

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE FÍSICA GLEB WATAGHIN

Tese de Doutorado

**“Medida Separada de Radônio-222 e de seus filhos no ar:
Monitoração na Cidade de Poços de Caldas – MG e
comparação de atividades envolvendo 2 outras técnicas
de medida de Rn-222 no ar”**

RODRIGO SILVESTRE NEMAN

Orientador: Prof. Dr. Julio Cesar Hadler Neto

Banca Examinadora:

Dra. Emico Okuno – IF/USP

Dra. Carol Hollingworth Collins – IQ/UNICAMP

Dr. José Augusto Chinellato – IFGW/UNICAMP

Dr. Carlos Ourivio Escobar – IFGW/UNICAMP

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu amado filho Rodrigo Márcio que muito tem me ensinado sobre a beleza da vida e a felicidade em forma pura e simples.

À minha amada esposa, Maria, por estar sempre ao meu lado, em todas as etapas da vida, até mesmo quando as probabilidades estão longe de serem encorajadoras. Conto contigo e conte comigo sempre!

Aos meus pais, Silvestre e Leila, e meu irmão Leonardo pelo contínuo apoio, estímulo e torcida. Quero que estejam por perto sempre pois os degraus são muitos.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Julio Hadler pela orientação, idéias, sugestões e, principalmente, pela amizade.

Aos colegas do Grupo de Cronologia pela rica convivência durante estes anos.

À Sandra Carvalho pelo apoio durante todos esses anos e a inestimável ajuda com a revisão desta tese.

Aos funcionários e à diretoria da INB-Caldas e CNEN-Poços de Caldas pela colaboração durante as medidas.

Ao José Flávio Macacini da CNEN-Poços de Caldas pela valiosa e constante ajuda nas medidas de espectrometria gama.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo suporte financeiro concedido para o desenvolvimento deste trabalho.

There is nothing new under the sun but there are lots of old things we don't know.

Ambrose Bierce (1842 - 1914), *The Devil's Dictionary*.

Índice

Resumo.....	01
Abstract.....	03
Introdução Geral.....	05
1 – Aspectos gerais sobre a contaminação e a medida em Poços de Caldas-MG.....	11
1.1 – A Contaminação do radônio.....	11
1.2 – O Comportamento do radônio e filhos em ambientes indoor.....	16
1.3 – Considerações ao medir radônio e filhos.....	18
1.4 – Técnicas de medida empregadas na monitoração de radônio e filhos no ar.....	20
1.5 – A medida em Poços de Caldas-MG.....	24
2 – As técnicas empregadas na medida de campo.....	27
2.1 – Técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa.....	27
2.2 – Técnica do dosímetro NRPB-SSI.....	37
2.3 – Técnica do Carvão Ativado.....	44
2.4 – Experimento sobre efeito do material na performance do dosímetro.....	47
3 – A medida de campo.....	55
3.1 – Determinação das residências.....	55
3.2 – Exposição dos dosímetros de alumínio e NRPB-SSI.....	57
3.3 – Exposição dos coletores com carvão ativado.....	58
4 – Apresentação dos resultados.....	61
4.1 – Manipulação dos detectores.....	61

4.2 – A medida da concentração do Radônio empregando CR-39.....	63
4.3 – A medida das concentrações conjunta de Radônio e filhos, A_T , e de deposição superficial (Plate-out), G, empregando o detector externo do dosímetro de alumínio.....	66
4.4 – A medida da concentração de Radônio empregando a técnica do carvão ativado..	67
4.5 - Discussão dos resultados.....	69
5 – Conclusões Gerais.....	79
Apêndice A - Considerações sobre o funcionamento dos dosímetros.....	83
Referências.....	95
Anexo 1 – Texto distribuído para os moradores das residências monitoradas.....	111
Anexo 2 - Locais de Exposição dos Detectores e Duração da Medida de Campo em Poços de Caldas.....	123
Anexo 3 – Ficha de residência.....	127
Anexo 4 - Residências monitoradas com carvão ativado.....	131
Anexo 5 – Carta para os moradores.....	135

Resumo

Neste trabalho, uma medida das concentrações de radônio e filhos no ar foi conduzida em 39 residências de Poços de Caldas – MG. Esta cidade é conhecida por apresentar altas taxas de radioatividade natural, despertando o interesse de medidas deste tipo. Três técnicas distintas para medir a concentração de radônio foram empregadas: i) técnica do dosímetro NRPB-SSI consistindo em uma câmara de difusão calibrada em câmara de radônio; ii) técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa sendo uma câmara de difusão calibrada via emulsão nuclear; iii) técnica do carvão ativado. Os dosímetros i e ii foram expostos durante um período de 6 meses. Dentre as 39 residências, 10 foram sorteadas aleatoriamente para monitoração bimestral através da técnica iii. A intercomparação dos resultados das concentrações de radônio, para estas três técnicas, mostrou que as técnicas i e ii são compatíveis entre si e a técnica iii somente é compatível caso sejam observados alguns cuidados na exposição. Empregar a técnica do carvão ativado na forma originalmente proposta (uma única exposição durando aproximadamente uma semana) produz resultados que oscilam bastante. Ao considerar a média das quatro medidas para cada residência obtêm-se resultados mais confiáveis porém, ainda imprecisos, levando a necessidade de um uso mais intensivo desta técnica ao longo de vários meses.

Além da concentração de radônio, a técnica ii também mede a concentração dos filhos no ar e a concentração de deposição. As concentrações de radônio obtidas por esta técnica variaram entre 40 e 330 Bq m⁻³ e o valor médio encontrado foi de 133 ± 11 Bq m⁻³. As concentrações dos filhos no ar oscilaram entre 2 e 193 Bq m⁻³ e o valor médio encontrado foi de 53 ± 7 Bq m⁻³.

Uma correlação pobre entre a concentração do radônio e a dos filhos no ar foi encontrada, indicando a necessidade de medidas diretas dos filhos, os verdadeiros contaminantes, no lugar de predizê-las utilizando a concentração do pai e um fator de equilíbrio médio.

Abstract

In this work the results of an intercomparison employing three distinct techniques for measuring indoor radon activity are discussed: i) NRPB-SSI dosimeter, a diffusion chamber, CR-39 based, calibrated in a controlled radon chamber; ii) our dosimeter, a diffusion chamber, CR-39 based, calibrated via nuclear emulsion; iii) activated charcoal technique. 39 dwellings of Poços de Caldas city (Minas Gerais State, Brazil), located in a high natural radioactivity region, have been monitored during a six month period. Dosimeters i e ii were exposed continuously in all the 39 dwellings and dosimeter iii was exposed 10 of them, randomly chosen. In this case the individual exposures lasted around 5 days and 4 equally time spaced exposures were made in each dwelling. Comparing each dwelling, results produced by techniques i and ii show a great level of concordance. Results of technique iii show fluctuations so that only their mean results statistically agree with the other techniques.

In addition to radon activity, dosimeter ii is capable to assess time integrated radon daughters (RD) activities and plated-out activity. Radon activities ranged from 40 to 330 Bq m⁻³ and their mean value was 133 ± 11 Bq m⁻³. Radon daughter activities in the air ranged from 2 to 193 Bq m⁻³ and their mean value was 53 ± 7 Bq m⁻³.

A poor correlation between radon activity and RD (the real contaminants) activity in the air was found, indicating the need to directly assess RD concentration instead of assess only radon concentration and employ mean value of equilibrium factor to predict RD concentration.

Introdução Geral

O radônio (^{222}Rn) e seu isótopo torônio (^{220}Rn) foram descobertos em 1900, o primeiro por E. Rutherford e R. B. Owens e o segundo por F. E. Dorn. A discussão de suas propriedades e características ficou restrita ao meio acadêmico durante a primeira metade do século XX. O radônio é o único elemento natural sendo ao mesmo tempo um gás nobre e radioativo em todas as suas formas isotópicas.

Gases despertam interesse por sua inalação poder representar um risco a saúde das pessoas e por possuírem uma mobilidade que transporta informações por longas distâncias na terra e na atmosfera. Estas duas características tornam o radônio um problema para a saúde pública e ao mesmo tempo um aliado em estudos geológicos.

Há registros de altas taxas de mortalidade em trabalhadores de minas subterrâneas desde 1500 [Agr 50], quando nas montanhas Erz, entre a Alemanha e a República Tcheca, mineiros sofriam de uma doença denominada “Bergkrankheit” que, provavelmente, representava enfermidades típicas destes trabalhadores como câncer de pulmão, tuberculose e silicose. A exposição a uma atmosfera com excesso de radônio tem sido relacionada com a incidência de casos de problemas respiratórios em trabalhadores de minas desde as primeiras décadas do século XX. Com o passar do tempo verificou-se a existência de concentrações de radônio (em geral menores que as encontradas em minas) no interior de residências. O radônio foi reconhecido como um problema para a saúde pública apenas nos anos 70 e, desde então, pesquisadores no mundo inteiro buscam evidências que nos ambientes de convívio humano (ambientes “indoor”), principalmente nas residências, os

efeitos desta contaminação sejam tão danosos à saúde das pessoas quanto no interior das minas¹.

A periculosidade da contaminação do ar pelo radônio está em seus produtos de decaimentos que são metais radioativos. Estes se difundem pelo ar e, quando inalados, podem ficar retidos no sistema respiratório fornecendo uma dose interna de radiação a cada desintegração alfa subsequente. Acredita-se que esta partícula alfa pode danificar o DNA das células epiteliais do sistema respiratório, que ficam em contato com o ar, por meio da energia que transferem ao atravessá-las. Desta forma, presume-se que o risco de câncer de pulmão associado com a exposição ao radônio varie de acordo com a dose da energia alfa entregue às células pulmonares.

A relação entre a exposição aos filhos do radônio e a dose recebida pelas células do sistema respiratório é extremamente complexa e depende tanto de fatores biológicos como físicos. Dentre eles a característica e quantidade do ar inalado e os fatores fisiológicos do pulmão [Rob 90, Jam 88, Nat 84]. Os fatores físicos garantem que a exposição em minas ocorre de forma diferente da exposição em residências, desta forma, usar as evidências epidemiológicas em minas para estimar o risco do radônio em residências requer primeiramente uma comparação da dosimetria devido aos filhos em ambos os ambientes.

Levantamentos de riscos têm sido realizados com o objetivo de determinar a magnitude da questão do câncer de pulmão associado à exposição de radônio em ambientes de convívio humano. Devido a grande dificuldade de se obter medidas representativas das concentrações dos filhos no ar e estabelecer modelos biológicos adequados ao estudo dos efeitos desta contaminação, o resultado dos principais modelos de projeção de riscos diferem substancialmente entre si.

¹ Minas de urânio, carvão e metais estão entre as citadas na literatura.

A determinação de uma concentração de radônio associada a um nível de risco de câncer de pulmão aceitável torna-se problemática [Sam 89] e grandes incertezas a respeito dos riscos (ou benefícios?)² oriundos de baixas doses de radiação permanecem em aberto, existindo trabalhos que apontam correlação entre radônio e câncer de pulmão, anti-correlação e até não-correlação tornando este campo promissor para novas investigações.

Henshaw e colegas, em um trabalho polêmico [Hen 90], correlacionou a incidência de leucemia e outros tipos de câncer (inclusive infantis) à ocorrência de radônio utilizando dados internacionais. De acordo com seus resultados, no Reino Unido, a causa de 6 a 12 % do total dos casos de leucemia registrados podem estar atribuídos ao radônio e seus filhos; na região de Cornwall³, uma localidade onde a concentração de radônio média é cinco vezes maior que a média nacional, a incidência da leucemia relacionada ao radônio varia entre 23 e 43% dos casos. Os autores consideram também que, para uma concentração global média de 50 Bq m⁻³, de 13 a 25% dos casos de leucemia em todas as idades podem estar associados ao radônio.

Vários debates sobre os resultados de Henshaw ocorreram. A Nature publicou um artigo de Peto do “Institute of Cancer Research-UK” onde os resultados de Henshaw et al. são comentados e questionados [Pet 90]. O National Radiological Protection Board da Inglaterra (NRPB) colocou estes resultados em xeque ao afirmar que os registros dos casos de câncer e as estimativas da exposição média de radônio são de precisão questionável em alguns países e que as correlações internacionais entre taxas de câncer em adultos e radônio são poucas e estatisticamente não significantes quando os dados menos confiáveis são excluídos.

² Existe um espectro de opiniões a respeito da baixa dose, indo da hormese (a baixa dose é boa pois células com poucos danos aprendem a se reparar) até o outro extremo onde a baixa radiação é sempre nociva.

³ Cornwall ou Cornuália é uma região do Reino Unido com aproximadamente 3500 km² e 340 mil habitantes.

Devido a falta de um consenso internacional sobre a problemática do radônio em residências, vários países, através de suas agências competentes, estipulam níveis de referência e, em alguns deles um segundo nível, o de ação, a partir do qual medidas para mitigar as concentrações são tomadas. Na Holanda o nível de referência é 20 Bq m^{-3} e está entre os mais baixos do mundo. Nos Estados Unidos a Environmental Protection Agency-EPA estabelece a referência em 148 Bq m^{-3} . Nos países europeus o nível de referência varia entre 200 e 400 Bq m^{-3} existindo um esforço para uma diretiva unificada. Finalmente, o Canadá possui um dos maiores níveis de referência, 800 Bq m^{-3} [Col 95, Ris 98].

De modo sistemático, o levantamento de dados sobre as concentrações de radônio em ambientes de convívio humano pode ser dividido em 3 categorias: Estudo Epidemiológico, Estudo de Casos e Medida de Campo. Os dois primeiros estão relacionados com a busca da causa de uma determinada doença, o terceiro com a determinação das concentrações médias que as pessoas estão sujeitas em uma dada região, cidade ou país.

Neste estudo, uma medida de campo na Cidade de Poços de Caldas-MG (conhecida por ser uma região de alta radioatividade natural) foi conduzida empregando três técnicas de medida distintas focada em dois objetivos: obter uma medida representativa da concentração média dos filhos (verdadeiros contaminantes) nas residências monitoradas e intercomparar os resultados das técnicas empregadas.

Medidas representativas das concentrações médias dos filhos é um tema em aberto na literatura, foi pouco explorado até o momento, devido às dificuldades que as características destes interpõe ao processo de monitoração. No capítulo 1 estas dificuldades são apresentadas e no capítulo 2 a técnica capaz de contorná-las é discutida.

Se por um lado a questão radônio/saúde é tema de discussões sem fim, resultados muitas vezes conflitantes e várias investigações, por outro o uso em ciências geológicas tem trazido benefícios incontestáveis. Medidas de taxas de exalação do solo e concentrações no ar podem ser usadas para [Dur 97, Kha 91]:

- localização de depósitos subterrâneos de urânio, tório, gás e óleo;
- estudos de processos vulcânicos para mapear falhas e caracterizar fontes geotérmicas;
- predição de terremotos e atividade vulcânica.

Devemos continuar evoluindo no entendimento sobre o radônio tirando proveito de suas características únicas e, ao mesmo tempo, conviver de forma consciente com um risco em potencial. Esta é uma área interessante e aberta a novos debates e iniciativas.

Capítulo 1

Aspectos gerais sobre a contaminação e a medida em Poços de Caldas-MG

1.1 A contaminação do Radônio

O radônio é um gás monoatômico incolor e inodoro, quimicamente inerte e o elemento mais pesado da coluna 0 da tabela periódica, sendo, portanto, um gás nobre. Diferentemente dos outros gases desse grupo, o radônio não possui isótopos estáveis, sendo estes radioativos e ocorrendo igualmente de forma natural. Cada um dos três isótopos está associado a uma série de decaimento radioativo distinta. Estas séries começam com os radionuclídeos ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U .

O Radônio-222, com uma meia-vida de 3,8 dias, é parte da cadeia de decaimento do Urânio (^{238}U) e é o radionuclídeo mais importante entre os 3 isótopos devido a sua concentração em ambientes de convívio humano e aos efeitos para a saúde associados com a exposição dos seus produtos de decaimento⁴.

O Radônio-220, também conhecido como torônio, é parte da cadeia de decaimento do Tório (^{232}Th) e possui meia vida de apenas 56 segundos. Por ter uma pequena meia-vida, sua concentração e de seus filhos em ambientes de convívio humano torna-se limitada, sendo significativa apenas em circunstâncias especiais, como por exemplo, lugares onde a incidência de tório é abundante no solo.

⁴ Na literatura referidos como filhos do radônio ou radon daughters.

O Radônio-219, conhecido arcaicamente como actinônio por pertencer à série do actínio ou Urânio-235 (^{235}U), não contribui significativamente na exposição das pessoas devido a sua curtíssima meia-vida de 4 segundos e a baixa abundância natural do ^{235}U , que tem concentração aproximadamente 20 vezes menor que a do ^{238}U [Sex 94].

Desta forma, na literatura o termo radônio é empregado apenas para o ^{222}Rn .

As séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th estão presentes na figura 1.1.1. Em ambas as séries, uma sequência de decaimentos α e β ocorrem de modo que o último elemento seja um isótopo estável do Chumbo. Ao longo das cadeias também ocorrem emissões de raios X e gama devido à transição de radionuclídeos que, ao serem gerados, passam do estado excitado original para o estado fundamental. Os elementos com letras vazadas são aqueles cuja exposição em ambientes de convívio humano geram doses ao serem inalados⁵ (dose interna), principalmente aqueles que decaem por emissão de partícula alfa, como o caso do ^{218}Po e ^{214}Po da série do ^{238}U .

Os radionuclídeos ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U são primordiais, ou seja, eles estavam presentes na origem da Terra, e possuem meia-vida com ordem de grandeza da idade da mesma ($\sim 4,5 \cdot 10^9$ anos). A abundância destes radionuclídeos varia geologicamente de local para local, no entanto, suas ocorrências estão amplamente distribuídas por toda a crosta terrestre. Wolleberg e Smith [Wol 90], através das emissões gamas que ocorrem nas séries do ^{238}U e ^{232}Th , determinaram as concentrações médias destes radionuclídeos em vários tipos de rochas e estimaram que a concentração média da crosta continental superior, ponderada pela abundância dos vários tipos de rocha, é de 50 Bq kg^{-1} ($1,4 \text{ pCi g}^{-1}$) para cada um destes radionuclídeos. No solo estas concentrações chegam a ser 30% menores. De forma geral,

⁵ Também geram dose externa ao decaírem no ar próximo às pessoas, sendo esta menos problemática.

excluindo as regiões onde há minas de urânio e atividades mineradoras, as concentrações observadas para o solo variam entre 10 e 200 Bq kg⁻¹ (0,3 a 5,4 pCi g⁻¹) [Myr 83].

Devido à presença do Rádio em toda a crosta terrestre, os isótopos ²²²Rn e ²²⁰Rn tornam-se partes constituintes dos fluidos presentes nos espaços porosos do solo e nos lençóis de água subterrânea. Neste último caso a origem pode ser tanto o rádio presente no material sólido que envolve o lençol como o rádio dissolvido na própria água.

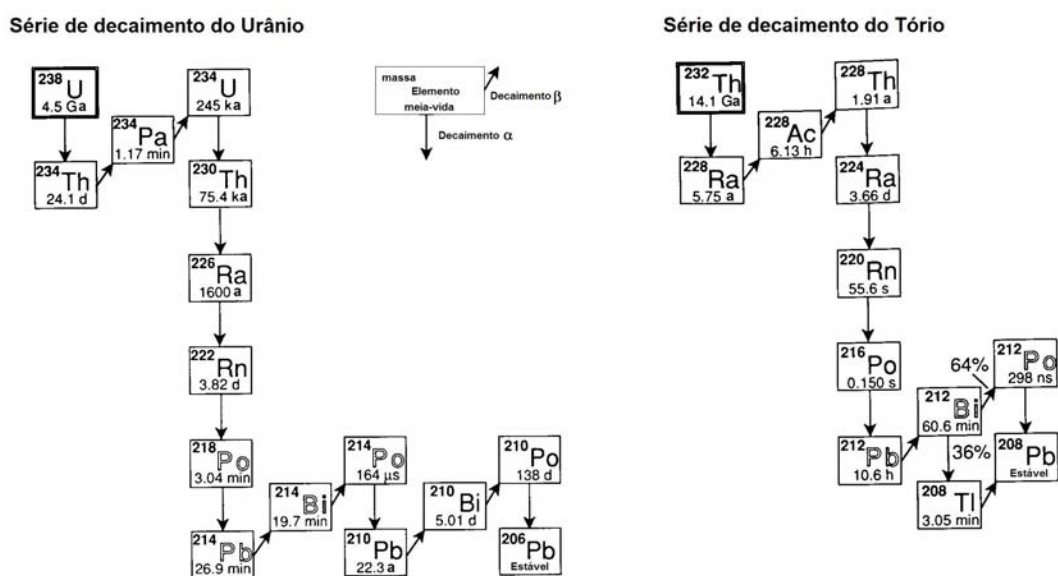


Figura 1.1.1: As séries de decaimento do ²³⁸U e do ²³²Th. Os elementos com letras vazadas são os responsáveis pela dose interna e causadores de efeitos na saúde atribuídos a exposição por radônio. Para fins dosimétricos apenas os emissores alfa são considerados pois respondem quase que totalmente aos danos causados às células.

O ²²²Rn geralmente é mais abundante nos grãos minerais sendo em média 25 vezes menos abundante no gás retido pelo solo, 1000 vezes menos no interior das residências (ambientes de convívio humano). Comparando com estes ambientes, o ar externo às

residências é 5 vezes menos abundante em radônio e, finalmente, sobre o oceano 100 vezes [Dur 97].

Este trabalho está concentrado na contaminação dos ambientes de convívio humano pelo ^{222}Rn e seus filhos emissores alfa (^{218}Po e ^{214}Po). Em geral, as fontes de radônio nestes ambientes são o solo, o ar do exterior, a água encanada e os materiais de construção que o envolvem. O radônio, com uma meia-vida de 3.8 dias, ao exalar das superfícies materiais, difunde-se através do ar tendendo a distribuir-se homogeneamente⁶ nos cômodos. Quando os filhos começam a surgir devido ao decaimento do pai, tem-se uma atmosfera com elementos metálicos em difusão. Os filhos são muito reativos, estabelecendo ligações químicas com facilidade.

A periculosidade da contaminação do ar pelo radônio reside justamente em seus filhos que, ao serem inalados, têm grande probabilidade de ficarem retidos nas vias respiratórias⁷ e ao decaírem emitem partículas alfa e beta e raios gama [Bal 80]. Para a dosimetria interna, apenas as partículas alfa são importantes⁸. As partículas beta e os raios gama oriundos dos decaimentos possuem uma pequena taxa de transferência de energia linear nos tecidos e efeitos biológicos muito pequenos tornando suas contribuições para a dose desprezíveis.

O estudo de casos de câncer associados ao radônio ocorrem sempre de forma epidemiológica descrevendo a ocorrência da doença e determinando suas causas na população.

⁶ Isto ocorre apenas quando não há ventilação (troca de ar) nos ambientes.

⁷ O radônio, embora inalado também, possui grande probabilidade de ser expelido devido a sua meia-vida e ao fato de ser inerte, contribuindo pouco com a dose interna recebida.

⁸ De acordo com a norma da CNEN NE-3.01 (<http://www.cnen.gov.br/seguranca/normas.asp>), no cálculo do equivalente de dose a partícula α tem fator de qualidade (ponderação) 20 ao passo que a partícula β e a radiação gama têm fator de qualidade 1.

