEAR – United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Levels and effects of ionizing radiation, United Nations, New York, 1977.

UNSCEAR – United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, The 2000 Report to the General Assembly with scientific Annexes. New York: United Nations, 2000.

URBAN, M., Passive one-element track etch dosimeter for simultaneous measurement of radon, thoron and decay products in air, **Nuclear Tracks**, v.12, n.1–6, p. 685–688, 1986.

U.S.A. Naval Observatory, Earth`s Seasons Equinoxes, Solstices, Perihelion, and Aphelion 1992–2020, Astronomical Applications Department disponível em <www.usno.navy.mil>. Acesso em 11/11/2003.

VEIGA, L.H.S., MELO, V., KOIFMAN, S., AMARAL, E.C.S., High radon exposure in a Brazilian underground coal mine, **Journal of Radiological Protection**, v.24, p.295–305, 2004.

VENDRAME, F. **Reconheça seus limites numa incursão às cavernas do PETAR**. O Estado de São Paulo, São Paulo, 14 fev. 2006. Caderno Viagem & Aventura, p.8–14.

WARD, III, W.J., FLEISCHER, R.L., MOGRO-CAMAPARO, A., Barrier technique for separate measurement of radon isotopes, **Review of Scientific Instruments**, v. 48, nº 11, p. 1440–1441, 1977.

ZEISS, C., KS 100 Imaging System Release 3.0, 1997. 1 CD-ROM.