A origem celular do câncer de pulmão é controversa e os mecanismos biológicos envolvidos na carcinogênese devido ao radônio e filhos ainda não estão esclarecidos. Sabe-se que todos os principais tipos de células presentes no epitélio que compõe as vias aéreas potencialmente podem sofrer transformações malignas [Nat 91, Mcd 83, Yes 81]. A carcinogênese induzida pelas partículas alfa no trato respiratório ocorre de forma mais freqüente nas células secretoras de muco e nas células basais dos brônquios [Nat 91].

Desde os anos 90 vários autores estimam que a inalação do radônio pode induzir uma pequena quantidade de radiação para as células da medula óssea e, conseqüentemente, aumentar o risco de leucemia. Diversos estudos epidemiológicos relatados têm mostrado resultados contraditórios com relação a uma possível correlação entre a incidência de leucemia em indivíduos e a exposição ao radônio e filhos [Lau 04]. Bridges e colaboradores [Bri 91] conduziram um experimento com indivíduos leucêmicos adultos, não fumantes e com idades entre 36 e 55 anos. Foi observada uma associação significativa ($t = 3,47$, $p < 0,01$) entre a freqüência de mutações em genes *hprt*⁹ dos linfócitos T e as concentrações domésticas de radônio que estes indivíduos estavam sujeitos.

De acordo com o National Council on Radiation Protection and Measurements dos Estados Unidos – NCRP, entre as fontes de radiação ionizante que a população americana está sujeita, a radiação natural contribui com a maior porcentagem da média anual total da dose efetiva equivalente. Conforme pode ser observado na figura 1.1.2, 55% deste total origina-se do radônio e filhos podendo este resultado variar de localidade para localidade. Em duas cidades inglesas, Cornwall (com altas taxas de radiação natural) e Londres, as contribuições encontradas do radônio na dose total que a população recebe foram de 80 e 40% respectivamente [Met 92].

⁹ Abreviatura do gene “hypoxanthine guanine phosphoribosyl transferase”.

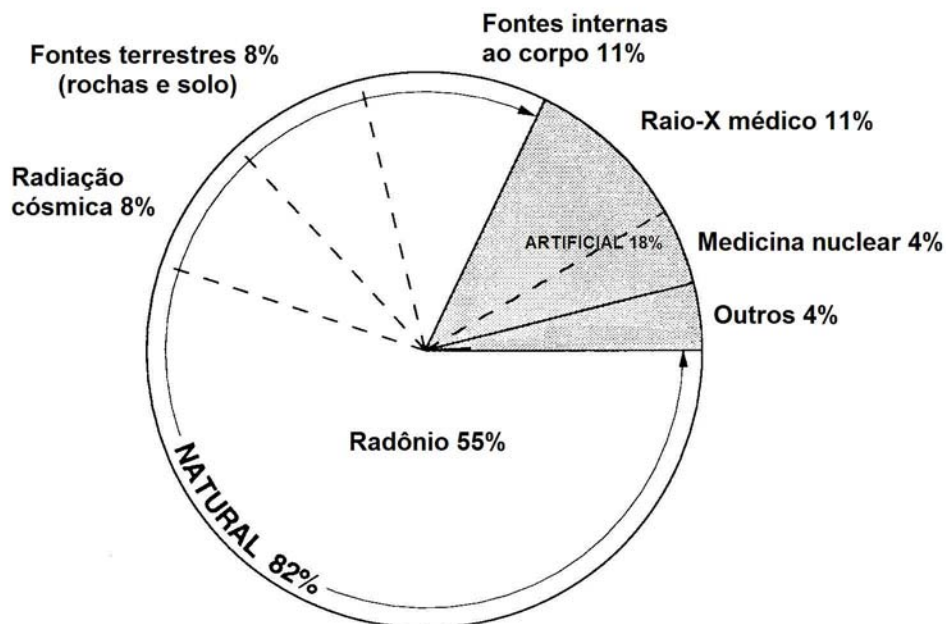


Figura 1.1.2: Exposição às fontes de radiação que a população americana está exposta.

Figura adaptada do NCRP Report 93 de 1987 [Nat 87].

1.2 O comportamento do radônio e filhos em ambientes indoor

Para obter medidas confiáveis das concentrações de radônio e filhos, é importante conhecer como se comportam nos ambientes de convívio humano ao longo do tempo e espacialmente. Inúmeros fatores influenciam a difusão e a concentração destes radionuclídeos no ar. Estes fatores estão ligados à capacidade de contaminação das fontes, aos hábitos dos moradores e a fenômenos climáticos. O simples hábito de manter uma janela aberta ou fechada de maneira contínua afeta o transporte do radônio e filhos no

interior da residência, já que o gás, ao se difundir em um cômodo onde pouca ou nenhuma troca de ar com o exterior ocorre tende a permanecer no mesmo.

As concentrações de radônio e filhos em ambientes de convívio humano variam ao longo dos dias drasticamente de acordo com o tempo, a temperatura, a taxa de troca de ar, a pressão etc [Naz 85, Sex 87, Dur 97]. Também é observada a variação da concentração ao longo das estações tendendo a ser maior no inverno devido ao maior tempo que as residências permanecem fechadas [Nem 00, Nem 99, Ram 94, Kul 01]. Na figura 1.2.1 está representada a variação do radônio por um período de 1 ano.

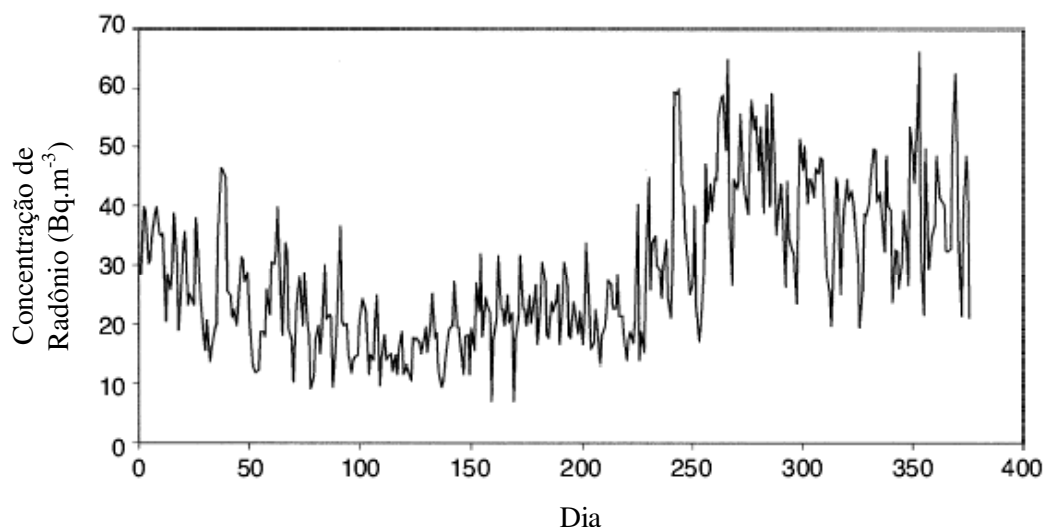


Figura1.2.1: Variação da concentração de radônio em residência de Frankfurt-Alemanha monitorada de hora em hora por um período de 376 dias entre os dias 21/02/1994 e 03/03/1995. Figura adaptada de Miles, 2001 [Mil 01].

Além da variação temporal nas concentrações citadas acima, uma característica peculiar da contaminação em estudo aparece quando se leva em consideração a distribuição espacial dos radionuclídeos. Como a dose interna de radiação é recebida dos filhos torna-se importante o conhecimento de como eles se distribuem no ar. Diferentemente do radônio,

que é inerte, o caráter metálico torna os filhos quimicamente ativos, possibilitando que fiquem aderidos a várias superfícies materiais e até mesmo aos aerossóis em suspensão no ar [Raa 69]. O ^{222}Rn , ao decair, transforma-se no ^{218}Po que sofre um recuo com energia aproximada de 90 keV. Possui carga positiva devido à remoção de elétrons orbitais pela partícula alfa emitida do núcleo ou ao movimento de recuo (cerca de 50 μm). O tempo que permanece carregado e o tipo de reação química que estabelece com as superfícies e os aerossóis ainda não foi elucidado de forma satisfatória.

A taxa com a qual os filhos do radônio se aderem aos aerossóis depende tanto da velocidade de difusão dos filhos, que é grande, como da concentração dos aerossóis. Geralmente uma fração entre 85 e 94% dos filhos no ar encontra-se aderida aos aerossóis [Pos 97], tornando-se assim a fração aderida¹⁰. A concentração destes aerossóis pode variar de 10^{-3} cm^{-3} (área rural com ar “limpo”) até 10^5 cm^{-3} (em áreas urbanas) [Jun 63]. O tamanho dos aerossóis também é bastante variável, o que leva a uma grande variação na mobilidade dos filhos.

Ao colidirem com as superfícies materiais durante a difusão (paredes e objetos), os filhos podem ficar depositados. Este fenômeno é conhecido como “plate-out” e influencia criticamente a distribuição destes radionuclídeos no ar em um dado ambiente pois, próximo às superfícies, suas concentrações decrescem assintoticamente [Big 89a, Big 89b].

1.3 Considerações ao medir radônio e filhos

¹⁰ Na literatura o termo aderido (“attached”) geralmente se refere apenas aos filhos presos aos aerossóis. Quando estes estão presos em superfícies materiais o termo empregado é deposição (“plate-out”).

As dificuldades que surgem ao medir radônio e filhos no ar são devidas às suas características de distribuição temporal e espacial. Como a concentração destes radionuclídeos varia muito com o tempo, as técnicas de medida onde a exposição dura horas ou poucos dias devem ser utilizadas com cautela. Tais técnicas produzem resultados, em geral, pouco representativos das concentrações médias que as pessoas estão expostas em ambientes de convívio humano. Por outro lado, elas têm a vantagem de informar rapidamente o quão insalubre um ambiente é em um dado momento.

Técnicas com período de exposição de vários meses, onde o detector integra no tempo a informação sobre as concentrações, geralmente são mais econômicas e fáceis de aplicar, fornecendo resultados que são representativos de médias. Estas técnicas são adequadas para medidas de campo, como é o caso deste estudo.

Para contornar a questão da variação temporal das concentrações de radônio e filhos no ar, Pinel et al. e Baysson et al. [Pin 95, Bay 03] sugerem um método para determinar um fator de calibração (estimado estatisticamente) para que o valor médio encontrado em uma medida de campo com duração de t meses ($t < 12$) seja corrigido para a média anual.

Com relação à distribuição espacial dos filhos do radônio, o fenômeno de deposição trás grandes dificuldades na medida direta de suas concentrações, já que o próprio equipamento utilizado causa distúrbios na distribuição dos filhos em suas imediações. Por outro lado, as taxas de deposição dos filhos dependem fortemente de fatores ambientais que devem ser levados em consideração.

Estas dificuldades levam os pesquisadores a medir a concentração dos filhos com técnicas ativas (descritas na próxima seção) obtendo uma medida instantânea de suas concentrações. Para uma medida indireta da concentração média dos filhos do radônio, é comum o uso do fator de equilíbrio, F [Swe 83].

F_i , o fator de equilíbrio do filho i , é definido como o quociente entre a concentração do filho i e a concentração do radônio. A determinação de F_i , e até mesmo o fator de equilíbrio global F , em um sistema que não é completamente fechado não é fácil, sendo adotado um valor médio de 0,5 ou 0,4 como referência global [Uns 93, Dur 93]. O fator de equilíbrio é influenciado principalmente pela troca de ar (ventilação) do ambiente. Em um caso de equilíbrio de atividades, naturalmente $F_1 = F_2 = F_3 = F_4 = F = 1$ para todos os quatro filhos de meia-vida curta do radônio.

Ao utilizar o fator de equilíbrio em conjunto com a concentração de radônio para prever as concentrações dos filhos admite-se equivocadamente que a presença do radônio é um fator suficiente para garantir a presença dos filhos em um dado ambiente. Neste trabalho, uma verificação direta deste fato foi conduzida ao medir separadamente as concentrações de radônio e filhos.

1.4 Técnicas de medida empregadas na monitoração de radônio e filhos no ar

As técnicas empregadas na monitoração de radônio e filhos funcionam detectando as emissões alfa, beta e gama¹¹ de seus decaimentos. Estas radiações geram íons nos materiais que atravessam e as técnicas de medida são baseadas na detecção tanto desta ionização como nos efeitos por ela causados.

¹¹ Métodos baseados na detecção beta são muito pouco usados.

As técnicas podem ser divididas quanto ao tempo de exposição dos detectores em dois tipos: as pontuais e as integradas no tempo. Nas pontuais os dispositivos são expostos por um período de alguns minutos. Nas integradas no tempo os dispositivos monitoram continuamente o meio por um período de alguns dias ou até mesmo meses e recebem este nome pois acumulam a informação dos decaimentos durante todo o período e fornecem um resultado médio das concentrações para o período correspondente.

Quanto ao tipo de coleta de dados, elas podem ser divididas em ativas e passivas. Nas técnicas passivas os detectores são expostos no meio que se pretende medir as concentrações registrando as emissões que ocorrem em sua direção. Nas técnicas ativas uma amostra do meio é coletada e analisada.

Vários fatores precisam ser levados em consideração ao selecionar os métodos e instrumentação para a medida das concentrações do radônio e/ou filhos. Dentre estes fatores estão o objetivo da medida, a grandeza a ser medida e a duração da exposição. No caso deste trabalho, onde as concentrações de radônio e filhos foram determinadas em várias residências, um método que forneça uma média semestral ou anual é uma escolha prática pois, além de fornecer valores representativos das concentrações que os moradores estão sujeitos, é de fácil aplicação e baixo custo se comparado, por exemplo, a uma monitoração feita de hora em hora.

Entre as técnicas mais utilizadas para a medida das concentrações de radônio e filhos estão:

- 1 - Técnicas baseadas em detectores de traços: quando partículas alfa incidem nestes detectores criam um rastro de ionização ao desarranjar sua estrutura molecular. Este rastro, denominado na literatura como traço latente, apresenta diâmetro entre 3 e 5 nm [Cha 77]

podendo ser aumentada para alguns micrometros através de um ataque químico conveniente, tornando-se assim, suscetível de observação via microscopia óptica. Após um período de exposição variando entre algumas semanas e 1 ano, o detector é encaminhado para o laboratório, atacado e a densidade de traços em sua superfície é determinada. Esta densidade é então relacionada com a concentração de interesse, por meio de fórmulas que levam em consideração fatores de calibração e/ou eficiências da exposição. Estes detectores podem ser expostos diretamente no ar ou dentro de dosímetros confeccionados com materiais e geometrias de interesse [Kha 93, Nik 99].

2 – Técnicas baseadas no carvão ativado: medem apenas a concentração do gás radônio e usa o carvão para coletá-lo do ambiente (através de difusão), por um período que varia de um dia a uma semana. Após a exposição o carvão é enviado para o laboratório onde é realizada uma contagem gama para quantificar a concentração de radionuclídeos na amostra. Essa contagem é então relacionada com a concentração do radônio no ar [Coh 83, Coh 86, Geo 84].

3 – Técnicas baseadas em amostras coletadas: podem ser empregadas para determinar tanto a concentração do radônio como a dos filhos. Consiste em usar um cintilador para registrar as partículas alfa emitidas por uma pequena célula coletora (no caso do radônio) ou por um filtro (no caso dos filhos). A duração da medida é em torno de 10 minutos, resultando com isso na concentração instantânea. Os resultados desta técnica, embora sejam rapidamente obtidos, não fornecem uma medida direta das taxas de exposição média nos ambientes devido à variação das concentrações com o tempo [Geo 96].

Algumas técnicas com adaptações criativas também são encontradas na literatura, Fleischer e colaboradores [Fle 01] propuseram utilizar as lentes de óculos acrílicas das pessoas como um dosímetro pessoal. As lentes acrílicas são conhecidas comercialmente como CR-39¹², que é o mesmo material utilizados nos detectores de traços de estado sólido. Uma pessoa que utiliza a mesma lente por 5 anos teria então a informação da dose recebida neste período registrada em forma de traços latentes na mesma, bastando atacá-las quimicamente, calibrando de forma conveniente a densidade de traços observada com a dose estimada. Samuelsson [Sam 88] criou uma técnica baseada no comportamento do ^{210}Po , que é um filho do radônio emissor alfa com meia-vida de 22 anos. Este radionuclídeo se atacha aos vidros das residências de forma firme e medindo a concentração superficial alfa deste radionuclídeo nos vidros, as concentrações integradas no tempo tanto do radônio como dos filhos podem ser estimadas.

Neste estudo, técnicas do tipo 1 e 2 foram utilizadas e são descritas em detalhes no capítulo 2.

Em linhas gerais, antes de iniciar um monitoramento de radônio e filhos, deve-se levar em consideração os fatores que determinam a escolha dos métodos de medida e instrumentação. Os principais fatores são:

- i) Objetivos da medida: medida das concentrações, identificação das fontes, taxas de exalação ou medidas dos efeitos na saúde das pessoas;
- ii) Parâmetros de medida: radônio, filhos, deposição, torônio etc;
- iii) Meio: ar, água, solo ou materiais de construção;
- iv) Resultados desejados: instantâneos, contínuos ou médias integradas;

¹² CR-39 é o nome comercial do composto Polialilil Diglicol Carbonato (PADC).

- v) Método de medida: ativo ou passivo;
- vi) Duração da medida: coleta de amostra, exposição de curto prazo ou exposição de longo prazo;
- vii) Método de análise: no local ou laboratório;
- viii) Especificações de operação: temperatura, umidade etc;
- ix) Performance: limites de detecção, exatidão e precisão.

1.5 A medida em Poços de Caldas

A escolha da cidade de Poços de Caldas para a presente monitoração e intercomparação de técnicas ocorreu por dois motivos. O primeiro, e mais importante, está relacionado com o fato da cidade possuir alta incidência de radiação natural despertando, com isso, o interesse em medidas deste tipo. O segundo, de ordem operacional, está relacionado à proximidade entre a Unicamp e esta cidade (150 km).

A cidade situa-se no planalto de Poços de Caldas, na região sudoeste do estado de Minas Gerais, e possui uma população de aproximadamente 140.000 habitantes. Sua altitude média é de 1200 m, seu clima é ameno, com inverno seco e verão brando. Duas estações climáticas típicas são definidas: o inverno de abril a setembro, com temperaturas mais baixas e menores índices pluviométricos (temperatura média de 15° C e total de 315 mm de chuvas) e o verão de outubro a março com temperaturas mais elevadas e maiores precipitações (temperatura média de 21° C e total de 1430 mm de chuvas), a média pluviométrica anual é de 1745 mm e a temperatura média é de 18° C.

O planalto de Poços de Caldas é uma das maiores intrusões alcalinas do mundo, com cerca de 35 km de diâmetro e 70 anomalias radioativas. É constituído por rochas mesozóico-cenozóicas de filiação alcalina, encaixadas em embasamento arqueano representado por gnaisses, migmatitos e granulitos [Sch 84]. O maciço alcalino é constituído, quase que totalmente, de nefelina-sienitos. Sua área central sofreu intensa atividade hidrotermal, representada pela existência de rochas pobres em sílica e alumínio e rica em potássio, constituindo controle litológico de mineralizações uraníferas [Fil 95, Oli 74]. As ocorrências de minerais radioativos espalhadas pelo planalto podem ser agrupadas em três associações: urânio-zircônio, tório-terras raras e urânio-molibdênio. Estas associações podem ser desde simples ocorrências (indícios) a importantes depósitos onde atividades mineradoras ocorrem.

O interesse na dose que a população de Poços de Caldas (e do planalto como um todo) recebe tem sido refletido na literatura [Vas 87, San 90, Ama 88, Ama 92, Vei 03, Mag 03, Vei 99]. Essa dose pode ser devido à exposição gama em ambientes internos e externos; inalação de radônio, torônio e filhos em ambientes internos e externos; inalação de partículas radioativas do solo em ambientes internos e externos; ingestão de produtos locais (agropecuários, água e peixe). Amaral et al. [Ama 92] estima que dentre todas estas fontes, a inalação de radônio e filhos contribui com 70% da dose recebida por um indivíduo adulto.

Capítulo 2

As técnicas empregadas na medida de campo

Três técnicas distintas foram usadas na monitoração em Poços de Caldas:

- Técnica do Carvão Ativado para a medida da concentração de Radônio-222 no ar;
- Técnica do Dosímetro NRPB-SSI para a medida da concentração de Radônio-222 no ar;
- Técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa, para a medida das concentrações separadas do Radônio-222 e filhos no ar, assim como as concentrações dos filhos depositados em superfícies materiais.

Neste capítulo será abordado o funcionamento de cada técnica.

2.1 Técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa

Um dos pontos centrais deste projeto é utilizar a técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa [Had 94, Pau 91] para a medida da concentração separada do radônio e seus filhos no ar e a concentração superficial (de deposição) dos filhos do radônio em residências de Poços de Caldas. Os resultados obtidos através desta técnica serão intercomparados com os resultados obtidos pelas demais.

2.1.1 Breve descrição da técnica

Esta técnica consiste originalmente em utilizar uma montagem de placas paralelas como a da figura 2.1.1, composta por duas placas acrílicas com 14 cm de lado, distantes 4 mm uma da outra por meio de 4 separadores com 1,5 cm de lado localizados nos vértices das placas. Assim, a abertura de cada lateral da montagem equivale a 11 cm ($14\text{ cm} - 2 \times 1,5\text{ cm}$). Dois detectores CR-39 são utilizados: um externo e outro interno.

O detector externo registra as emissões alfa que ocorrem no ar, próximas ao mesmo, devido aos emissores alfa Rn-222, Po-218 e Po-214. É possível utilizar este detector como um espectrômetro alfa [Had 94, Had 95, Nem 00] caso sejam considerados apenas os traços com excentricidade (quociente entre os diâmetros maior e menor) menor que 1,10 e condições de ataque químico padrão (solução $6,25\text{ mol l}^{-1}$ de NaOH, $70\text{ }^{\circ}\text{C}$, 400 minutos).

Esta restrição é necessária, pois o detector externo está sujeito a uma geometria de exposição de 2π sem o uso de qualquer degradador de energia ou barreira de difusão, o que ocasiona que partículas alfa incidem sobre ele independentemente da energia e ângulo de incidência. Assim, a detecção está sujeita às características do CR-39, quais sejam, ângulo crítico e energia de incidência que neste detector não são variáveis independentes.

Ao considerar apenas os traços com excentricidade, e , menor ou igual a 1.10, torna-se possível distingui-los de forma mais adequada em 3 tipos: i) traços claros formados devido a emissões alfa no ar a uma grande distância do detector; ii) traços devido a emissões alfa no ar a uma distância intermediária do detector e iii) traços escuros formados devido a emissões alfa muito próximas ao detector e emissões alfa de radionuclídeos

depositados sobre o detector, ou seja, traços de auto-deposição¹³ (estes dois são muito semelhantes).

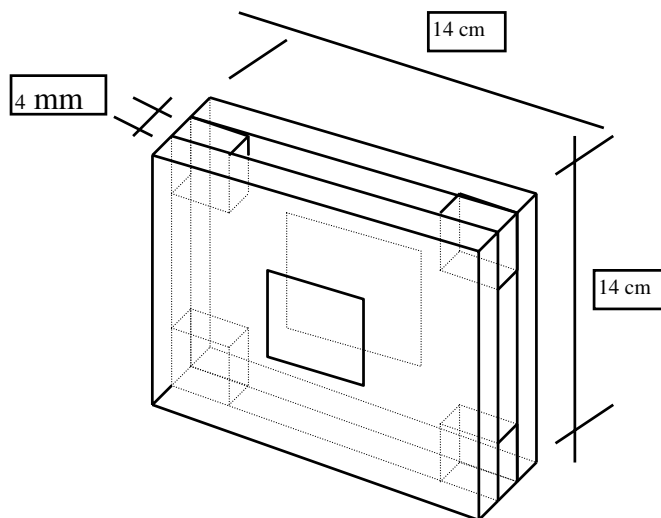


Figura 2.1.1: Modelo da montagem utilizada originalmente pela técnica desenvolvida em nosso grupo de pesquisa (figura fora de escala e proporções relativas).

Os traços i e ii possuem opacidades semelhantes sendo distinguidos apenas pelo tamanho. Na figura 2.1.2 está representada a relação entre a energia de incidência e o tamanho dos traços gerados. Energias grandes geram traços menores e vice-versa (traços tipo iii são menores que tipo ii).

¹³ Conhecidos na literatura como “selfplated-out tracks”.

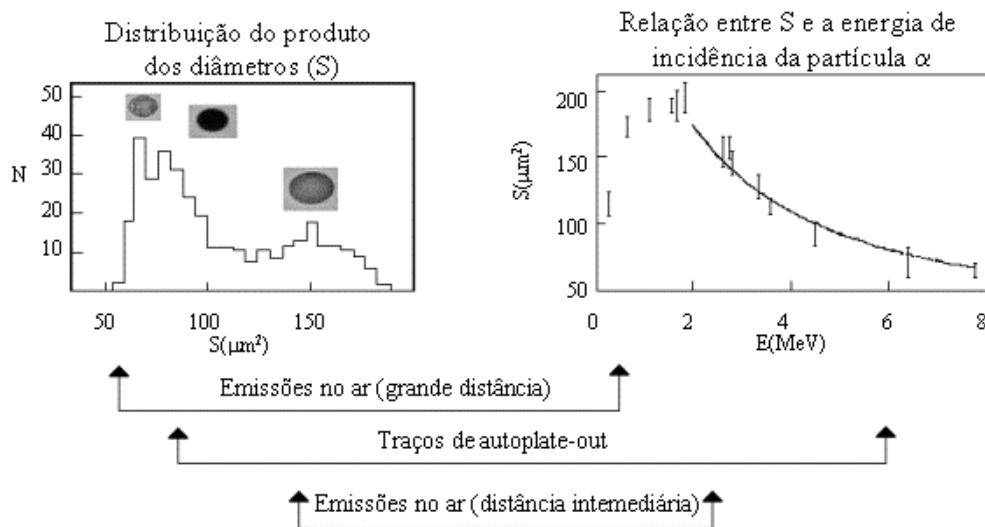


Figura 2.1.2: Relação entre S e a distribuição do tamanho dos traços no detector externo e as energias de incidência das alfa geradoras. Os tamanhos dos 3 tipos de traços, representados pelos produtos dos diâmetros maior e menor de cada traço (S), correspondem a faixas distintas de energias de incidência das partículas alfa [Had 91].

Na figura 2.1.2 observa-se a distribuição de S com 2 “picos” estando a separação entre eles em torno de $S = 180 \mu\text{m}^2$. Desta forma, os traços do tipo (ii) que estão no segundo pico são facilmente separados dos outros 2 presentes no primeiro pico (i e iii). De maneira geral a separação entre os picos ocorre entre 120 e $180 \mu\text{m}^2$. Há casos em que esta separação não é visível, sendo necessário ajustes gaussianos para dois picos como o da figura 2.1.3 seguinte.

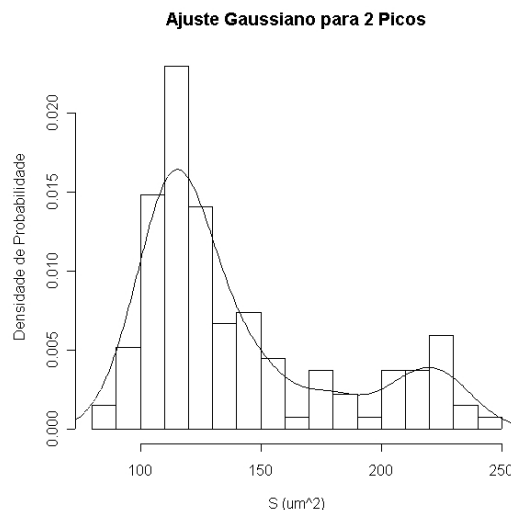


Figura 2.1.3: Ajuste gaussiano para a distribuição de produtos dos diâmetros. O ponto de separação entre as distribuições é aquele com a menor densidade de probabilidade (menor probabilidade de ocorrerem observações). Dados relativos à residência 9.

Para discriminar os dois tipos de traços do primeiro pico: claros (correspondendo ao tipo i acima) e escuros (correspondendo ao tipo iii acima) utiliza-se o fato que traços mais escuros correspondem a uma alta energia de incidência da partícula alfa, ao passo que traços mais claros correspondem a energia de incidência mais baixa. Com isso, os traços do primeiro pico são separados tomando o nível de cinza dos mesmos pois, traços claros têm nível de cinza menor que os traços escuros.

Uma vez separados os três tipos de traços presentes no detector externo, a concentração alfa total no ar, A_T , é dada por [Nem 00, Had 94]:

$$A_T = \frac{\rho_{i,ii}}{eg \cdot t_e} \quad (2.1.1)$$

onde t_e é o tempo de exposição em anos, $\rho_{i,ii}$ é a densidade de traços do tipo i e ii em cm^{-2} . A eficiência geométrica de detecção, eg , é calculada para um volume efetivo de ar diante do detector onde todas emissões que ocorrem dentro do mesmo e alcançam o detector geram traços com $e \leq 1,10$. Numericamente $eg = 0,160 \pm 0,016$ cm.

A concentração superficial dos filhos do radônio depositados no detector, G , é dada por:

$$G = \frac{2\rho_{iii}}{\chi \cdot t_e} \quad (2.1.2)$$

onde t_e é o tempo de exposição em anos, ρ_{iii} é a densidade de traços do tipo iii em cm^{-2} e χ é o fator de calibração adimensional para a medida, definido como quociente entre a densidade de traços redondos ($e \leq 1,10$) e a densidade de traços total, ambas para traços de auto-deposição. χ foi determinado experimentalmente e seu valor é de $(6,4 \pm 0,5)\%$ [Pau 91].

As equações 2.1.1 e 2.1.2 fornecem as concentrações em unidades de $\text{Bq cm}^{-3} \text{ a}^{-1}$ e $\text{Bq cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ respectivamente.

A geometria da montagem foi proposta de modo que a entrada dos filhos do radônio em seu interior seja impedida pelo fenômeno de deposição próximo às bordas das placas, conforme resultados experimentais obtidos em trabalhos anteriores [Big 88, Big 89], possibilitando com isso, apenas a entrada e difusão do radônio em seu interior. Isto levaria, após um intervalo de tempo determinado, o equilíbrio de atividade alfa dentro da montagem entre o radônio que entra continuamente e os seus filhos (Po-218 e Po-214) ali gerados.

Deste modo, o detector interno registra as emissões destes três emissores alfa em equilíbrio, e a concentração por ele determinada é três vezes a concentração do radônio, A_0 , no interior da montagem. Como o radônio é um gás nobre e está homogeneamente distribuído, sua concentração no interior da montagem é a mesma que sua concentração no ambiente em que a montagem está exposta. Matematicamente, A_0 é dado por [Had 94, Nem 00]:

$$A_0 = \frac{2\rho_{\text{int}}}{t_e \varepsilon d \left[\sum_{j=0,1,3} \left(1 - \frac{d}{2R_j} \right) \right]} \quad (2.1.3)$$

onde t_e é o tempo de exposição em anos, ρ_{int} é a densidade de traços do detector interno (todos os traços são contados indiscriminadamente) em cm^{-2} , d é a espessura da camada de ar sobre o detector no interior da montagem, ε é o fator de calibração adimensional para a medida, definido como o quociente entre o número total de traços no detector e o número total de partículas alfa que atingem o detector (devido a ângulos e energias críticos nem todas as partículas alfa que chegam ao detector são registradas em forma de traços). O valor experimental de ε é dado por $0,55 \pm 0,02$. Finalmente, R_j é o alcance da partícula alfa oriunda de decaimento do radionuclídeo j . Os valores assumidos por j , de acordo com a notação empregada aqui e nas referências são 0, 1 e 3, correspondendo ao ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po respectivamente.

A separação das concentrações do radônio e dos seus filhos é feita subtraindo-se a concentração do detector externo, dada pela equação 2.1.1, da concentração do detector interno, dada por 2.1.3.

2.1.2 Problemas apresentados pela montagem e melhorias propostas

Esta técnica foi empregada, conforme proposta originalmente, em uma medida de campo anterior na cidade de Campinas-SP [Nem 00, Nem 99] e problemas com o detector interno foram verificados. Este estava registrando uma concentração para o radônio maior do que a concentração conjunta do detector externo. A única possibilidade que poderia explicar isto era a entrada de filhos devido a ventilação, juntamente com o radônio, para o interior da montagem. Esta possibilidade foi analisada experimentalmente fechando-se gradualmente as laterais da montagem, desde a abertura original utilizada na medida de Campinas ($4 \times 11 \text{ cm} = 44 \text{ cm}$) correspondendo aos 4 lados abertos, até uma abertura única de 5 mm localizada em um dos lados (permanecendo os outros 3 completamente fechados).

Foram feitas exposições de montagens em duas residências por um período de 6 meses. Em cada residência 10 montagens foram expostas no mesmo quarto: seis na parede e quatro no meio do ambiente. Para cada montagem foi contada a densidade de traços no detector interno. Os tamanhos de aberturas tomados foram iguais a 44 cm (4 lados abertos), 22 cm (dois lados opostos abertos), 11 cm (um lado aberto), 6 cm, 2,5 cm e 0,5 cm.

Os dados deste experimento estão mostrados na figura 2.1.4 e foram apresentados na 20th International Conference on Nuclear Tracks in Solids em Portoróz/Eslovênia [Nem 01]. Nesta figura, observa-se que para pequenas aberturas a densidade de traços coincide tanto nas exposições no meio do quarto quanto na parede, indicando que o detector está registrando uma concentração alfa que é homogênea em todo o quarto, ou seja, a concentração do radônio.

Outra constatação da figura é que a densidade de traços é independente do tamanho da abertura para montagens apresentando esta abertura menor ou igual a 22 cm (2 lados fechados). Um teste χ^2 foi aplicado para verificar esta independência, ou seja, para verificar se a densidade de traços pode ser considerada constante para pequenas aberturas. O valor de χ^2 para montagens com abertura menor ou igual a 22 cm é de 0,15 e para montagens com abertura menor ou igual a 11 cm é de 0,20, indicando estatisticamente que as densidades de traços são constantes.

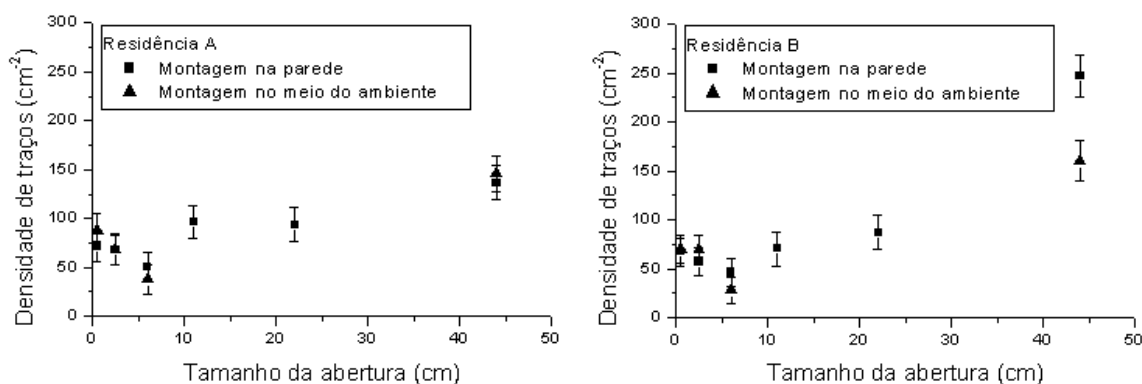


Figura 2.1.4: Comportamento da densidade de traços no detector interno em função tamanho da abertura.

A partir destes resultados, a montagem de 5 mm de abertura foi escolhida como a montagem padrão e um experimento foi conduzido para determinar como a deposição dos filhos ocorre a medida que se difundem para o interior da montagem. Este experimento consistiu em posicionar uma tira de CR-39 partindo da abertura da montagem e se estendendo até seu interior. Esta montagem foi exposta por 2 semanas em uma câmara fechada, com volume de 15 litros, contendo uma fonte de ^{226}Ra .

Após atacar quimicamente a tira de CR-39, a densidade de traços em função da distância da abertura foi observada ao microscópio resultando graficamente na curva mostrada na figura 2.1.5. Nesta curva, observa-se que para distâncias maiores que 3 cm da abertura a densidade de traços é constante ($\chi^2 = 0,85$). Desta forma, no centro da montagem onde o detector interno está localizado há uma concentração constante, devido ao radônio apenas.

Resolvido o problema do acesso indevido de filhos no interior da montagem, uma última investigação foi feita. Como a montagem é de acrílico, que é um material dielétrico, campos eletrostáticos podem estar influenciando a distribuição e deposição dos filhos em seu interior. Alguns laboratórios têm observado que cargas eletrostáticas nas superfícies internas afetam a performance dos dosímetros. Ocorre um aumento significativo da concentração dos filhos do radônio, que estão se difundindo no ar, nas imediações destas superfícies [Mil 92, Nik 99, Orl 02]. A alternativa imediata para contornar este problema é utilizar materiais metálicos (ou condutores de eletricidade) na confecção dos dosímetros, garantindo com isso a ausência de campos eletrostáticos em seu interior.

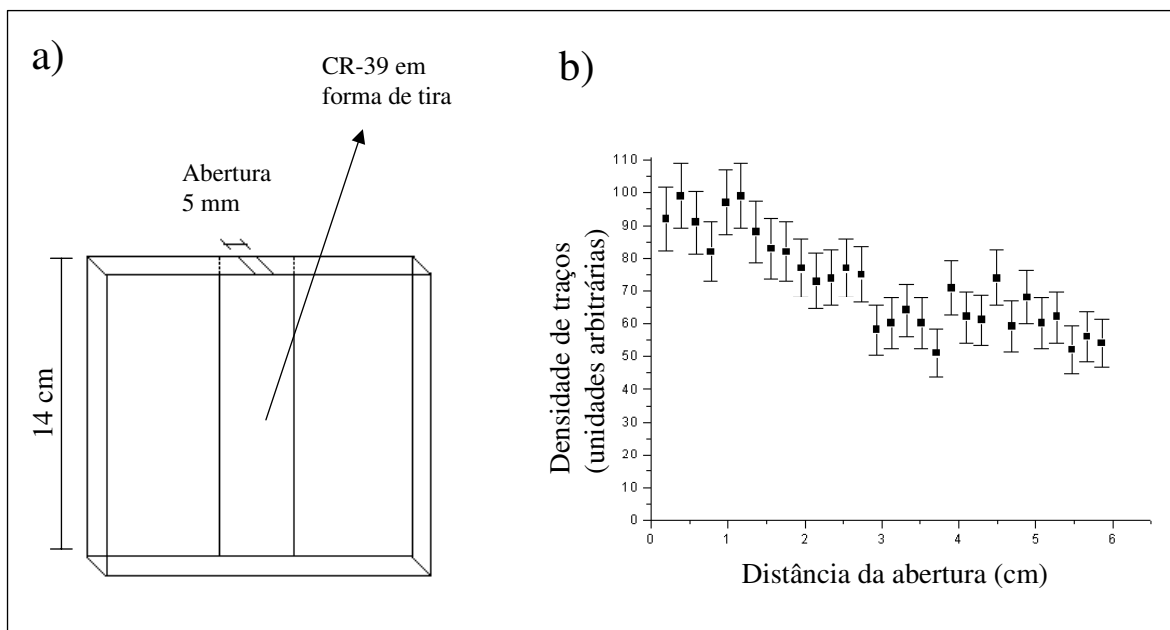


Figura 2.1.5: Experimento para testar a entrada dos filhos do radônio na montagem acrílica (a) com abertura de 5 mm. Em b está representada a densidade de traços na tira a medida que a distância da abertura aumenta.

Para investigar a influência do material na performance do dosímetro (montagem) projetado em nosso grupo de pesquisa, um experimento com novas montagens metálicas foi elaborado e será discutido na seção 2.4. Algumas considerações teóricas sobre o funcionamento dos dosímetros e materiais que são feitos estão apresentadas no apêndice no final desta tese.

2.2 Técnica do dosímetro NRPB/SSI

2.2.1 Introdução

Esta técnica mede apenas a concentração do radônio presente no ar e tem sido crescentemente empregada por laboratórios na Europa. Consiste em empregar o dosímetro NRPB/SSI [How 99, Orl 02] feito de plástico utilizando o detector CR-39 em seu interior conforme mostra a figura 2.2.1. Primeiramente foi desenvolvido em polipropileno, que é um material dielétrico, por pesquisadores da National Radiological Protection Board – Inglaterra (NRPB) na década de 80 [Mil 82, Bar 88] e posteriormente aperfeiçoado substituindo o polipropileno por um plástico condutor, em parceria com o Swedish Radiation Protection Institute (SSI).

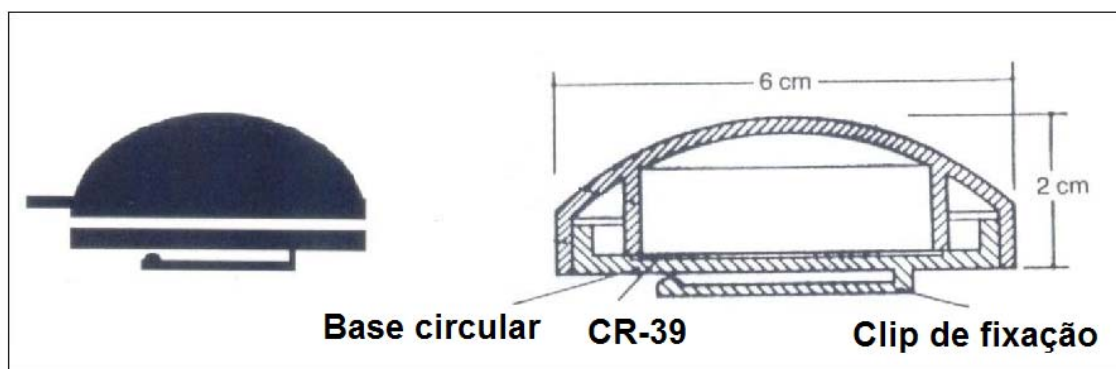


Figura 2.2.1: O dosímetro NRPB-SSI. A esquerda tem-se a vista externa do dosímetro composto por duas partes, a inferior e a superior, que se encaixam conforme representado na figura da direita com as devidas dimensões.

2.2.2 Princípio de funcionamento do dosímetro NRPB/SSI

Esta técnica utiliza o princípio da câmara de difusão, em que apenas o gás radônio é capaz de se difundir para o interior do dosímetro, através de pequenos “gaps” entre as partes superior e inferior, onde está posicionado o detector.

O objetivo é medir a concentração de radônio no ar, nas imediações do detector, integrada em um dado intervalo de tempo T . Com base na figura 2.2.2, isto seria simplesmente $C_F \times T$, para o caso em que o dosímetro é exposto a uma concentração constante, C_F , por um tempo T .

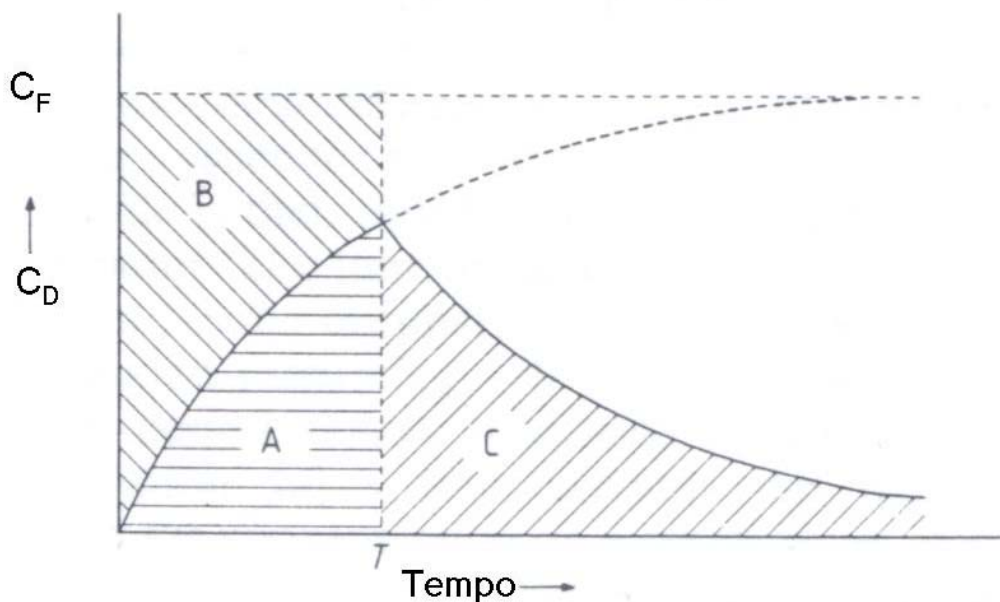


Figura 2.2.2: Princípio de operação do dosímetro. C_F é a concentração de radônio no ambiente fora do dosímetro e C_D é a concentração dentro do dosímetro. No tempo T a exposição é interrompida e o dosímetro é colocado em um local livre de radônio. A concentração de gás no seu interior decresce devido a difusão para o exterior e ao decaimento do mesmo.

A resposta do dosímetro será proporcional a $C_F \times T$ (para um caso geral, onde são desconsiderados os efeitos de saturação devido a uma exposição a altas concentrações) caso a integração temporal da concentração dentro do dosímetro, C_D , seja igual ou proporcional a $C_F \times T$. Este é o caso quando o dosímetro (câmara de difusão) é deixado por vários tempos-médios de difusão após ser removido do ambiente e antes de ser aberto.

A concentração de radônio integrada no tempo dentro do dosímetro é proporcional a $C_F \times T$ no caso geral, conforme análise de Wilkinson e Saunders [Wil 85], e igual a $C_F \times T$ quando o tempo médio de difusão para o radônio é curto se comparado com a meia-vida deste gás. Este último caso está justamente ilustrado na figura 2.2.2 e é demonstrável que a área A + B é igual a área A + C.

Matematicamente:

$$\int_0^T C_D dt = \int_0^T C_D dt + \int_T^\infty C_D dt = \int_0^T C_F (1 - e^{-\lambda t}) dt + \int_T^\infty C_F (1 - e^{-\lambda t}) e^{-\lambda(t-T)} dt = C_F T \quad (2.2.1)$$

Este resultado é independente do valor do tempo-médio de difusão do radônio (da ordem de 0,5 h) uma vez que este é muito menor que a meia-vida do gás radônio (91,7 h) e é válido tanto para o ingresso (durante a exposição) quanto para o egresso (entre a exposição e abertura) do radônio [Fle 80, Bar 88].

2.2.3 O detector CR-39 do dosímetro NRPB/SSI

O dosímetro opera com uma lâmina de CR-39, cujas dimensões podem ser 37,0 x 13,0 mm² ou 20,0 x 20,0 mm² dependendo do tamanho do sulco destinado ao seu encaixe na parte inferior. De acordo com o Prof. Luigi Tommasino da Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente-Italia (ANPA), o CR-39 de melhor qualidade é vendido pela empresa Track Analysis Systems Limited (TASL) localizada em Bristol – Inglaterra (<http://www.phy.bris.ac.uk/research/TASL/home.html>). Esta empresa forneceu os detectores utilizados neste trabalho devidamente cortados a “laser” e com identificação individual.

Os dosímetros NRPB-SSI foram adquiridos junto a empresa sueca StrojAB (info@stroja.se).

2.2.4 A calibração do dosímetro NRPB/SSI

Para que se possa utilizar o dosímetro obtendo resultados precisos uma calibração adequada se faz necessária. Esta consiste em expor o dosímetro em uma câmara de radônio, de modo que sejam observadas as seguintes condições [Alt 81, Kha 93]:

- i) a concentração de radônio deve ser conhecida com toda a precisão possível;
- ii) a câmara usada para calibração deve ter espaço suficiente para acomodar o(s) dosímetro(s) e manter a uniformidade na distribuição do radônio garantida;

iii) o ambiente utilizado para a calibração deve ser bem caracterizado em relação ao equilíbrio dos filhos, ao tamanho e concentração dos aerossóis, umidade e movimento do ar;

iv) radônio deve ser monitorado continuamente durante o período de exposição usando instrumentos de medição direta.

Quando estas condições são verificadas é possível fazer correções para a exposição em condições ambientais reais.

No caso do dosímetro NRPB/SSI, calibrações recentes foram feitas em diversos laboratórios europeus e os resultados publicados na intercomparação de detectores passivos para radônio da Comissão Européia [How 00, Orl 02, Tom 01].

O valor médio da sensibilidade de resposta, S , obtido dos diversos laboratórios foi:

$$S = (2,7 \pm 0,3) \frac{\frac{\text{traços}}{\text{cm}^2}}{\frac{\text{kBq} \cdot \text{h}}{\text{m}^3}} \quad (2.2.2)$$

É interessante mencionar a elevada reprodutibilidade de resposta apresentada pela figura 2.2.3, uma vez que os procedimentos de ataque químico do CR-39 nos laboratórios foram os mais variados possíveis usando-se soluções aquosas de NaOH ou KOH com temperaturas variando entre 70 e 96 °C e tempos de ataque variando entre 1 e 16 horas.

Utilizando-se condições padronizadas de ataque químico (solução de 30% de KOH em água destilada com temperatura de 80 °C por 5,5 horas), uma calibração mais cuidadosa

foi realizada pelo Swedish Radiation Protection Institute (SSI), obtendo-se como sensibilidade de resposta o valor de:

$$S = (2,8 \pm 0,2) \frac{\frac{\text{traços}}{\text{cm}^2}}{\frac{\text{kBq} \cdot \text{h}}{\text{m}^3}} \quad (2.2.3)$$

Esta condição de ataque será adotada como padrão, uma vez que fornece uma calibração com menor erro e facilita a contagem dos traços, mesmo sob um pequeno aumento (100x).

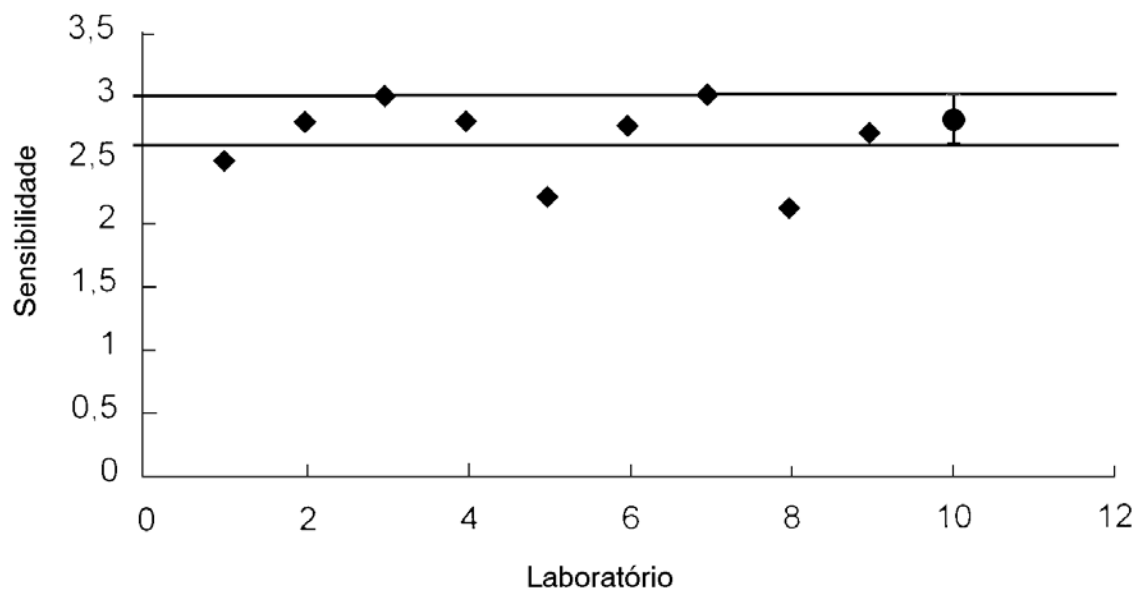


Figura 2.2.3: (♦) sensibilidade de resposta do dosímetro NRPB/SSI utilizado em vários laboratórios europeus apresentados na intercomparação de 1999 [How 00]; (●) valor de calibração.

2.2.5 Alguns pontos positivos do uso do dosímetro NRPB/SSI

Possui elevada sensibilidade, estrutura compacta e proteção à violação do detector. Sua resposta independe das condições ambientais como umidade, altitude e pressão atmosférica. Por utilizar o CR-39, aproveita-se a experiência consolidada em nosso grupo de pesquisa sobre este detector e, finalmente, medidas livres da contaminação por torônio ($Rn-220$), uma vez que o tempo médio de difusão do torônio através do dosímetro é muito maior que a meia vida deste gás (55 s).

2.3 Técnica do Carvão Ativado (Charcoal Absortion Technique):

Nesta técnica, a duração da exposição pode variar de 2 a 7 dias e consiste em colocar carvão ativado dentro de um recipiente (coletor) com tampa formando com isso, uma camada de carvão com espessura determinada. Ao expor o coletor no ambiente que se pretende monitorar, sua tampa é retirada e o radônio, ao se difundir para dentro do mesmo, pelo processo de difusão molecular fica retido nas camadas de carvão (“active sites” das camadas) [Geo 96, Geo 84, Coh 83, Coh 86].

Após a exposição, os coletores são tampados¹⁴ e enviados para análise em um espectrômetro gama (podendo ser um detector NaI ou GeLi acoplado a um analisador

¹⁴ Os coletores devem ser tampados e vedados de forma que a exposição seja realmente interrompida.

multicanal) que registrará os decaimentos dos filhos do radônio nos picos de interse¹⁵, por um intervalo de tempo que pode variar de 10 a 30 minutos.

Devido a desadsorção do radônio, os coletores devem ser contados, preferencialmente, até 7 dias depois do término da exposição.

Na prática, os coletores usados por vários laboratórios se mostram bastantes distintos no que diz respeito ao diâmetro de abertura, a utilização ou não de barreiras de difusão, a massa de carvão utilizada e o controle de umidade [Geo 96].

A umidade pode causar sérios problemas na utilização desta técnica, uma vez que o vapor d'água compete com o Radônio na adsorção através do carvão. Quando a umidade do ambiente é alta pode-se ter cerca de 50% da medida do radônio comprometida, em relação a ambientes com pouca umidade [Coh 86]. Para contornar o problema opta-se por colocar uma camada de material hidrófilo junto à barreira de difusão ou quantificar efeito da umidade relativa do ar através da medida da diferença entre as massas do coletor antes e depois da exposição. Esta diferença corresponde, quase que na totalidade, ao vapor d'água adsorvido e através dela é possível fazer correções que podem vir a ser necessárias às concentrações medidas [Ron 88].

A concentração de radônio em pCi/l, A_{0c} , medida com coletores de carvão ativado é dada por [Blu 92, Geo 84]:

$$A_{0c} = \frac{N}{t \cdot E \cdot CF \cdot DF} \quad (2.3.1)$$

¹⁵ A escolha dos picos depende da técnica utilizada. A técnica de Cohen e Nason [Coh 86] conta os decaimentos nas janelas de energia entre 220-390 keV e 550-680 keV. A técnica de Andreas [Geo 84] mede os picos do ²¹⁴Pb (242, 294 e 352 keV) e ²¹⁴Bi (609 keV). Rector e colaboradores [Rec 86] chegam a empregar um único canal cobrindo todo o range de energia abrangendo os picos do ²¹⁴Pb e ²¹⁴Bi.

onde N é o número de contagens por minuto (cpm) descontado o background, t é o tempo de exposição em minutos, E é a eficiência do detector em cpm/pCi, CF é o fator de calibração definido como a adsorção de radônio em pCi/min no ar a 1 pCi/l (obtido empiricamente) e DF é o fator de decaimento¹⁶ em minutos, do ponto médio da exposição até o início da contagem.

O fator de decaimento é definido como:

$$DF = e^{-\lambda_R^P \left(\frac{t}{2} + t_D \right)} \quad (2.3.2)$$

onde $-\lambda_R^P$ é a constante de decaimento do radônio e t_D é o tempo para o decaimento do final da exposição até o início da contagem.

A técnica adotada nesta medida de campo foi proposta por George [Geo 84] e consiste em utilizar as equações 2.3.1 e 2.3.2 em coletores cilíndricos de alumínio com tampa tendo 10 cm de diâmetro e 7 cm de altura. Estes coletores contam também com uma rede metálica cortada circularmente apresentando o mesmo diâmetro da lata fixados por meio de um fio circular, cuja função é manter o carvão ativado imóvel dentro da lata. Isto impede a desadsorção acidental do radônio durante o transporte do coletor para o local de análise [Geo 84, Coh 86].

Os coletores foram montados e pesados na Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN-Poços de Caldas) poucas horas antes do início das exposições, utilizando o carvão ativado deste próprio órgão, que possui granulação entre 10 e 30 mesh e já estava

¹⁶ Também chamado de Fator de Atraso (delay factor) por alguns autores.

previamente preparado¹⁷. Ao final de cada exposição (com duração média de 5 dias), os coletores foram lacrados e levados de volta ao CNEN-Poços de Caldas para nova pesagem e contagem gama em um contador Ge-Li (45% de eficiência) usando um padrão de Rádio-226 (como fator de calibração) fornecido pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD.

Vários fatores podem afetar o desempenho do coletor, entre eles a temperatura [Ron 88], a umidade relativa do ar discutida anteriormente, o tipo de carvão e geometria do coletor (para cada geometria deve ser determinado um fator de calibração), erros estatísticos na contagem e erros de calibração.

Devido a facilidade de uso e baixo custo operacional, a técnica do carvão ativado tem sido utilizada em todo o mundo de forma crescente e é uma responsabilidade de cada pesquisador reconhecer suas limitações estando atento em minimizar seus efeitos na precisão e exatidão dos resultados. Isto pode ser contornado seguindo protocolos (padrões) como aqueles recomendados pela Environmental Protection Agency – EPA [EPA 89, EPA 87].

2.4 Experimento sobre efeito do material no desempenho do dosímetro

¹⁷ Para garantir a qualidade da medida, o carvão foi aquecido “overnight” a uma temperatura de aproximadamente 100 °C para desadsorver o radônio previamente retido. Com isso diminui-se drasticamente o background.

Como foi dito anteriormente, a natureza condutora ou dielétrica do material que é confeccionado o dosímetro afeta seu funcionamento. Para verificar este efeito um experimento foi conduzido em um cômodo do CNEN-Poços de Caldas, entre os dias 03/08/01 e 19/10/01, apresentando ventilação similar a de um cômodo residencial, permanecendo as janelas abertas durante o dia.

Foi utilizada como fonte de radônio uma caixa plástica no chão, com cerca de 30 kg de caldasito, um mineral rico em Urânio-238 de ocorrência comum na região.

Duas montagens de alumínio, uma de aço carbono, duas acrílicas e o dosímetro NRPB-SSI foram expostos na parede a uma altura de aproximadamente 2 metros.

2.4.1 A montagem de alumínio

Para confeccionar uma montagem metálica, inicialmente dois aspectos precisam ser elucidados. O primeiro relativo a técnica para trabalhar a peça metálica bruta, de modo que esta tenha a geometria e as medidas desejadas assim como, possa ser fabricada em larga escala e o segundo, o metal a ser empregado que precisa ser leve, resistente, economicamente viável (pois será utilizado em medidas de campo) e moldado de forma fácil.

A melhor solução encontrada foi tornejar montagens cilíndricas de alumínio polido, conforme consta na figura 2.4.1, composta de duas partes que se unem por rosqueamento: a inferior e a superior. Na parte superior existe um pequeno furo circular, com diâmetro de 5 mm, por onde o radônio se difunde para o interior da montagem. A localização dos

detectores interno e externo, assim como o funcionamento, seguem o mesmo princípio da montagem acrílica. Existe ainda um o-ring entre as duas metades, para evitar a entrada de radônio pela parte rosqueada, que fica em contato com a parede, no caso desta apresentar uma alta taxa de exalação.

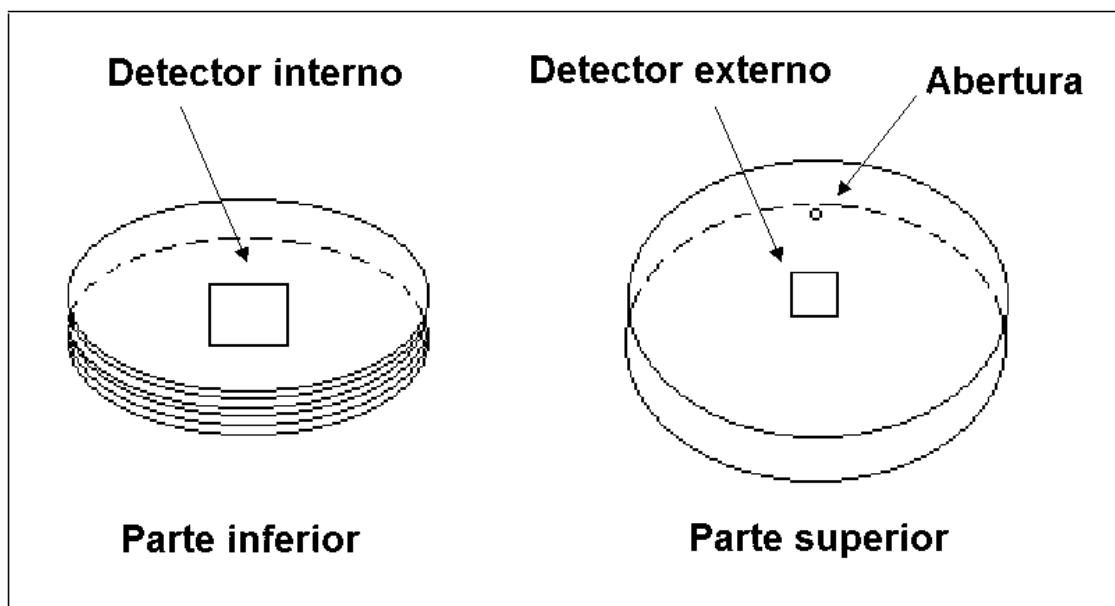


Figura 2.4.1: Esquema da montagem de alumínio. Desenho fora de escala.

Os fatores de eficiência geométrica estão bem determinados na montagem acrílica e para permanecerem válidos nesta nova montagem, a altura interna da montagem foi fixada em 4 mm. Para o raio interno da parte inferior deve-se ter um valor, tal que todas as emissões alfa no interior da montagem sejam registradas dentro dos devidos ângulos críticos de detecção (θ_C) do CR-39 [Pau 91].

De acordo com a figura 2.4.2, o raio mínimo, r_m , é dado por $\overline{OA} + \overline{AC}$, ou seja, sendo “a” o lado do detector, temos $\overline{OA} = \frac{a\sqrt{2}}{2}$, portanto:

$$r_m = \frac{a\sqrt{2}}{2} + \frac{0.4cm}{tg(90^\circ - \theta_c)} \quad (2.4.1)$$

Assim, o raio da parte inferior deve ser maior ou igual a r_m .

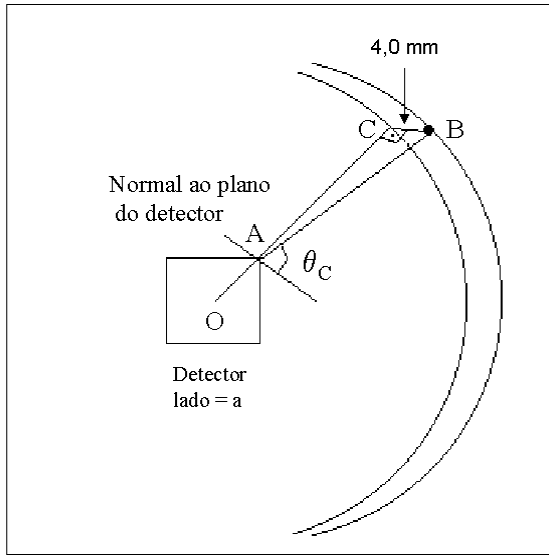


Figura 2.4.2: Cálculo do valor mínimo do raio interno da parte inferior da montagem. (●) é o ponto mais distante do interior da montagem em relação ao centro do detector, e o local onde a emissão alfa ocorre incidindo no detector com ângulo θ_c . O ponto “O” corresponde simultaneamente ao centro do detector e da parte inferior da montagem.

2.4.2 Resultados experimentais

As seguintes montagens foram utilizadas:

Montagem 1: Montagem cilíndrica em alumínio com detector externo medindo $2 \times 2 \text{ cm}^2$ e detector interno medindo $3 \times 3 \text{ cm}^2$. Raio interno da parte inferior da montagem igual a 6,1 cm. Observar que para este tamanho de detector interno ($a = 3 \text{ cm}$), 2.4.1 fornece $r_m \cong 4,4 \text{ cm}$ (superestimando o ângulo crítico de detecção em 80°).

Montagem 2: Montagem cilíndrica em alumínio com detectores externo e interno medindo $2 \times 2 \text{ cm}^2$. Raio interno da parte inferior da montagem igual a 3,9 cm ($r_m \cong 3,7 \text{ cm}$ com $\theta_C = 80^\circ$).

Montagem 3: Montagem em aço carbono dobrado, composto de duas partes (inferior e superior), que quando juntas formam caixa em formato de paralelepípedo, com dimensões $14 \times 14 \text{ cm}^2$ e 4 mm de altura interna (esta montagem possui a mesma geometria que a montagem original porém confeccionada em aço carbono). Abertura em uma das laterais de 5 mm, detector interno medindo $3 \times 3 \text{ cm}^2$ e detector externo medindo $2 \times 2 \text{ cm}^2$ de lado.

Montagem 4: Montagem acrílica fechada com abertura lateral de 5 mm. Detector interno medindo $2 \times 2 \text{ cm}^2$ e detector externo medindo $3 \times 3 \text{ cm}^2$.

Montagem 5: Montagem acrílica com os quatro lados abertos. Detector interno medindo $2 \times 2 \text{ cm}^2$ e detector externo medindo $3 \times 3 \text{ cm}^2$.

Montagem 6: Dosímetro NRPB/SSI.

A concentração conjunta média de radônio e filhos no ar (concentração de emissores alfa) obtida pelos detectores externos das montagens foi calculada como sendo $513 \pm 68 \text{ Bq m}^{-3}$. As concentrações de radônio no ar (A_0) obtidas nesta exposição estão presentes na tabela 2.4.a. A concentração fornecida pelo dosímetro NRPB-SSI foi obtida através do fator de calibração presente na fórmula 2.2.3.

A técnica de medida desenvolvida em nosso grupo de pesquisa apresenta resultados similares a técnica do dosímetro NRPB-SSI, desde que o material utilizado na fabricação da montagem seja metálico (montagens 1, 2 e 3).

A montagem de acrílico fechada (montagem 4) apresenta uma atividade subestimada, uma vez que o efeito dos campos eletrostáticos desconsiderados no modelo teórico [Had 94, Nem 01] influenciam criticamente a distribuição dos filhos no seu interior.

Na montagem de acrílico aberta (montagem 5), a concentração de radônio aparece superestimada devido a entrada de filhos na montagem. O modelo teórico para o funcionamento desta montagem prevê que os filhos do radônio que entram na mesma vindo do exterior sofram deposição próximo as bordas sendo, com isto, impossibilitados de chegarem ao centro da montagem onde encontra-se o detector.

Na prática observa-se que os filhos do radônio se difundem no interior da montagem devido, principalmente, a ventilação, prejudicando com isso, o equilíbrio secular de atividades entre o radônio e os polônios. A concentração dos filhos acaba sendo maior pois conta com duas fontes: o radônio que se difunde no interior do dosímetro como elemento pai gerando o Po-218 e o meio exterior fornecendo tanto Po-218 como Po-214. Assim, os traços gerados no detector devido ao decaimento dos filhos inflacionam a densidade de traços observada criando com isto, a concentração superestimada em questão.

Tabela 2.4.a: Atividades do radônio determinadas nas diferentes montagens expostas.

Montagem	Concentração de radônio, A_0 . (Bq m^{-3})
1	233 ± 34
2	183 ± 18
3	162 ± 11
4	80 ± 10
5	748 ± 33
6	162 ± 14

Comparando o valor das concentrações fornecidas pelas montagens 3 e 4, ou seja, montagens geometricamente idênticas apresentando diferenças apenas no material usado na confecção, observa-se que em montagens de materiais dielétricos a concentração de radônio e filhos no interior é aproximadamente a metade daquela observada em montagens de materiais condutores. Um resultado análogo foi observado no fator de calibração do dosímetro NRPB-SSI, quando comparado ao seu análogo em plástico dielétrico [Kha 93, How 00, Orl 02].

Com base nos resultados deste experimento, as montagens 1, 2 e 3 podem ser usadas em nossa técnica. O resultado da montagem 1 coincide com o resultado da montagem 6 apenas quando tomamos a incerteza como sendo dois desvios padrões.

Convém mencionar que a fórmula que relaciona a densidade de traços do detector interno com a concentração de radônio no ar envolve o alcance das partículas alfa no ar [Had 94, Gue 99]. Este alcance é função da temperatura, da pressão atmosférica, da energia de emissão e uma série de outras grandezas. O alcance das partículas alfa depende linearmente da temperatura, sendo seu valor para 15°C obtido graficamente em Bethe e Ashkin [Bet 55] e corrigido para a temperatura ambiente de 25°C . Desta forma, a incerteza

associada a estes alcances não pode ser calculada por não se saber a incerteza de todas as variáveis.

Estima-se que considerando a incerteza dos alcances na propagação do erro das concentrações de radônio obtidas na tabela 1, para as montagens de 1 a 5, ocorra aumento nas incertezas em até 10% do valor atual.

Devido a facilidade de confecção no torno, a resistência à umidade e o menor peso, a montagem em alumínio é mais atraente quando comparada à montagem em aço carbono.

Uma questão remanescente diz respeito às dimensões desta montagem. Como a montagem menor (montagem 2) apresentou um valor médio de concentração mais próximo ao valor médio do dosímetro NRPB-SSI é natural que se opte por esta montagem. Outras vantagens da mesma, quando comparadas com o modelo maior, também devem ser citadas: menor peso, menor custo unitário e maior facilidade de fixação na parede das residências (pode ser fixada com fita de dupla face, não havendo a necessidade de furar a parede).

Desta forma, a montagem 2 foi escolhida para a medida de campo em Poços de Caldas e para eventuais aplicações da técnica em questão. De agora em diante a técnica desenvolvida pelo nosso grupo de pesquisa será denominada de **Técnica do Dosímetro de Alumínio**.

Capítulo 3

A Medida de Campo

3.1 Determinação das residências

A medida de campo foi programada para ocorrer em 40 residências da região urbana de Poços de Caldas, onde está concentrada a maior parte de população. A escolha destas residências seguiu um padrão, semelhante ao efetuado em medida de campo anterior em Campinas [Nem 00], onde buscou-se expor dosímetros nas residências de pessoas que possuíam algum vínculo com autarquias públicas e instituições privadas. Tal vínculo é importante pois tende a maximizar o retorno dos dosímetros após a exposição, uma vez que os moradores são abordados em seu ambiente de trabalho e convidados a participar de um estudo que inicialmente foi proposto em toda a instituição. A perda de dosímetros pode chegar a 30% devido a falta de informação e receio dos moradores.

Os órgãos de Poços de Caldas escolhidos foram a Prefeitura Municipal através da Secretaria de Saúde, a CNEN-Poços de Caldas (Comissão Nacional de Energia Nuclear) e a INB-Caldas (Indústrias Nucleares do Brasil). O contato com a prefeitura ocorreu de forma lenta e muitas vezes difícil, fato que concentrou o trabalho na CNEN e na INB.

A CNEN é uma autarquia federal vinculada ao Ministério de Ciência e Tecnologia. Como órgão superior de planejamento, orientação, supervisão e fiscalização, estabelece normas e regulamentos em radioproteção, licencia, fiscaliza e controla a atividade nuclear no Brasil.

A INB é uma sociedade de economia mista, vinculada a CNEN e subordinada ao Ministério da Ciência e Tecnologia encarregada, por lei, a promover, no País, a exploração do urânio, desde a mineração e o beneficiamento primário até sua colocação nos elementos combustíveis que acionam os reatores de usinas nucleares.

O interesse em expor detectores nas residências de funcionários destas instituições é fundamentado em dois aspectos. O primeiro e mais importante é que, por terem um número considerável de funcionários, nos garante um grande espaço amostral, com residências distribuídas por toda a cidade. O segundo reside no fato que, por estarmos em contato com pessoas que trabalham diariamente com o tema radiação, o trabalho de explicar e conscientizar sobre o assunto radônio, a importância da medida e o cuidado com o detector se torna bem mais fácil. Pessoas leigas temem que o detector que desejamos expor em suas residências seja uma fonte radioativa e possa causar algum mal, o que nos leva a despende tempo com panfletos introdutórios e explicações individuais.

A tramitação junto a CNEN e a INB para a obtenção da lista de funcionários onde seriam expostos os dosímetros compreendeu o período entre os meses de julho de 2001 e fevereiro de 2002. Esta tramitação correspondeu a contatos por telefone, reuniões, envio de correspondência formalizando a cooperação, palestras para funcionários a respeito da pesquisa e sorteio de residências. Não houve objeção por parte de nenhum funcionário quanto a participação no sorteio que iria definir as residências a serem monitoradas.

Num universo com cerca de trezentas residências, quarenta foram tomadas ao acaso sendo respeitado o critério onde não mais que duas residências poderiam pertencer a um mesmo bairro. Com isso foi garantido o espalhamento das residências monitoradas por toda a cidade.

Em março de 2002 foram elaborados textos, em linguagem acessível, destinados aos moradores das residências sorteadas, com o intuito de prestar os últimos esclarecimentos descrevendo a pesquisa para aqueles que não puderam participar das palestras por questões de turno ou viagem e documentar todos os moradores sobre a pesquisa que estaria em andamento em suas residências. Uma cópia do texto divulgado está presente no anexo 1.

3.2 Exposição dos dosímetros de alumínio e NRPB-SSI

As montagens em alumínio e os dosímetros NRPB-SSI foram preparados, identificados individualmente e embalados no Laboratório de Cronologia do DRCC/IFGW–Unicamp. No processo de embalagem, tomou-se o cuidado de escolher sacos plásticos densos e com mecanismo de vedação. A densidade do plástico foi escolhida para que as emissões alfa externas, ao colidirem no plástico, ficassem nele retidas e não seriam registradas pelo detector externo do dosímetro de alumínio. A vedação da embalagem serviu para evitar a contaminação do detector durante o transporte até o local de exposição, pois evitada que o radônio externo entrasse. Ao final do período de exposição, os dosímetros foram limpos¹⁸, embalados novamente e transportados imediatamente de volta para a Unicamp, para serem atacados quimicamente, evitando com isso a contaminação pós-exposição.

Os dosímetros foram expostos nas 40 residências entre os dias 12 e 20 de abril de 2002. O término da exposição ocorreu entre os dias 21 e 25 de outubro de 2002, totalizando

¹⁸ A limpeza do dosímetro remove a poeira depositada e eventuais pedaços do reboco da parede que ficam aderidos na fita de dupla face. Esta limpeza diminui o risco de contaminação pós-exposição.

6 meses de exposição conforme o previsto. O local preferencial de exposição dos dosímetros foi sempre uma parede do quarto de dormir a uma altura de aproximadamente dois metros. Este quarto é o local onde geralmente as pessoas passam a maior parte do tempo quando estão em casa, e é nele que recebem a maior dose de radiação devido a radônio e filhos.

No anexo 2 estão presentes as ruas, suas localizações no mapa da cidade, os bairros e a data de início e fim da exposição.

Concomitantemente com o início da exposição, um questionário foi aplicado ao morador da residência com perguntas sobre o tipo de construção, tipo e qualidade de revestimento, ventilação etc. Este questionário, presente no anexo 3, buscará correlações entre as concentrações medidas e as características consideradas importantes das residências, conforme feito anteriormente na medida de campo de Campinas-SP [Nem 00, Nem 99].

Apenas a residência 40 apresentou problemas durante o período de monitoração. Houve a mudança dos moradores após aproximadamente 2 meses e meio do início da exposição, mesmo assim os dosímetros foram retirados por um dos moradores e enviados para o laboratório via correio. Devido ao pequeno tempo de exposição e a dúvida quanto a forma que os dosímetros foram manipulados e enviados optou-se por excluir esta residência da monitoração.

3.3 Exposição dos coletores com carvão ativado

A monitoração da concentração de radônio pelo método do carvão ativado foi realizado em 10 residências das 40 escolhidas. O critério para a escolha destas 10 residências foi ao acaso tendo sido gerado aleatoriamente, através de uma distribuição uniforme, dez números distintos, variando entre 1 e 40. Desta forma, as seguintes residências receberam o coletor de carvão ativado: 02, 07, 12, 13, 22, 24, 30, 32, 36 e 38.

Esta monitoração, com duração média de 5 dias cada, foi programada em 4 etapas: a primeira medida simultânea com o início da exposição dos dosímetros, a segunda medida durante o segundo mês de exposição, a terceira medida durante o quarto mês de exposição e, finalmente, a última medida no sexto mês de exposição, correspondendo ao final do período de exposição.

No anexo 4 estão presentes as datas e duração de cada monitoração via carvão ativado, assim como a variação da massa devido a adsorção de vapor d'água após as exposições.

Vários cuidados experimentais foram verificados para garantir a qualidade das medidas com o carvão ativado. Primeiramente, o carvão fornecido pelo CNEN-Poços de Caldas passava a noite anterior ao início de cada exposição a uma temperatura de aproximadamente 100 °C para desadsorver a maior quantidade possível de radônio. Esse procedimento garantiu uma baixa contagem gama de “background” nas janelas de energia de interesse. Os coletores eram montados, pesados e embalados em recipientes vedados poucas horas antes do início de cada exposição. O término das exposições foi programado sempre entre as 11:00 e 14:00 hs, de modo que os coletores pudessem retornar e ser contados no CNEN-Poços de Caldas no mesmo dia que foram retirados e embalados.

Capítulo 4

Apresentação dos resultados

4.1 Manipulação dos detectores

Com o término da exposição dos dosímetros em 25 de outubro de 2002, estes foram devidamente selados e levados de volta para o Laboratório.

Os detectores do dosímetro NRPB-SSI foram atacados quimicamente a 80 °C, durante 5.5 horas em solução 30% (de massa) de KOH [How 00, Orl 02]. A grandeza de interesse nestes detectores é a densidade superficial de traços tendo sido determinada por meio de contagem indiscriminada de traços em um sistema de microscopia óptica semi-automatizada¹⁹, com aumento nominal de 400 vezes onde foram observados 900 campos (matriz 30x30) para cada detector. Isto equivale a uma área de $3,52 \cdot 10^{-1} \text{ cm}^2$.

Os detectores do dosímetro de alumínio (tanto o interno como o externo) foram atacados quimicamente a 70 °C, durante 400 minutos em solução 6,25 mol l⁻¹ de NaOH [Had 94]. No caso dos detectores internos a grandeza de interesse também é a densidade superficial de traços, que foi obtida no mesmo sistema de microscopia, observando 900 campos, com aumento nominal de 400 vezes para as 20 primeiras residências e 630 vezes

¹⁹ Sistema de microscopia integrado a um computador responsável pelo movimento da mesa x-y do microscópio e digitalização das imagens de interesse.

para as 19 restantes (um aumento maior facilita a distinção e contagem manual dos traços). As áreas analisadas foram $3,52 \cdot 10^{-1} \text{ cm}^2$ e $1,49 \cdot 10^{-1} \text{ cm}^2$ respectivamente.

Os detectores externos, embora recebam o mesmo ataque químico, requerem um procedimento experimental mais elaborado e cuidadoso. Enquanto no detector interno a observação de interesse é a densidade de traços indiscriminada, ou seja, todos os traços presentes nos campos de observação são contados, no detector externo o interesse é apenas nas densidades de traços redondos (excentricidade $e \leq 1,10$) dos tipos i, ii e iii citados em 2.1.1.

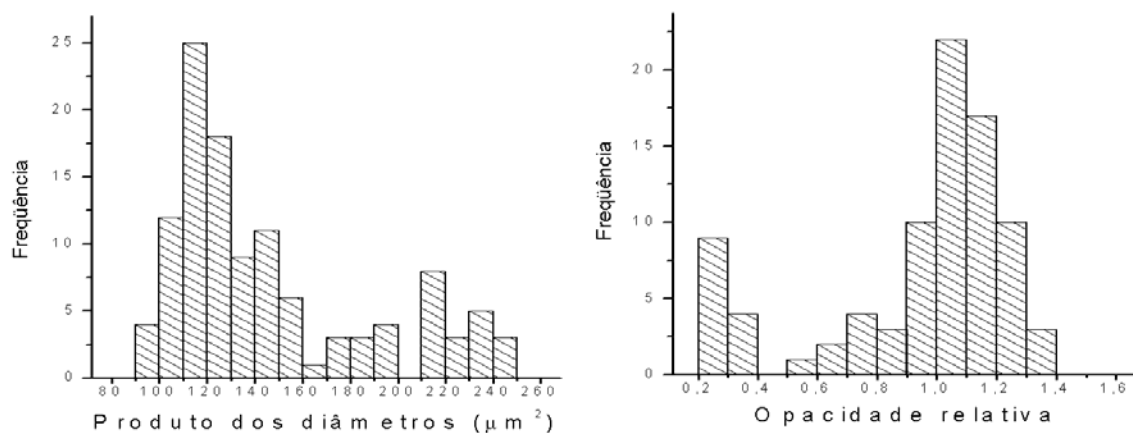


Figura 4.1.1: Distribuição de frequência do tamanho dos traços (esquerda) e opacidade relativa (direita) para o detector externo do dosímetro de alumínio da residência 1.

Para que os traços possam ser separados pelos respectivos tipos, primeiramente os detectores são analisados no sistema semi-automatizado de microscopia. São observados 900 campos em cada detector, com aumento nominal de 630 vezes, totalizando uma área de observação de $1,49 \cdot 10^{-1} \text{ cm}^2$. As imagens de todos os campos de observação com traços redondos são digitalizadas em formato BMP por meio de uma câmara CCD acoplada ao

microscópio. Depois de digitalizados os campos de observação, os traços são medidos individualmente por meio de um programa em linguagem C desenvolvido para tal função²⁰. Este programa utiliza algoritmos que identificam os diâmetros maior e menor dos traços (calculando com isso o produto e o quociente dos mesmos) e os níveis de cinza (também chamados de opacidade absoluta e relativa a cor de fundo do detector [Nem 00]). Desta forma, é criada uma planilha contendo informações de cada traço, nela os traços com excentricidade maior que 1,10 são descartados pois a separação dos tipos de traços é feita de forma mais clara analisando os traços mais arredondados [Pau 91, Had 94]. Com os traços redondos remanescentes são feitas duas contagens de frequência (histogramas), uma para o produto dos diâmetros e outra para o nível de cinza relativo. Os histogramas têm distribuição de picos similar aos da figura 4.1.1. Ao analisar os histogramas, as quantidades de traços de cada pico são obtidas e, ao dividir estas quantidades pela área total observada, obtêm-se a densidade dos traços tipo i, ii e iii.

4.2 A medida da concentração do radônio empregando CR-39

A concentração do radônio foi medida independentemente pelo CR-39 interno do dosímetro de alumínio, esta concentração será denominada de agora em diante como A_{02} , e pelo CR-39 do dosímetro NRPB-SSI, que será denominada A_{01} . As densidades de traços

²⁰ Este programa foi calibrado através de régua microscópicas para o aumento nominal de 630 vezes e o ataque químico padrão (NaOH 6,25 mol l⁻¹, 400 minutos, 70 °C). A medida ocorre “clitando” o mouse sobre o traço ou selecionando manualmente os diâmetros maior e menor de cada traço.

obtidas de acordo com os procedimentos citados em 4.1 foram aplicadas nas fórmulas 2.1.3 e 2.2.3 resultando A_{02} e A_{01} respectivamente.

Os resultados da medida de campo para radônio estão apresentados na tabela 4.2.a abaixo. As densidades de traços, descontados os respectivos “backgrounds”, estão apresentadas nas colunas 2 e 3. No caso das densidades da coluna 2, observa-se que o erro percentual é maior para as residências entre 21 e 39, quando comparados com as residências entre 1 e 20. Isto é devido ao aumento nominal maior empregado na análise dos CR’s deste primeiro grupo. Como o aumento nominal foi aumentado e o número de campos mantido, a área total de observação torna-se menor e conseqüentemente menor é um número de traços, n , contados. Assumindo que a área de cada campo tem um erro desprezível, o erro percentual da densidade é idêntico ao erro percentual do número de traços, ou seja, o inverso da raiz quadrada de n [Dur 97, Kno 00]. Portanto quanto menor o número de traços contados, maior o erro da densidade.

Os valores das concentrações de radônio medidas encontram-se nas colunas 4 e 5 da tabela 1. As médias das concentrações são $\langle A_{01} \rangle = 131 \pm 10 \text{ Bq m}^{-3}$ e $\langle A_{02} \rangle = 133 \pm 11 \text{ Bq m}^{-3}$, indicando com isso a compatibilidade entre as duas técnicas. Apenas em duas residências, 24 e 33, os resultados não coincidem quando consideramos apenas um desvio padrão.

Tabela 4.2.a: Densidade de traços e concentração de radônio encontrados para os detectores dos dosímetros NRPB-SSI e os detectores internos do dosímetro de alumínio.

Residência	Densidade de traços Dosímetro de alumínio	Densidade de traços Dosímetro NRPB-SSI (cm^{-2})	A_{02} - Concentração de Radônio Dosímetro de	A_{01} - Concentração de Radônio Dosímetro NRPB-
------------	--	--	---	--

	(cm ⁻²)		Alumínio (Bq m ⁻³)	SSI A ₀₁ (Bq m ⁻³)
1	554 ± 38	1167 ± 101	85 ± 8	91 ± 9
2	445 ± 34	836 ± 77	68 ± 7	65 ± 8
3	467 ± 35	923 ± 50	71 ± 7	71 ± 6
4	437 ± 34	937 ± 50	66 ± 7	72 ± 6
5	1371 ± 61	2560 ± 84	211 ± 17	199 ± 16
6	976 ± 52	1767 ± 70	151 ± 13	138 ± 11
7	658 ± 42	1401 ± 62	102 ± 9	110 ± 9
8	1623 ± 67	3268 ± 96	248 ± 19	252 ± 19
9	617 ± 40	1355 ± 61	96 ± 9	106 ± 9
10	1000 ± 52	1844 ± 71	152 ± 13	141 ± 11
11	1069 ± 54	1889 ± 72	164 ± 14	147 ± 12
12	414 ± 33	863 ± 48	64 ± 7	68 ± 6
13	2127 ± 77	3929 ± 105	330 ± 25	308 ± 23
14	1115 ± 55	2051 ± 75	171 ± 14	160 ± 13
15	611 ± 40	1284 ± 59	94 ± 9	100 ± 9
16	790 ± 46	1685 ± 68	121 ± 11	130 ± 11
17	407 ± 32	861 ± 48	62 ± 6	66 ± 6
18	763 ± 45	1412 ± 62	118 ± 10	111 ± 9
19	1854 ± 72	3438 ± 98	287 ± 22	269 ± 21
20	387 ± 31	858 ± 48	59 ± 6	66 ± 6
21	787 ± 71	1671 ± 68	119 ± 11	128 ± 11
22	1187 ± 88	2546 ± 84	182 ± 15	198 ± 16
23	527 ± 57	1133 ± 55	81 ± 9	88 ± 8
24	1153 ± 86	1622 ± 67	176 ± 15	126 ± 10
25	1139 ± 86	2023 ± 75	173 ± 14	157 ± 13
26	572 ± 60	1044 ± 53	87 ± 10	81 ± 7
27	663 ± 65	1514 ± 64	101 ± 11	118 ± 10
28	656 ± 64	1469 ± 63	100 ± 10	114 ± 9
29	499 ± 55	1052 ± 53	76 ± 9	82 ± 7
30	531 ± 57	944 ± 50	82 ± 9	74 ± 7
31	465 ± 53	1015 ± 52	71 ± 9	79 ± 7
32	1432 ± 97	2949 ± 91	220 ± 17	231 ± 18
33	1190 ± 88	1872 ± 72	181 ± 15	145 ± 12
34	466 ± 53	1073 ± 54	70 ± 8	82 ± 7
35	1321 ± 93	2782 ± 88	201 ± 16	216 ± 17
36	691 ± 66	1189 ± 57	106 ± 11	93 ± 8
37	1213 ± 89	2142 ± 77	185 ± 15	167 ± 13
38	1290 ± 92	2563 ± 84	206 ± 16	208 ± 16
39	265 ± 39	578 ± 39	40 ± 6	45 ± 4

4.3 A medida das concentrações conjunta de radônio e filhos, A_T , e de deposição superficial, G , empregando o detector externo do dosímetro de alumínio

Após realizada a espectrometria no detector externo descrita na seção 4.1, com a determinação das densidades de traços do tipo i, ii e iii, emprega-se as equações 2.1.1 e 2.1.2 para a obtenção de A_T e G apresentados na tabela 4.3.a. Os valores médios destas concentrações são $\langle A_T \rangle = 186 \pm 16 \text{ Bq m}^{-3}$ e $\langle G \rangle = 15 \pm 2 \text{ Bq m}^{-2}$. A quarta coluna desta tabela representa a concentração relativa de filhos no ar. Esta concentração é uma representação da participação dos filhos na concentração alfa total, sendo dada por $A_F = 1 - \frac{A_{02}}{A_T}$. Na média, o valor encontrado para contribuição dos filhos do radônio na constituição da concentração alfa total do ar é de aproximadamente 30%.

Tabela 4.3.a: Concentrações determinadas pelo detector externo da montagem de alumínio. A concentração de emissores alfa no ar (A_T) refere-se a ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po . A concentração de deposição (G) é referente à concentração superficial de filhos do radônio depositados na superfície do detector.

Residência	A_T - Concentração de emissores alfa no ar (Bq m^{-3})	G - Concentração de deposição no detector (Bq m^{-2})	A_F - Concentração relativa de filhos no ar (%)
1	109 ± 20	9 ± 1	22 ± 4
2	71 ± 15	6 ± 1	4 ± 1
3	75 ± 16	5 ± 1	6 ± 1
4	95 ± 18	4 ± 1	30 ± 7
5	340 ± 45	31 ± 3	38 ± 6

6	234 ± 34	16 ± 2	36 ± 6
7	161 ± 26	10 ± 1	37 ± 7
8	441 ± 55	41 ± 4	44 ± 6
9	118 ± 21	11 ± 2	19 ± 4
10	246 ± 35	10 ± 1	38 ± 6
11	269 ± 37	12 ± 2	39 ± 6
12	79 ± 16	6 ± 1	19 ± 4
13	438 ± 55	49 ± 5	25 ± 4
14	213 ± 32	18 ± 2	20 ± 3
15	145 ± 24	12 ± 2	35 ± 7
16	212 ± 31	15 ± 2	43 ± 8
17	81 ± 16	3 ± 1	23 ± 5
18	209 ± 31	17 ± 2	44 ± 8
19	364 ± 48	25 ± 3	21 ± 3
20	103 ± 19	11 ± 1	43 ± 9
21	168 ± 27	11 ± 1	29 ± 5
22	194 ± 29	16 ± 2	6 ± 1
23	102 ± 19	14 ± 2	21 ± 5
24	199 ± 30	14 ± 2	11 ± 2
25	203 ± 30	15 ± 2	15 ± 3
26	106 ± 19	7 ± 1	18 ± 4
27	145 ± 24	12 ± 2	30 ± 6
28	132 ± 23	14 ± 2	24 ± 5
29	129 ± 22	11 ± 2	41 ± 9
30	108 ± 20	10 ± 1	24 ± 5
31	112 ± 20	10 ± 1	37 ± 8
32	302 ± 41	26 ± 3	27 ± 4
33	183 ± 28	15 ± 2	1 ± 1
34	105 ± 19	8 ± 1	33 ± 7
35	256 ± 36	35 ± 3	22 ± 3
36	138 ± 23	10 ± 1	23 ± 5
37	339 ± 45	25 ± 3	45 ± 7
38	269 ± 38	25 ± 3	23 ± 4
39	54 ± 13	6 ± 1	24 ± 7
Média	186 ± 16	15 ± 2	27 ± 2

4.4 A medida da concentração de radônio empregando a técnica do carvão ativado

A concentração de radônio via carvão ativado, A_{0C} , foi analisada quatro vezes, com intervalos bimestrais entre medidas, em cada uma das 10 residências sorteadas aleatoriamente entre as 40 que fazem parte deste estudo. A técnica utilizada foi discutida na seção 2.3. Após receber os 4 grupos de 10 coletores o CNEN-Poços de Caldas²¹ iniciou os trabalhos de contagem descontando o respectivo “background” de cada grupo. O ganho de massa durante a exposição, devido a adsorção de vapor d’água foi pequena, em torno de 4%, conforme pode ser visto no anexo 4, tornando-se desprezíveis as correções devido a umidade relativa do ar. Desta forma, as equações 2.3.1 e 2.3.2 foram aplicadas para a obtenção da tabela 4.4.a abaixo.

Em cinco medidas os valores não aparecem devido à contagem gama estar muito próxima do background. Em outras medidas a contagem era tão pequena que sua incerteza chegava a ser superior a 40% do seu valor, como é o caso das exposições com valores sombreados na tabela. Isto indica que pequenas concentrações de radônio medidas em um curto intervalo de tempo por esta técnica produzem resultados muito imprecisos.

A concordância dos resultados das medidas da concentração de radônio via dosímetros e carvão ativado é constatada apenas quando se compara, no caso desta última técnica, valores médios resultantes de 4 exposições que foram efetuadas, conforme pode ser visto comparando-se a coluna 6 da tabela 4.4.a com os valores da tabela 4.2.a para cada residência em questão. A exceção é a residência 24 onde a concentração média de radônio

²¹ Os contagens foram feitas pelo técnico responsável do laboratório de radiometria, no mesmo dia que os coletores eram retirados, respeitando um tempo mínimo de três horas após o término da exposição. Os resultados foram enviados após o término da medida de campo.

medida pelo carvão ativado parece estar sub-estimada quando comparada com os valores das medidas integradas no tempo²².

A segunda exposição apresentou os maiores valores de concentração de radônio devido ao fato de ter ocorrido no final do mês de junho (inverno), período este que as residências permanecem mais tempo fechadas, dificultando com isso a troca de ar com o exterior e, conseqüentemente, a retirada de radônio dos ambientes. Em contrapartida a exposição 4 foi a que apresentou os menores valores de concentração de radônio, chegando até a registrar valores menores que o background (campos sombreados), por ter ocorrido no final de outubro onde as temperaturas estão mais elevadas e as residências permanecem a maior parte do tempo com as janelas abertas.

Tabela 4.4.a: Concentrações de radônio em Bq m⁻³ medidas através da técnica do carvão ativado. Exposição 1 entre os dias 19/04/02 e 24/04/02, exposição 2 entre 20/06/02 e 24/06/02, exposição 3 entre 19/08/02 e 23/08/02, exposição 4 entre 21/10/02 e 25/10/02.

	Exposição 1	Exposição 2	Exposição 3	Exposição 4	Média
Residência 02	46 ± 19	96 ± 17	33 ± 23	-	58 ± 19
Residência 07	79 ± 13	176 ± 9	42 ± 20	38 ± 21	84 ± 32
Residência 12	50 ± 19	103 ± 12	-	45 ± 18	66 ± 18
Residência 13	329 ± 7	665 ± 4	311 ± 6	182 ± 9	372 ± 103
Residência 22	155 ± 15	287 ± 22	83 ± 15	41 ± 22	141 ± 54
Residência 24	69 ± 19	120 ± 16	68 ± 17	-	86 ± 17
Residência 30	98 ± 20	89 ± 16	36 ± 27	-	74 ± 19
Residência 32	275 ± 21	501 ± 36	211 ± 17	97 ± 16	271 ± 85
Residência 36	110 ± 17	89 ± 17	45 ± 21	-	81 ± 19
Residência 38	162 ± 18	333 ± 24	56 ± 19	123 ± 19	169 ± 59

4.5 Discussão dos resultados

²² Isto não reflete uma inconsistência, apenas o fato das medidas terem sido feitas em dias com concentrações médias de radônio menores que a média integrada durante seis meses.

As trinta e nove residências que compõem os dados desta medida de campo apresentam características de ventilação e acabamento interno bastante variados. De acordo com a tabela 4.2.a, 38% das residências apresentaram concentração de radônio (A_{02}) acima do nível de referência de 150 Bq m^{-3} adotado pela EPA [EPA 87]. 18% das residências apresentam A_{02} acima do nível de referência de 200 Bq m^{-3} adotado em muitos países europeus e pela ICRP (International Commission on Radiological Protection) [Ris 98, ICR 93]. Em residências com estas concentrações são recomendadas ações para remediar e/ou mitigar as concentrações de radônio. Estas ações podem variar desde mudar os hábitos dos moradores até o uso de técnicas ativas e passivas, dentre elas: a remoção das principais fontes, o isolamento das rotas de entrada do gás, tratamento do ar e da água, substituição de determinados materiais de construção, mudança no projeto da construção para elevar as taxas de ventilação e muitas outras [Nat 89].

Resultados experimentais têm mostrado que os materiais de construção que envelopam o ambiente indoor e o solo constituem as fontes principais de radônio, e que revestimentos internos de baixa qualidade também devem ser considerados porque não dificultam a entrada do radônio [Nem 99, Nem 00]. Sob este enfoque, confrontando as altas concentrações de radônio com os dados das fichas de residência foi observado que a residência 13 não possui pintura interna, apenas caiação, além disso, permanece fechada a maior parte do dia impossibilitando a troca de ar com o exterior. As residências 5, 8, 19, 32 e 35 apresentam uma qualidade de acabamento interno inferior quando comparadas às demais residências, tendo sido verificado, inclusive, uma pintura interna com idade elevada (acima de 5 anos). A residência 22, embora nova, apresenta uma grande quantidade de granito, paredes com frestas e piso de ardósia em alguns cômodos. Entre as residências com

altas concentrações de radônio, apenas na 38, que é uma construção de ótimo padrão, não foi possível identificar a possível causa.

Outras correlações entre a magnitude das concentrações e as informações da ficha de residência (como presença de cortinas, idade da construção, tipo de piso, número de fumantes etc) foram procuradas não resultando em uma análise conclusiva. As tabelas 4.5.a e 4.5.b apresentam algumas características intrínsecas das residências com menor e maior concentração de radônio no ar, respectivamente. Observa-se a ausência de um padrão, em ambos os casos, sendo impossível evidenciar a influência da idade da construção, do tipo de piso, do tipo de tinta, da idade da pintura e do tipo de tijolo na magnitude da concentração medida.

Tabela 4.5.a: características das residências com concentrações de radônio baixo de 70 Bq m⁻³. Todas as residências estão localizadas em ruas movimentadas e apresentam boa ventilação. Todos os cômodos que foram monitorados são quartos e têm uma janela.

Residência	A ₀₂ (Bq m ⁻³)	Idade da construção (anos)	Idade da pintura (anos) e tipo	Piso
2	68 ± 7	25, baiano	1,5, acrílica	tábua corrida
3	71 ± 7	nova, maciço	1,5, latex	assoalho de madeira
4	67 ± 7	30, maciço	?, latex	taco
12	64 ± 7	25, ?	3, latex com fissuras	taco
17	62 ± 6	20, ?	?, latex	taco
20	59 ± 6	?, ?	?, latex	carpete de madeira
31	71 ± 9	20, baiano	1, latex	frio
34	70 ± 8	0,5, baiano	0,5, acrílica	tábua corrida
39	41 ± 6	8, baiano	0,5, acrílica	decorflex (borracha)

4.5.b: características das residências com concentrações de radônio acima de 200 Bq m^{-3} .

Todas as residências estão localizadas em ruas pavimentadas e apresentam boa ventilação.

Nas residências 5 e 35 a exposição ocorreu na sala e nas demais ocorreu no quarto. Todos os cômodos têm uma janela.

Residência	$A_{02} (\text{Bq m}^{-3})$	Idade da construção (anos)	Idade da pintura (anos) e tipo	Piso
5	211 ± 17	10, maciço	1, latex	taco
8	248 ± 19	14, maciço	1, latex	tábua corrida
13	330 ± 25	25, baiano	1,5, latex de baixa qualidade com fissuras	taco
19	287 ± 22	10, baiano	4, latex com fissuras	carpete
22	182 ± 15	10, baiano	?, latex	tábua corrida
32	220 ± 17	6, baiano	0,1, acrílica	frio
35	201 ± 16	20, baiano	2, latex	frio
38	206 ± 16	8, baiano	1,5, acrílica com fissuras	carpete de madeira

As residências 2, 12, 17, 18, 20 e 25 são apartamentos. Apenas a residência 25 apresenta concentrações que são compatíveis com os valores médios de casas conforme pode ser visto na tabela 4.5.c. As demais possuem concentrações abaixo das médias das casas, independente da idade da construção. Concentrações menores em apartamentos são normalmente observadas em medidas de campo como esta [Jon 88, Nem 00] e ocorrem devido a falta do solo como fonte de exalação de radônio, uma menor quantidade de materiais de construção por volume do ambiente de convívio humano e a maiores taxas de ventilação. Na tabela 4.5.c estão presentes os valores médios das concentrações para casas e apartamentos. A concentração percentual média de filhos é idêntica em casas e apartamentos e isso pode ser uma indicação que a proporção de filhos dentro de uma residência está mais relacionada com a ventilação da residência do que com a fonte de

radônio propriamente dita, uma vez que a magnitude de $\langle A_T \rangle$ parece não interferir na quantidade percentual de filhos.

Corroborando com estes resultados, as residências 8, 18, 20 e 29 apresentam concentrações percentuais médias de filhos superiores a 40% e, de acordo com informações prestadas por seus moradores, permanecem grande parte do dia fechadas.

Este resultado é consistente já que residências que trocam pouco ar com o exterior tendem a criar uma alta concentração de filhos em seu interior.

Tabela 4.5.a: Médias das concentrações para casas e apartamentos. A média global se refere à média de todas as residências.

	Casas	Apartamentos	Global
$\langle A_T \rangle$ (Bq m ⁻³)	197 ± 18	124 ± 26	186 ± 16
$\langle G \rangle$ (Bq m ⁻²)	16 ± 2	10 ± 2	15 ± 2
$\langle A_{01} \rangle$ (Bq m ⁻³)	138 ± 11	89 ± 15	131 ± 10
$\langle A_{02} \rangle$ (Bq m ⁻³)	140 ± 12	91 ± 19	133 ± 11
$\langle A_F \rangle$ (%)	27 ± 2	24 ± 6	27 ± 2

Na figura 4.2.1 estão presentes as relações gráficas entre as concentrações medidas na técnica que emprega o dosímetro de alumínio. O gráfico a desta figura representa a concentração superficial de deposição (G) versus a concentração de radônio no ar. A forte correlação entre as duas grandezas indica que a quantidade de radônio no ar está diretamente relacionada com a quantidade de filhos depositados nas superfícies materiais do ambiente, independente das taxas de ventilação observadas. Este fato sugere: i) a principal fonte de G é o radônio no ar; ii) a ventilação, quando analisada separadamente, não determina o quão insalubre é um ambiente.

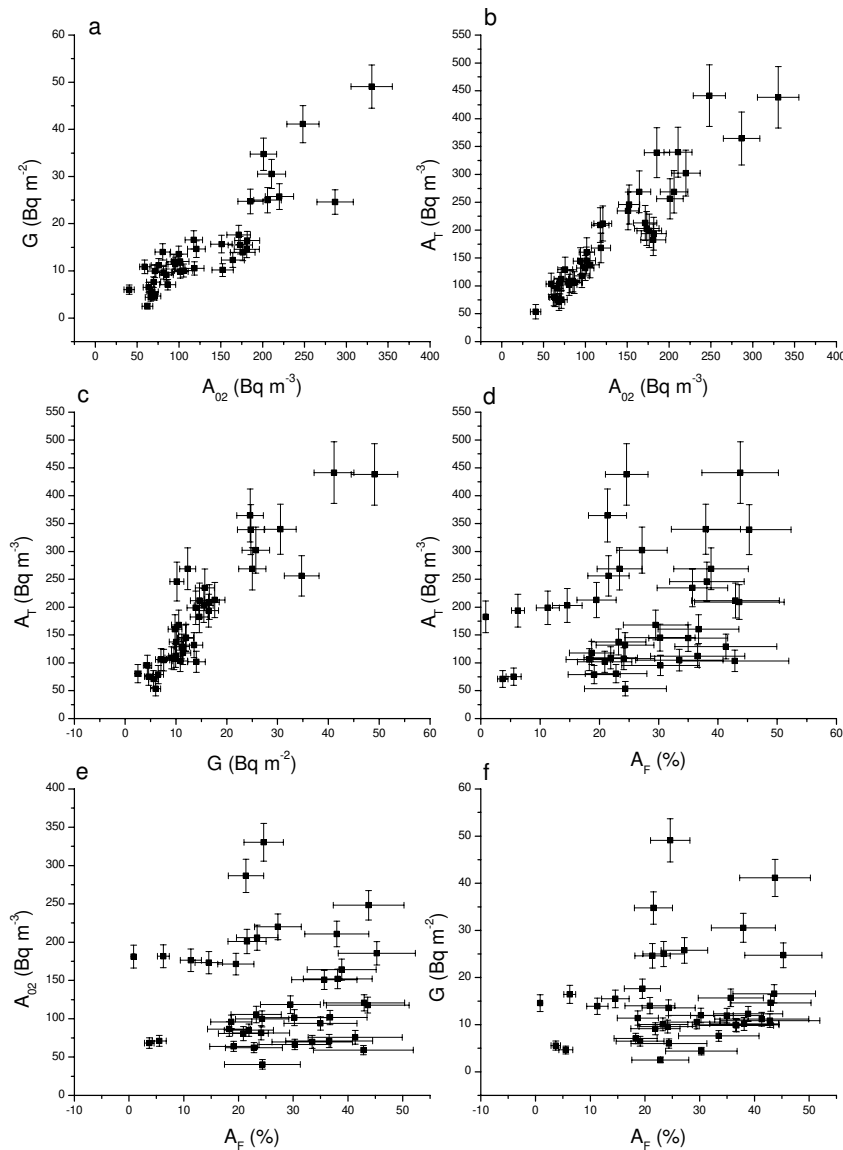


Figura 4.2.1: Relações entre as concentrações obtidas pelo dosímetro de alumínio.

Na figura 4.2.1.b estão relacionadas às concentrações alfa total e de radônio. A alta correlação entre estas grandezas corrobora com o fato de que no mínimo 55% da concentração alfa presente no ar origina do radônio conforme pode ser visto na quarta coluna da tabela 4.3.a.

Em 4.2.1.c estão correlacionadas a concentração alfa total e a concentração de deposição. A linearidade entre estas grandezas é reflexo das linearidades em 4.2.1.a e 4.2.1.b.

Em 4.2.1.d, 4.2.1.e e 4.2.1.f a concentração percentual de filhos é confrontada com as concentrações alfa, de radônio e de deposição. Observa-se que não há uma correlação definida entre a concentração percentual de filhos e as demais concentrações. O que pode ser afirmado é que onde há um pequeno percentual de filhos no ar, há uma grande probabilidade de haver pouco radônio no ar e filhos se depositando, porém a recíproca não é verdadeira.

Observa-se em 4.2.1.d, 4.2.1.e e 4.2.1.f altos e baixos valores de A_T , A_0 e G correspondendo a altos valores de A_F , mas não altos valores de A_F correspondendo a baixos valores de A_T , A_0 e G . Conseqüentemente, o método de se medir apenas a concentração de gás radônio e a partir desta buscar medidas indiretas para os filhos através de fatores de equilíbrio torna-se pouco adequado se é levado em consideração que a dose recebida devido aos filhos é cumulativa nas vias respiratórias.

Na figura 4.2.2 estão presentes os histogramas para as concentrações de radônio (a e b) e alfa total (c) no ar. O aspecto log-normal é comum em medidas de campo onde as concentrações de radônio são determinadas [Ran 89, Dur 97, Boc 98].

Na figura 4.2.3 estão as representações gráficas das medidas com carvão ativado nas 10 residências em cada uma das 4 exposições. Para efeito de clareza na visualização, no gráfico superior estão as 5 primeiras residências ao passo que no inferior as 5 restantes. A grande flutuação do valor da concentração de radônio entre as exposições é devida à variação no fator de equilíbrio [Ran 89, Dur 97] e mostra a vantagem das medidas integradas no tempo, durando vários meses e empregando detectores de estado sólido sobre

medidas “localizadas” com carvão ativado, onde o tempo de exposição é de aproximadamente uma semana. As respostas dos dosímetros são valores mais representativos das concentrações médias do que a resposta dos coletores, embora seguidas exposições dos mesmos resultem em médias compatíveis com aquelas dos dosímetros.

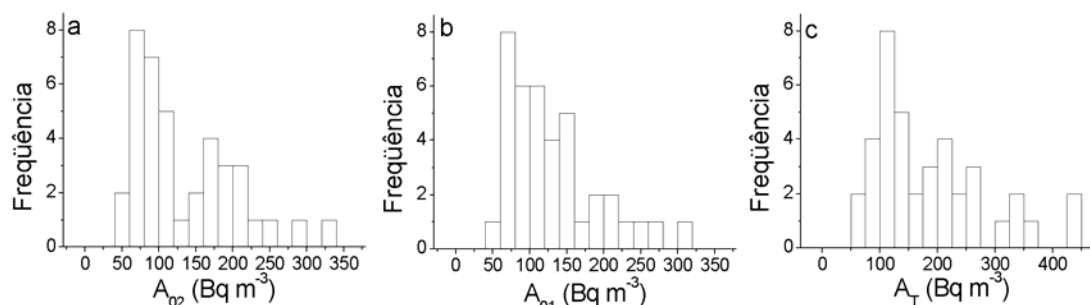


Figura 4.2.2: Histogramas das concentrações de radônio e alfa no ar.

Resultados inesperados ocorreram nas residências 24 e 33 onde as técnicas para determinação da concentração de radônio não produzem resultados próximos. A razão para isto pode ser devido a flutuações estatísticas em uma das técnicas, entrada de torônio ou, de forma menos provável, a contaminação do detector após a medida.

O fator de equilíbrio determinado experimentalmente nesta medida de campo foi de 0.4, coincidindo com a média global ponderada populacionalmente dada pela UNSCEAR [Uns 93].

A carta presente no anexo 5 foi enviada para cada morador comunicando o resultados da concentração de radônio medida em sua residência. Nesta carta também consta o valor médio encontrado para a medida de radônio assim como duas sugestões para que a concentração deste gás seja mantida em níveis baixos.

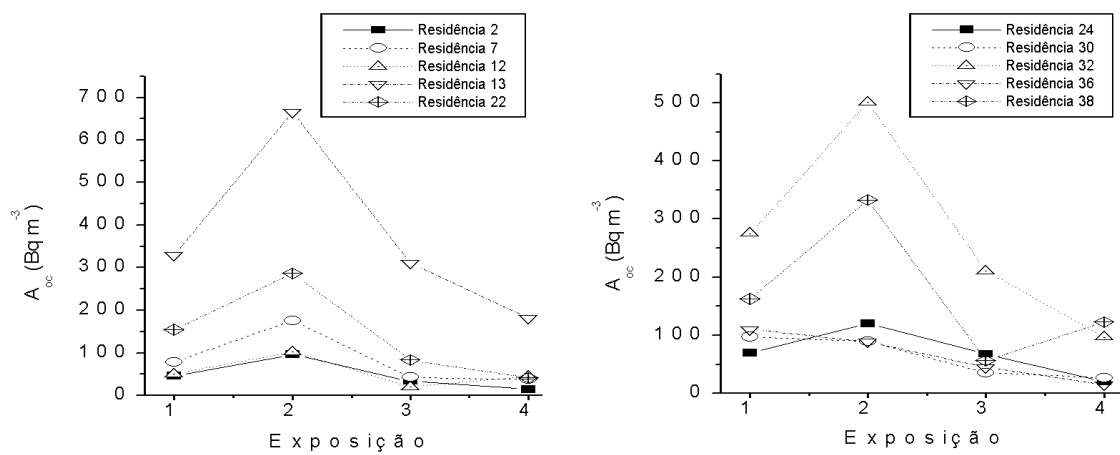


Figura 4.2.3: Representação gráfica das medidas com carvão ativado.

Capítulo 5

Conclusões Gerais

As três técnicas aplicadas neste estudo para a medida do radônio apresentaram resultados equivalentes. A técnica do carvão ativado apresenta uma limitação, por ser de curto período de exposição (short term), levando a resultados pouco representativos das verdadeiras concentrações médias de radônio quando não repetida com a periodicidade necessária.

A técnica do dosímetro de alumínio fornece a concentração dos filhos do radônio indiretamente, ou seja, é obtida através da subtração da concentração alfa total (obtida pelo detector externo) pela concentração do radônio (obtida pelo detector interno). O erro encontrado na concentração dos filhos será sempre maior que 10% do valor da concentração alfa total (a eficiência geométrica em 2.1.1 tem erro de 10%) independentemente do número de traços contados em cada detector. Este fato acarreta um erro que pode ser considerável quando a concentração percentual de filhos no ar é baixa. Este caso apresenta um interesse pequeno, uma vez que as altas concentrações dos filhos são responsáveis pela dose interna recebida.

Na figura 4.2.6 a concentração dos filhos (A_F) está diretamente relacionada com a concentração de radônio (A_{02}), a de deposição (G) e a alfa total no ar (A_T). Um ajuste linear foi feito para cada um destes gráficos. O valor do coeficiente de regressão, R , encontrado entre A_F e A_{02} é de 0,58 indicando uma pobre correlação entre a presença do radônio e a dos filhos. Isto quer dizer que a presença do elemento pai não é o suficiente para garantir a

presença dos filhos, cuja distribuição no ar é criticamente influenciada pelos fatores ambientais e o uso do fator de equilíbrio médio fornece resultados duvidosos.

O valor de R entre A_F e G foi de 0,68, o que indica que taxas de deposição dos filhos nas superfícies materiais fornecem informações um pouco mais confiáveis sobre as concentrações destes no ar do que a informação do pai no ar. Este gráfico mostra que estas taxas estão relacionadas principalmente com a quantidade dos filhos no ar. Outros fatores como ventilação e difusão influenciam a deposição dos filhos de forma secundária.

O valor de R entre A_F e A_T é de 0,82 mostrando que a concentração alfa no ar é um bom indicativo da concentração dos filhos.

As médias aritmética e geométrica²³ de radônio encontradas para as residências de Poços de Caldas são 132 e 117 Bq m⁻³ respectivamente. Como era esperado, este valor é maior que as médias obtidas em outras cidades brasileiras onde este tipo de estudo já foi conduzido. Embora a literatura sobre o assunto no país ainda seja pequena, pode-se citar Campinas–SP com uma média aritmética de 45 Bq m⁻³ [Nem 00], Rio de Janeiro uma média geométrica de 40 Bq m⁻³ [Mag 03], Cidades do Rio Grande do Norte e Ceará com média geométrica de 12 Bq m⁻³ [Mal 97].

A cidade de Poços de Caldas foi monitorada também por pesquisadores do Instituto de Radioproteção e Dosimetria-IRD [Vei 03], através de detectores de traços durante 3 meses em 2000. O critério de seleção de residências foi muito semelhante ao adotado neste trabalho tendo sido monitoradas 97 residências na área urbana. A média geométrica obtida pelo IRD foi de apenas 61 Bq m⁻³, diferindo bastante da obtida neste trabalho, através de duas técnicas distintas para detectores de traços. A diferença pode estar na calibração da técnica usada pelo IRD ou nos meses do ano monitorados.

²³ A média geométrica é definida como o produto das n observações elevado a 1/n.

O solo e os materiais de construção (tijolos, areia, cimento, pedras etc) são as principais fontes de radônio nas residências monitoradas e, para garantir níveis menores do gás, os moradores precisam primeiramente mudar os hábitos com relação à ventilação das residências e renovação periódica da pintura interna.

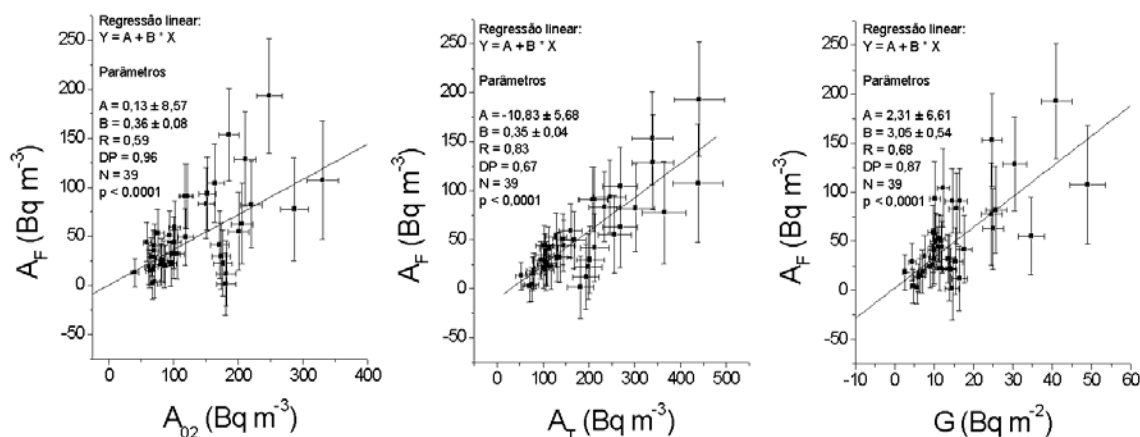


Figura 4.2.6: Relação da concentração dos filhos com as demais concentrações.

5.1 Considerações finais

O torônio normalmente está presente nos ambientes de convívio humano em concentrações muito menores que o radônio. Sua presença pode vir a influenciar o desempenho do dosímetro de alumínio. Na medida em Poços de Caldas isto não foi percebido de forma significativa. Em exposições onde possa haver uma fonte de tório o desempenho do dosímetro de alumínio pode ser assegurada empregando um filtro no orifício de entrada. Este filtro barraria o torônio devido a sua curta meia vida e tornaria a montagem ainda menos suscetível aos efeitos da ventilação. Neste caso, a relação entre as

concentrações de radônio, dentro e fora da montagem, podem ser mantidas iguais empregando-se fibra de vidro na forma sugerida por Doi et al. [Doi 92].

A disponibilização da técnica do dosímetro de alumínio é um objetivo ainda distante devido a complexidade de manipulação e análise dos detectores. Isto requer pessoas treinadas e qualificadas tornando o uso da técnica possível apenas em casos de prestação de serviços. Várias empresas nos Estados Unidos e Europa oferecem técnicas mais simples, que medem apenas o radônio, por meio da venda de um “kit” que ao ser adquirido é exposto e depois retornado para ser analisado²⁴. Como a técnica do dosímetro de alumínio possui um detector externo, o transporte e manuseio descuidado do mesmo pode acarretar problemas em sua superfície e até mesmo sua contaminação.

Finalmente, convém mencionar que os resultados apresentados nesta tese são uma extensão do trabalho realizado durante o mestrado [Nem 00] onde o objetivo de se obter medidas separadas e integradas no tempo de radônio e filhos, por meio de detectores de estado sólido, foi alcançada. Isto é um importante avanço na área pois, além de contornar todos os problemas da medida dos filhos, mostra o quão ineficiente é medir o radônio para predizer a concentração dos seus filhos.

²⁴ Algumas páginas que vendem os “kits”: <http://www.radonzone.com>, <http://alahv.org/radon.html>, <http://doityourself.com/home-safety/radongas.htm>.

Apêndice A

Considerações sobre o funcionamento dos dosímetros

O transporte do radônio e filhos no ar sofre a influência de inúmeros fatores como ionização, gravidade, forças eletrostáticas, ventilação, localização espacial de superfícies materiais etc [Por 84]. Monitorar a concentração destes radionuclídeos no ar através de detectores de traços (expostos diretamente no ar, ou no interior de dosímetros) requer, em princípio, o conhecimento da distribuição espacial e temporal dos mesmos e, conseqüentemente, o conhecimento de como estes se depositam em superfícies materiais (plate-out).

Pouca informação é encontrada na literatura sobre os mecanismos responsáveis pelo fenômeno da deposição dos filhos em superfícies materiais (“plate-out”). Sabe-se que campos eletrostáticos (distribuições de carga) tendem a concentrar filhos (que são íons positivos) em suas imediações. Este fenômeno é observado nas imediações de linhas de alta tensão [McI 99] e é usado no funcionamento dos eletretos, que consistem em detectores dielétricos carregados que atraem os filhos mudando com isso sua carga total [Kot 82, Kot 84, Gup 85].

A deposição ocorre tanto em materiais condutores como dielétricos. A vantagem de materiais condutores na confecção de dosímetros é que estes tendem a ter uma menor quantidade de filhos depositados (como é o caso do aço inox) e evitam o surgimento de campos eletrostáticos no interior dos dosímetros [Alb 87]. O uso de finas películas condutoras aterradas cobrindo o detector (que é um plástico dielétrico) [Bol 85] também

tem sido proposto para minimizar o efeito da deposição na superfície do detector (auto-deposição ou “selfplate-out”).

Devido a complexidade envolvida em um modelo onde as deposições e as auto-deposições são levadas em consideração, a calibração de dosímetros em ambientes controlados (câmara de radônio) tem sido cada vez mais utilizada. O problema desta calibração reside no fato de não ser uma boa representação de um ambiente de convívio humano, onde a concentração de radônio varia imensamente devido a inúmeros fatores.

Nesta seção algumas considerações sobre a distribuição dos filhos do radônio dentro de dosímetros são feitas para evitar o uso de câmaras de radônio. Possibilidades para um próximo trabalho metodológico também são sugeridas.

A.1 Modelo matemático para o funcionamento de dosímetros baseados em detectores de traços

Ao expor um detector de traços por um dado intervalo de tempo, quer seja no ar em uma geometria de exposição 2π ou em um dosímetro com geometria determinada, a densidade de traços integrada no tempo (supostamente uniforme sobre a superfície do detector) em traços cm^{-2} é definida como [Fle 80]:

$$\rho = \lambda_o K \int_0^{t_e} C(t) dt \quad (\text{a.1})$$

onde λ_0 é a constante de decaimento do radônio ($2,11 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$), $C(t)$ é a concentração de radônio no ar expressa em átomos m^{-3} no instante t e t_e é o tempo de exposição. K representa a resposta do dosímetro, também conhecida como fator de calibração, sendo definido como [Sut 88]:

$$K = \frac{1}{\lambda_0 C(t)} \frac{d\rho}{dt} = \frac{1}{A_0(t)} \frac{d\rho}{dt} \quad (\text{a.2})$$

onde $A_0(t)$ é a concentração de radônio no ar em Bq m^{-3} no instante t , $d\rho/dt$ é a taxa de produção da densidade de traços em $\text{traços cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Assim, a unidade de K é $\text{traços cm}^{-2}/\text{kBq m}^{-3} \text{ h}$. K é geralmente expresso em dimensão de comprimento (cm).

Para um dosímetro do tipo câmara de difusão, após um longo tempo de exposição ($t_e \gg 3 \text{ h}$), K pode ser aproximado por [Sut 88]:

$$K = \frac{\rho}{\langle A_0 \rangle \cdot t_e} \quad (\text{a.3})$$

onde $\langle A_0 \rangle$ representa a concentração média de radônio no ar.

De forma geral, a densidade de traços (ρ) apresentada por um detector de estado sólido como o CR-39 após ser exposto por um determinado intervalo de tempo t_e , em um dado ambiente é composta por duas frações: ρ^V e ρ^P .

A primeira fração, ρ^V , corresponde a traços gerados devido ao radônio e seus filhos no ar, ao passo que a segunda fração, ρ^P , corresponde a traços gerados pelos filhos do

radônio depositados nas superfícies materiais próximas ao detector e no próprio detector [Had 94, Fle 78, Pau 91].

Matematicamente, temos:

$$\rho = \sum_{i=0,1,3} \rho_i^V + \sum_{i=0,1,3} \rho_i^P \quad (\text{a.4})$$

onde os sub-índices 0, 1 e 3 referem respectivamente ao ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po .

A relação entre ρ^V apresentada pelo detector de estado sólido e a concentração de emissores alfa no ar em que foi exposto este detector, por um intervalo de tempo t_e , é dada por [Had 94, Fle 78]:

$$\rho^V = \sum_{i=0,1,3} \rho_i^V = \int_0^{t_e} dt \sum_{i=0,1,3} \iiint_V A_i(\vec{r}, t) \varepsilon \cdot \frac{\cos \theta}{4\pi \cdot |\vec{r}|^2} \cdot dV \quad (\text{a.5})$$

onde θ é o ângulo entre a trajetória da partícula α e um vetor normal a superfície do detector, o quociente $\frac{\cos \theta}{4\pi \cdot r^2}$, corresponde a probabilidade, em coordenadas esféricas, de uma partícula alfa, emitida em um pequeno volume dV do espaço, alcançar a superfície infinitesimal do detector localizado na origem do sistema de referência (é o quociente entre o ângulo sólido observado entre o local da emissão e a superfície do detector pelo ângulo

sólido total 4π). O vetor $\vec{r}$ conecta a origem do sistema de referência a dV e $A_i(\vec{r}, t)$ é a concentração do i -ésimo radionuclídeo no instante t e na posição $\vec{r}$.

A integração deve ser realizada em todo volume útil de detecção, ou seja, dentro do volume em que as emissões alfa que ocorram na direção do detector alcancem a superfície do mesmo. Finalmente, ε é a eficiência intrínseca do detector, definida como a razão entre o número de traços, por unidade de área, sobre o detector e o número de partículas alfa incidentes, por unidade de área, sobre o detector. Obviamente $0 < \varepsilon < 1$ [Lov 69, Fra 77].

A eficiência depende de parâmetros intrínsecos ao detector de traços que esta sendo empregado, como intervalo de energia incidente detectável e ângulo crítico de incidência, θ_c . As condições de ataque químico utilizadas na revelação do detector também influenciam a eficiência [Pau 91], uma vez que ataques “fortes” tendem a desgastar uma maior espessura da superfície do detector quando comparados a ataques mais brandos. Este desgastamento leva a perda dos traços que foram formados por partículas alfa que incidiram com ângulos mais rasantes. O ângulo crítico pode ser expresso em função do quociente entre a velocidade de ataque normal a superfície e a velocidade de ataque na direção do traço. Essas velocidades aparecem durante o ataque químico, na formação do traço latente (observável). Na literatura é comum referenciar θ_c como o “ângulo crítico de ataque”, e $\cos^2\theta_c$ como eficiência do ataque [Tid 90].

A determinação experimental de ε pode ser feita expondo o detector de estado sólido conjuntamente com uma emulsão nuclear (que tem eficiência praticamente 1). A razão entre as densidades de traços observadas nestes dois detectores fornece a eficiência [Pau 91].

Como uma alternativa a determinação experimental de ϵ , alguns autores integram a.5 respeitando os limites de detecção com relação a energia e ângulo de incidência do detector.

As energias das partículas alfa no decaimento do ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po são 5,5, 6,0 e 7,7 MeV respectivamente. O CR-39 é sensível para partículas alfa incidindo com energias entre 0 e 7,7 MeV. O LR-115, que é outro tipo de detector de traços, é sensível a energias de incidência variando entre 2 e 4 MeV. No ar, a 25 °C, a perda de energia da partícula alfa é aproximadamente 1,0 MeV/cm [Pau 91, Bet 55].

Com relação ao ângulo crítico, para o CR-39 o valor superestimado de 20° é comumente usado (pois θ_c também depende das condições de ataque químico). Para o LR-115 este valor sobe para 40°.

Finalmente, para a relação entre ρ^P e a concentração de filhos depositados nas superfícies materiais próximas ao detector temos:

$$\rho^P = \sum_{i=1,3} \rho_i^P = \int_0^{t_c} dt \sum_{i=1,3} \iint_S G_i(\vec{r}, t) \frac{\cos \theta}{4\pi \cdot |\vec{r}|^2} \cdot dS \quad (\text{a.6})$$

onde $G_i(\vec{r}, t)$ é concentração superficial do i-ésimo radionuclídeo no instante t e na posição $\vec{r}$. A integração neste caso se estende por toda área próxima ao detector, cujas emissões alfa ali geradas sejam capazes de atingir a superfície do mesmo, tomando o cuidado de não levar em consideração incidências com ângulo menor ou igual ao ângulo crítico do detector que esteja sendo utilizado.

A.2 Determinação teórica do fator de calibração para um dosímetro metálico semi-esférico

O caso mais simples para um estudo teórico é o dosímetro semi-esférico de raio R feito de aço inox. No centro da base deste dosímetro é posicionado um detector LR-115. O radônio presente no ar externo difunde-se para o interior do dosímetro através de pequenos orifícios cobertos com fibra de vidro (impedindo com isso a entrada de filhos) e após um período de tempo determinado entra em equilíbrio secular de atividades com seus filhos ali gerados. As concentrações de radônio dentro e fora do dosímetro podem ser consideradas praticamente iguais, conforme análise de cromatografia gasosa realizada por Doi et al. [Doi 92].

As fontes de partícula alfa são 3: os radionuclídeos no ar no interior do dosímetro, os radionuclídeos depositados nas superfícies internas e os radionuclídeos auto-depositados.

Como o material usado no dosímetro possui uma pequena taxa de deposição de filhos, a contribuição de suas paredes internas pode ser desprezada. Ao utilizar o LR-115 como detector, automaticamente despreza-se a contribuição da auto-deposição pois o mesmo só detecta partículas incidindo com energias entre 2 e 4 MeV (as alfas do decaimento do radônio e filhos estão todas acima de 5 MeV).

Assim, a densidade de traços no LR-115, ao ser exposto dentro do dosímetro por um tempo t é dada pela equação a.5 em coordenadas esféricas:

$$\rho = \sum_{i=0,1,3} A_i \int_0^t dt \int_V \frac{\cos \theta}{4\pi r^2} r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi \quad (\text{a.7})$$

onde devido ao equilíbrio secular de atividades $A_i(\vec{r}, t) = A_i = A$, ou seja, as concentrações dentro do dosímetro são consideradas iguais, homogêneas e constantes. V representa o volume efetivo de detecção para cada emissor alfa. No caso do radônio $E_\alpha = 5,5$ MeV. Considerando que a perda de energia da partícula alfa no ar a 25°C é aproximadamente 1 MeV/cm, a distância radial efetiva (a partir do centro do detector) para que as emissões na direção do detector sejam registradas está entre $5,5\text{ cm} - 2,0\text{ cm} = 3,5\text{ cm}$ e $5,5\text{ cm} - 4,0\text{ cm} = 1,5\text{ cm}$. Analogamente, para o ^{218}Po ($E_\alpha = 6,0$ MeV) esta distância varia entre 4,0 e 2,0 cm. Finalmente para o ^{214}Po ($E_\alpha = 7,7$ MeV) esta distância varia entre 3,7 e 5,7 cm. Desta forma, a integral volumétrica em a.7 pode ser escrita como:

$$\frac{\rho}{A.t} = \frac{1}{4\pi} \int_0^{2\pi} d\varphi \int_0^{\theta_c} \cos\theta \sin\theta d\theta \left[\int_{1.5\text{cm}}^{2.5\text{cm}} dr + \int_{2.0\text{cm}}^{4.0\text{cm}} dr + \int_{3.7\text{cm}}^{5.7\text{cm}} dr \right] \quad (\text{a.8}).$$

Tomando um dosímetro com raio igual a 5,0 cm e θ_c igual a 40° (no caso do LR-115), a.8 resulta em²⁵:

$$\frac{\rho}{A.t} = 1.98 \times 10^{-3} \frac{\text{traços.cm}^{-2}}{\text{Bq.cm}^{-3}.\text{h}} \quad (\text{a.9}).$$

²⁵Neste caso os limites de integração radial para o ^{214}Po estão entre 3.7 e 5.0 cm. Observar que uma conversão de unidades foi feita, uma vez que o resultado originalmente é dado em $\text{traços.cm}^{-2}(\text{Bq.cm}^{-3}.\text{s})^{-1}$.

Comparando a.9 com a.3, observa-se que este é o valor do fator de calibração teórico do dosímetro. Este resultado concorda com o valor experimental encontrado por Takao Iida [Iid 98] que é de $2,15 \pm 0,19$ traços $\text{cm}^{-2}(\text{Bq m}^{-3} \text{ h})^{-1}$.

A.3 Dificuldades na determinação teórica do fator de calibração para o dosímetro NRPB-SSI e propostas para contorná-las

Diferentemente do dosímetro semi-esférico, a concentração de radônio no interior do dosímetro NRPB-SSI não é igual a concentração de radônio do meio em que ele é exposto. De acordo com a análise de Wilkinson e Saunders [Wil 85] estas concentrações são proporcionais, sendo a constante entre elas uma soma de senos e cossenos hiperbólicos onde leva-se em consideração a área e o volume interno do dosímetro, o coeficiente de difusão, a espessura da parede e a constante de decaimento do radônio.

Neste dosímetro as fontes de partículas alfa também são as 3 citadas anteriormente.

Seu volume interno pode ser considerado como um cilindro tendo uma de suas extremidades fechadas por uma calota esférica (na outra extremidade fica a base circular com o detector CR-39 ocupando quase toda área). O quociente $\rho/A.t$ pode ser calculado neste volume de forma análoga ao procedimento acima.

Dificuldades surgem ao calcular a contribuição da deposição e da auto-deposição na densidade de traços. As quantidades de filhos depositados na superfície do detector (que é o

único material dielétrico dentro do dosímetro) e nas superfícies internas do dosímetro precisariam ser determinadas experimentalmente ou através de simulações utilizando o modelo de Monte Carlo ou Jaffrey [McI 94].

A deposição dos filhos nas superfícies gera uma concentração superficial (G) que precisa ser relacionada com a concentração de radônio do ambiente (A) onde o dosímetro está exposto.

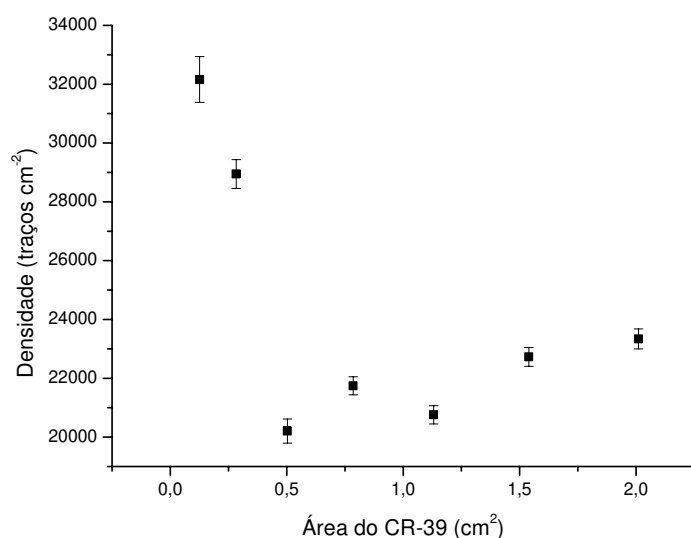
A concentração de deposição pode ser determinada experimentalmente através da irradiação do material do dosímetro em uma atmosfera conhecida de radônio e filhos e subsequente espectrometria alfa ou gama do material, contando nas janelas de energia dos decaimentos dos filhos [Alb 87]. Alternativamente, após a irradiação, o material pode ser colocado em contato com lâminas de CR-39 para que seja determinada a concentração superficial dos filhos [Big 88, Sut 91].

A auto-deposição no CR-39 pode ser quantificado de várias maneiras distintas. Expondo o CR-39 simultaneamente com o LR-115 e tomando o cuidado de contar no CR-39 apenas os traços de auto-deposição e aqueles com energia de incidência entre 2 e 4 MeV. Alternativamente, pode ser feito uma espectrometria alfa no CR-39 para discriminar apenas os traços de auto-deposição.

Outro método interessante seria investigar o efeito do tamanho do CR-39 na taxa de deposição na superfície do mesmo. Esta análise pode ser feita expondo vários dosímetros com detectores progressivamente menores, comparando suas respostas. Com isso espera-se anular, ou quase anular, a contribuição da auto-deposição na densidade de traços.

Resultados experimentais obtidos em uma exposição com detectores abertos (expostos diretamente no ambiente) e longe de superfícies materiais²⁶ no CNEN-Poços de Caldas, mostraram que, para detectores muito pequenos, a densidade de traços aumenta, conforme pode ser visto na figura a.1. Isso ocorre devido a uma influência cada vez menor do detector na distribuição dos filhos nas suas imediações.

As equações a.5 e a.6 consideram um detector pequeno localizado no centro da base



do dosímetro (ou na origem do sistema de referência). Na prática o detector utilizado ocupa quase toda a base e, ao considerar as suas dimensões na solução destas equações, uma solução analítica deixa de ser viável.

Figura a.1: Relação entre a densidade de traços e o tamanho do detector para uma exposição com detector aberto. Os detectores, com 500 μm de espessura, foram cortados circularmente com laser de CO_2 (10 W, 2000 m min^{-1} , 2000 Hz).

²⁶ Aberto no sentido de estar diretamente exposto ao ar, na literatura conhecido como “bare detector”. Longe das superfícies materiais por estar preso a um fino fio metálico rígido, distante da parede.

Embora a calibração do dosímetro em câmara de radônio [Orl 02] tenha sido feita contando-se traços de auto-deposição também (conta-se todos os traços registrados pelo detector sem nenhuma discriminação), uma técnica deverá ser refinada para discriminar a origem de cada tipo de traço no detector.

A confrontação de fatores de calibração determinados teoricamente com aqueles determinados em câmaras de radônio pode contribuir para um melhor entendimento dos mecanismos da deposição e até mesmo ajudar na elaboração de novos dosímetros. As etapas descritas neste anexo mostram a possibilidade de um projeto metodológico futuro sobre o funcionamento dos dosímetros.

Referências

[Alb 87] Al-bataina, B. and Jänecke, J., “Alpha-particle emission from contaminants in counter materials,” Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, **A255**, 512-517, 1987.

[Ama 88] Amaral, E. C. S., Carvalho, Z. L. and Godoy, J. M., “The transfer of ^{226}Ra and ^{210}Pb to the vegetation and to milk from a Brazilian high natural radioactivity region,” Radiation Protection Dosimetry, **24**, 119-121, 1988.

[Ama 92] Amaral, E. C. S., Rochedo, E. R. R., Paretzke H. G. and Franca, E. P., “The radiological impact of agricultural activities in an area of high natural radioactivity,” Radiation Protection Dosimetry, **45**, 289-292, 1992.

[Agr 50] Agrícola, G., “De re metallica,” H. C. Hoover and L. H. Hoover, Translators, Dover Publication Inc., New York, p. 214, 1950.

[Bal 80] Bale, W. F., “Memorandum to the files, 14 March, 1951: Hazards associated with radon and thoron,” Health Physics, **38**, 1062-1066, 1980.

[Bay 03] Baysson, H., Billon, S., Laurier, D., Rogel, A. and Tirmarche, M., “Seasonal correction factors for estimating radon exposure in dwellings in France,” Radiation Protection Dosimetry, **104**, 254-252, 2003.

[Bet 55] Bethe, H. A. and Ashkin J., “Passage of radiations through matter,” Experimental Nuclear Physics, **1**, edited by E. Segrè. John Wiley & Sons, New York, Chapman & Hall, London, 166-248, 1955.

[Big 88] Bigazzi, G., Hadler, J. C. N. and Paulo, S. R., “On indoor radon contamination monitoring with plastic nuclear track detectors: the influence of plate-out effect,” Nuclear Tracks Radiation Measurements, **15**, 539-542, 1988.

[Big 89a] Bigazzi, G., Hadler, J. C. N. and Paulo, S. R., “A discussion about one consequence of the RD plate-out effect: The inhomogeneity of the RD spatial distribution,” Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 - World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., 561-574, 1989.

[Big 89b] Bigazzi, G., Hadler, J. C. N. and Paulo, S.R., “On indoor radon contamination monitoring with SSNTDs: experimental results concerning plate-out and self-plate-out effects,” Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, **A280**, 506-509, 1989.

[Blu 92] Blue, T. E. and Jarzempa, M. S., “Radon gas adsorption on charcoal.” Health Physics. **62**:226-232; 1992.

[Bri 91] Bridges, B. A., Dphil, J. C., Arlett, C. F., Green, M. H. L., Waugh, A. P. W., Beare, D., Henshaw, D. L. and Last, R. D., “Possible association between mutant frequency

in peripheral lymphocytes and domestic radon concentrations,” *Lancet*, **337**, 1187-1189, 1991.

[Boc 98] Bochicchio, F., Forastiere, F., Abeni, D. and Rapiti, E., “Epidemiologic studies on lung cancer and residential exposure to radon in Italy and other countries,” *Radiation Protection Dosimetry*, **78**, 33-38, 1998.

[Bol 85] Boliden, A. B., “Detection and determination of substance emitting alpha rays such as radon and its decay products,” *European Patent* 52,636,851,002, 1985.

[Cha 77] Chambandet, A., Bernas, A. and Roncin, J., “On the formation of heavy ion latent track in polymeric detectors”, *Radiat. Effects* **34**, 57-9, 1977.

[Coh 83] Cohen, B. L. and Cohen, E. S., “Theory and practice of radon monitoring with charcoal adsorption,” *Health Physics*, **45**, 501-508, 1983

[Coh 86] Cohen, B. L. and Nason, R., “A diffusion barrier charcoal adsorption collector for measuring Rn concentrations in indoor air,” *Health Physics*. **50**(4), 457-463, 1986.

[Col 95] Colgan, P. A. and Gutierrez, J., “National aproaches to controlling exposures to radon,” Presented at the 6th Symposium on the Natural Radiation Environment, Montreal, 1995.

[Doi 92] Doi, M., Kobayashi S. and Fujimoto, K., “A passive measurement technique for characterisation of high-risk houses in Japan due to enhanced levels of indoor radon and thoron concentrations,” *Radiation Protection Dosimetry*, **45**, 425-430, 1992.

[Dur 93] Durrani, S. A., “Radon as a health hazard at home,” *Nucl. Tracks Radiat. Meas.*, **22**, 303-317, 1993.

[Dur 97] Durrani, S. A., Ilic, R., “Radon measurements by etched track detectors: applications in radiation protection, earth sciences and the environment”, World Scientific Publishing Co, London, 1997.

[EPA 87] “EERF Standard Operating Procedures for Rn-222 Measurement Using Charcoal Canisters,” EPA 520/5-87-005, U.S. Environmental Protection Agency, June 1987.

[EPA 89] “Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Protocols,” EPA 520-1/89-009, U.S. Environmental Protection Agency, March 1989.

[Fle 78] Fleischer, R. L. and Mogro-Campero, A., “Mapping of integrated radon emanation for detection of long-distance migration of gases within the earth: techniques and principles,” *Journal of Geophysical Research*, **83**, B7, 3539-3549, 1978.

[Fle 80] Fleischer, R. L., Giard, W. L., Mogro-Campero, A., Tuner, I. G, Alter H. W. and Gingrich, J. E., “Dosimetry of environmental radon: methods and theory for low dose integrated measurements,” *Health Physics*, **39**, 957-962, 1980.

[Fle 01] Fleischer, R. L., Meyer, N. R., Hadley, S. A., MacDonald, J. and Cavallo, A., “Personal radon dosimetry from eyeglass lenses,” *Radiation Protection Dosimetry*, **97**, 251-258, 2001.

[Fil 95] Filho, R. A., “Integração, manipulação e análise espacial de dados na pesquisa mineral através de modelos empíricos de prospecção: um exemplo no planalto de Poços de Caldas,” *Revista Brasileira de Geofísica*, **13**, 127-142, 1995.

[Fra 77] Frank, A. L. and Benton, E. V., “Radon dosimetry using plastic nuclear track detectors,” *Nuclear Track Detection*, **1**, 149-179, 1977.

[Geo 84] George, A. C., “Passive, integrated measurement of indoor radon using activated carbon,” *Health Physics*, **46**, 867-872, 1984.

[Geo 96] George, A. C., “State-of-art instruments for measuring radon/thoron and their progeny in dwellings – a review,” *Health Physics*, **70**, 451-463, 1996.

[Gup 85] Gupta, P. C., Kotrappa, P. and Dua, S. K., “Electret personal dosimeter,” *Radiation Protection Dosimetry*, **11**, 107, 1985.

[Had 91] Hadler, J.C. N., Iunes, P. J., Osorio, A. M. and Paulo, S. R., “Relationship between track size and energy for alpha particles in CR-39,” *Nuclear Tracks Radiation Measurements*, **19**, 313-317, 1991.

[Had 94] Hadler, J. C. and Paulo, S. R., “Indoor radon daughters contamination monitoring: the absolute efficiency of CR-39 taking into account the plate-out effect and environmental conditions,” *Radiation Protection Dosimetry*, **51**, 283-296, 1994.

[Had 95] Hadler, J.C. N., Iunes, P. J. and Paulo, S. R., “A possibility of monitoring indoor radon daughters by using CR-39 as an alpha-spectrometer”, *Radiation Measurements*, **25**, 609-610, 1995.

[Hen 90] Henshaw D. L., Eatough, J. P. and Richardson, R. B., “Radon as a causative factor in induction of myeloid leukaemia and other cancers,” *Lancet*, **355**, 1008-1012, 1990.

[ICR 93] International Commission on Radiological Protection, “Protection against radon-222 at home and at work,” *ICRP Publication 65*, 1993.

[Iid 98] Iida, T., “Passive methods for environmental radon and thoron monitoring,” *Radon and thoron in the human environment – Proceedings of the 7th Tohwa University International Symposium – Fukuoka, Japan 23-25 October 1997*, eds. Akira Katase and Michikuni Shimo, World Scientific, 18-27, 1998.

[Jam 88] James, A. C., “Lung dosimetry,” *Radon and its decay products in indoor air*, John Wiley & Sons, Inc., New York, 259-309, 1988.

[Jon 88] Jönsson, G., “Indoor ^{222}Rn measurements in Sweden with the solid state nuclear track detector technique,” *Health Physics*, **54**, 271-281, 1988.

[Jun 63] Junge, C. E., “Air chemistry and radioactivity”. Academic Press – New York, 1963.

[Kha 91] Khan, H. A., “Radon: a friend or a foe?,” *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, **19**, 353-362, 1991.

[Kha 93] Khan, H. A., Qureshi, I. E. and Tufail, M., “Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs),” *Radiation Protection Dosimetry*, **46**, 149-170, 1993.

[Kno 00] Knoll, G. F., “Radiation detection and measurements,” John Willey & Sons, 3rd ed, New York, 2000.

[Kot 82] Kotrappa, P., Dua, S. K., Pimpale, N.S., Gupta, P. G., Nambi, K. S. V., Bhagwat, A. M. and Soman, S. D., “Passive measurement of radon and thoron using TLD or SSNTD on electrets,” *Health Physics*, **43**, 399-404, 1982.

[Kot 84] Kotrappa, P., Dua, S. K., Pimpale, N.S., Gupta, P. G. and Khan, A. H., “Measurements of potential alpha energy concentration of radon and thoron daughters using an electret dosimeter,” *Radiation Protection Dosimetry*, **5**, 49-51, 1984.

[Kul 01] Kullab, M. K., Al-Bataina, B. A., Ismail, A. M. and Abumurad, K. M., “Seasonal variation of radon-222 concentrations in specific locations in Jordan,” *Radiation Measurements*, **34**, 361-364, 2001.

[Lau 04] Laurier, D., Valenty, M. and Tirmarche, M., “Radon exposure and the risk of leukemia: a review of epidemiological studies,” *Health Physics*, **86**, 425-426, 2004.

[Lov 69] Lovett, D. B., “Track etch detectors for alpha exposure estimation,” *Health Physics*, **16**, 623-628, 1969.

[Mag 03] Magalhães, M. H., Amaral, E. C. S., Sachett, I. and Rochedo, E. R. R., “Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements,” *Journal of Environmental Radioactivity*, **67**, 131-143, 2003.

[Mal 97] Malanca, A. and Gaidolfi, M., “Environmental radon in some Brazilian towns and mines,” *Radiation Protection Dosimetry*, **69**, 211-216, 1997.

[Mcd 83] McDowell, E. M. and Trump, B. F., “Histogenesis of preneoplastic and neoplastic lesions in tracheobronchial epithelium,” *Survey and Synthesis of Pathology Research*, S. Karger, Basel, 235-279, 1983.

[McI 94] McLaughlin, J.P. and Fitzgerald, B., “Models for determining the response of passive alpha particle detectors to radon and its progeny in cylindrical detecting volumes,” *Radiation Protection Dosimetry*, **56**, 241-246, 1994.

[McI 99] McLaughlin, J.P. and Gath, G., “Radon progeny activities in the vicinity of high voltage power lines,” *Radiation Protection Dosimetry*, **82**, 257-262, 1999.

[Met 92] Metters, J., “Setting radon in context,” *Radiation Protection Dosimetry*, **42**, 159-164, 1992.

[Mil 01] Miles, J. C. H., “Temporal variation of radon levels in houses and implications for radon measurements strategies,” *Radiation Protection Dosimetry*, **93**, 369-375, 2001.

[Myr 83] Myrick, T. E., Berven, B. A. and Haywood, F. F., “Determination of concentrations of selected radionuclides in surface soil in the U.S.,” *Health Physics*, **45**, 631-642, 1983.

[Nat 84] National Council on Radiation Protection and Measurements, “Evaluation of occupational and environmental exposure to radon and radon daughters in the United States,” Report 78, NCRP, Bethesda, MD, 1984.

[Nat 87] National Council on Radiation Protection and Measurements, “Ionizing radiation exposure of the population of the United States,” NCRP Report 93, Bethesda, MD, 1987.

[Nat 89] National Council on Radiation Protection and Measurements, “Control of radon in houses,” NCRP Report 103, Bethesda, MD, 1989.

[Nat 91] National Research Council, “Panel on dosimetric assumptions affecting the application of radon risk estimates,” Comparative Dosimetry of Radon in Mines and Homes, National Academic Press, Washington, DC, 1991.

[Naz 85] Nazzaroff, W. W., Feustel, H., Nero, A. V., Revzan, K. L., Grimsrud, D. T., Essling, M. A. and Toohey, R. E., “Radon transport into a detached one-story house with a basement,” Atmosphere Environment, **19**, 31, 1985.

[Nem 99] Neman, R., Guedes, S. O., Hadler, J. C. N., Iunes, P. J., Navia, L. M. S., Paulo, S. R., Rodrigues, V. C., Souza, W. F., Tello, C. A. S. and Zuñiga, A. S., “Indoor radon daughters survey in Campinas-Brazil using CR-39: First results,” Radiation Measurements, **31**, 287-290, 1999.

[Nem 00] Neman, R., “Medida da contaminação radioativa do ar ambiental por radônio-222 e filhos em residências de Campinas-SP, Brasil,” Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 2000.

[Nem 01] Neman, R. S., Schmitman, I. D., Hadler, J. C. N., Iunes, P. J., Paulo, S. R. and Guedes, S., “Measurement of indoor ^{222}Rn using CR-39 under a thin film geometry,” Radiation Measurements, **34**, 145-148, 2001.

[Nik 99] Nikolaev, V. A. and Ilic, R., “Etched track radiometers in radon measurements: a review,” Radiation Measurements, **30**, 1-13, 1999.

[Oli 74] Oliveira, A. G., “Mineralização de urânio e molibdênio no planalto de Poços de Caldas, MG,” Anais XXVIII Congresso Brasileiro de Geologia, **1**, 207-221, Porto Alebre, 1974.

[Orl 02] Orlando, C., Orlando, P., Patrizii, L., Tommasino, L., Tonnarini, L., Trevisi, R. and Viola, P., “A passive radon dosimeter suitable for workplaces,” Radiation Protection Dosimetry, **102**, 163-168, 2002.

[Pau 91] 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,” Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, 1991.

[Pet 90] Peto, J., “Radon and the risk of câncer,” Nature, **345**, 389-390, 1990.

[Pin 95] Pinel, J., Fearn, T., Darby, S. C. and Miles, J. C. H., “Seasonal correction factors for indoor radon measurements in the United Kingdom,” Radiation Protection Dosimetry, **58**, 127-132, 1995.

[Por 84] Porstendörfer, J., “Behavior of radon daughters products in indoor air,” Radiation Protection Dosimetry, **7**, 107-113, 1984.

[Pos 87] Porstendörfer, J., Reineking, A. and Becker, K. H., “Free fractions, attachment rates, and plate-out rates of radon daughters in houses,” in Radon and its Decay Products,

ed. P. K. Hopke, pp 285-300. ACS symposium series, ISSN 0097-6156; 331. American Chemical Society, Washington-DC, 1987.

[Raa 69] Raabe, O. G., "Concerning the interactions that occur between radon decay products and aerosols," *Health Physics*, **17**, 177-185, 1969.

[Ram 94] Ramachandran, T. V. and Subba Ramuas M. C., "Variation of equilibrium factor F between radon and its short-lived decay products in an indoor atmosphere," *Nuclear Geophysics*, **8**, 499-503, 1994.

[Ran 89] Rannou, A., "The bare detector and results of indoor radon survey in France," *Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences*, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14 - World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., 145-163, 1989.

[Rec 86] Rector, H. E., Fortmann, R. C. and Nagda, N. L., "Low-cost, charcoal-based passive method for measuring radon", *Indoor Radon, Proceedings of an APCA International Specialty Conference*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, 1986.

[Ris 98] Risica, S., "Legislation on radon concentration at home and at work," *Radiation Protection Dosimetry*, **78**, 15-21, 1998.

[Rob 90] Robkin, M. A., “Radon lung dosimetry,” Environmental Radon: Occurrence, Control and Health Hazards, S. K. Majundar, R. F. Schmalz and E. W. Miller, eds, The Pennsylvania Academy of Science, 304-318, 1990.

[Ron 88] Ronca-Battista, M. and Gray, D. “The influence of changing exposure conditions on measurement of radon concentrations with the charcoal adsorption technique”, Radiation Protection Dosimetry, **24**, 114, 361-365, 1988.

[Sam 88] Samuelsson, C., “Retrospective determination of radon in houses,” Nature, **334**, 338-340, 1988.

[Sam 89] Samet, J. M. and Nero, A. V. J., “Indoor radon and lung câncer,” New England Journal of Medicine, **320**, 591-594, 1989.

[San 90] Santos, P. L., Gouvea, R. C. and Dutra, I. R., “Acumulation of ^{210}Po in foodstuffs cultivated in farms around the Brazilian mining and milling facilities on Poços de Caldas plateau,” Journal of Environmental Radioactivity, **11**, 141-149, 1990.

[Sch 84] Schobbenhaus, C., Campos, D. A., Derze, G. R. and Asmus, H., “Geologia do Brasil: texto explicativo do mapa geológico do Brasil e da área oceânica adjacente incluindo depósitos minerais, escala 1:2.500.000.” DNPM, 501 p, 1984.

[Sex 87] Sextro, R. G., Harrison, J., Moed, B. A., Revzan, K. L., Turk, B. H., Grimsrud, D. T., Nero, A. V., Sanchez, D. C. and Teichman, K. Y., “A intensive study of radon and

remedial measures in New Jersey homes: preliminary results,” Indoor Air '87, B. Seifert, H. Esdorn, M. Fisher, H. Ruden and J. Wegner, Eds., Institute of Water, Soil and Air Hygiene, Berlin, West Germany, 295-299, 1987.

[Sex 94] Sextro, R. G., “Radon and the Natural Environment”, Radon: Prevalence, Measurements, Health Risks and Control, N. L. Nagda, Editor, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA, 9-32, 1994.

[Sut 88] Sutej, T., Ilic, R. and Najzer, M., “Response of track-etch dosimeters to environmental radon,” Nuclear Tracks and Radiation Measurements, **15**, 547-550, 1988.

[Sut 91] Sutej, T. and Ilic, R., “Plateout determination of radon decay products by autoradiography,” Nuclear Tracks Radiation Measurements, **19**, 425-426, 1991.

[Swe 83] Swedjemark, G. A., “The equilibrium factor F,” Health Physics, **45**, 453-462, 1983.

[Tid 90] Tidjani, A., “Effect of UV light on the efficiency of alpha-particle detection of CR-39, LR-115 type II and CN-85,” Nuclear Tracks and Radiation Measurements, **17**, 491-495, 1990.

[Tom 01] Tommasino, L., comunicação pessoal, 2001.

[Uns 93] - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation – UNSCEAR. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. United Nations, New York, 1993.

[Vas 87] Vasconsellos, L. H. M., Amaral, E. C. S., Vianna, M. E. and Penna Franca, U., “Uptake of ^{226}Ra and ^{210}Pb by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil,” *Journal of Environmental Radioactivity*, **5**, 287-302, 1987.

[Vei 99] Veiga, L. H. S., Sachett, I., Amaral, E. C. S., Melo, V., Magalhães, M., “Brazilian areas of high background radiation – are levels really high?,” *Proceedings of 5th conference on high levels of natural radiation and radon areas, radiation, dose and health effects, Munich*, 63-65, 1999.

[Vei 03] Veiga, L. H. S., Koifman, S., Melo, V. P., Sachett, I. and Amaral, E. C. S., “Preliminary indoor risk assessment at the Poços de Caldas plateau, MG-Brazil”, *Journal of Environmental Radioactivity*, **70**, 161-176, 2003.

[Yes 81] Yesner, R., “The dynamic histopathologic spectrum of lung cancer,” *The Yale Journal of Biology and Medicine*, **54**, 447-456, 1981.

[Wil 85] Wilkinson, P. and Saunders, B. J., “Theoretical aspects of the design of a passive radon dosimeter,” *The Science of the Total Environment*, **45**, 433-440, 1985.

[Wol 90] Wollemberg, H. A. and Smith, A. R. “A geochemical assessment of terrestrial gamma-ray absorbed dose rates,” *Health Physics*, **58**, 183-189, 1990.

Anexo 1

ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO DO AR DE AMBIENTES DE CONVÍVIO HUMANO POR RADÔNIO E FILHOS NA CIDADE DE POÇOS DE CALDAS-MG

1 Introdução

A UNICAMP, com a colaboração da INB (Indústrias Nucleares do Brasil) e a CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear), está realizando uma pesquisa a respeito da qualidade do ar respirado na cidade de Poços de Caldas.

Estamos interessados especificamente em uma poluição natural, que ocorre quase sem a interferência do homem e cuja origem é abordada abaixo.

Esta pesquisa já foi realizada em Campinas, e agora uma versão mais abrangente será realizada em Poços de Caldas, conforme descrevemos a seguir.

2 A origem desta contaminação e como ela nos afeta

As rochas em geral, o solo que pisamos e materiais extraídos dele, como tijolo e concreto, contêm quantidades muito pequenas de urânio. Este é um elemento fracamente

radioativo que decai em outras espécies radioativas e acaba formando um gás natural que também é radioativo: o radônio.

Por ser gasoso e por ter dificuldade de se ligar a outras espécies químicas, parte do radônio contido nos materiais de construção usados em nossas residências e, principalmente, no solo que está debaixo delas pode acabar saindo destes materiais e entrar no ar de nossas casas e locais de trabalho.

Por ser radioativo, o radônio decai em outras espécies radioativas que são os chamados “filhos do radônio”. Estes, ao contrário do radônio, têm muita facilidade de se ligarem a outras espécies químicas. Assim, os filhos do radônio que se encontram no solo ou em materiais de construção ficam ali ligados e não vão para o ar. Porém, os átomos de radônio que já se encontram no ar produzem filhos que acabam se ligando a partículas muito pequenas que estão em suspensão no ar: os aerossóis.

Ao respirarmos, aerossóis e outros poluentes que estão em suspensão no ar entram através de nossas vias respiratórias. Ao expirarmos, parte dos poluentes e aerossóis podem ficar retidos nas paredes internas de nossas vias respiratórias, porque tanto poluentes como aerossóis, em geral, têm facilidade de estabelecer ligações químicas.

Como a maior parte dos filhos do radônio que está no ar encontra-se ligada a aerossóis, os primeiros podem ficar retidos nas paredes de nossas vias respiratórias porque isso acontece com os aerossóis aos quais eles estão ligados.

Assim, uma quantidade muito pequena de filhos de radônio pode, com o tempo, ir se acumulando em nossas vias respiratórias. Sendo radioativos, esses elementos vão ali decair, produzindo uma pequena dose interna de radiação.

3 Sua periculosidade: uma questão em discussão

Esse assunto tem sido bastante pesquisado a partir do início dos anos 80. Uma forte motivação para isso decorreu de estimativas feitas a partir da incidência de câncer nas vias respiratórias de certos trabalhadores, que sugeriam que da ordem de 10.000 casos de cancer das vias respiratórias, por ano, nos Estados Unidos, seriam decorrência da dose de radiação tomada pela população, em residências e locais de trabalho. Este fato não foi comprovado até hoje. Por exemplo, Bernard Cohen, o propositor do método de detecção de radônio por carvão ativado, após estudar esta contaminação em mais de 900 municípios (condados) americanos não conseguiu correlacionar radônio com câncer. Por outro lado há resultados um pouco surpreendentes, onde aparece uma clara correlação entre incidência de radônio e leucemia, quando se toma a contaminação média de radônio em vários países.

No caso do cigarro, um poluente químico, os cientistas demoraram décadas para estabelecer, de uma forma clara, a correlação entre o hábito de fumar e o aumento da incidência de câncer, de pulmão principalmente. Na contaminação por radônio e filhos está acontecendo algo parecido. Apesar deste assunto já ter sido muito estudado, atualmente, ainda não se sabe se vai ser estabelecida uma correlação radônio-câncer. Há resultados que indicam que sim e há resultados que indicam que não.

Mais do que o caso do hábito de fumar, que afeta fumantes ativos e passivos, a contaminação por radônio e filhos envolve, num grau maior ou menor, a todos nós, porque vivemos e trabalhamos em ambientes fechados ou parcialmente fechados, onde radônio e filhos podem se acumular.

Em geral, efeitos de baixas doses de radiação são muito difíceis de se estabelecer porque, além da limitação estatística, outros fatores não controlados, podem mascarar os resultados. Desta forma, resultados contraditórios não são inesperados.

Dada a abrangência desse assunto, uma postura paciente e atenta é necessária. É preciso buscar uma melhoria do nosso conhecimento a respeito desta contaminação, o que, em física experimental, significa procurar aprimorar a sua detecção. O trabalho desenvolvido na UNICAMP situa-se exatamente nesta direção.

4 Dificuldades para medir os filhos do radônio

A grande maioria das metodologias utilizadas para estudar esta contaminação mede o gás radônio, o qual, por ser um gás que tem dificuldades de estabelecer ligações químicas, encontra-se homogeneamente distribuído no ar. Assim, este tipo de medida não apresenta dificuldades. Porém, são os filhos do radônio que podem ficar retidos em nossos aparelhos respiratórios, produzindo danos de radiação. Ou seja, a periculosidade desta contaminação está relacionada diretamente com os filhos do radônio, e apenas indiretamente com este último, cujo papel principal é o de ser o “pai”, ou o iniciador dos decaimentos que geram os filhos. Se estes também se distribuíssem homogeneamente no ar, seria mais fácil inferir sua atividade a partir de medidas do seu “pai”, o radônio.

Porém, tanto os filhos livres, como aqueles ligados a aerossóis e agrupamentos de átomos que estão em suspensão no ar (grande maioria) têm distribuição espacial dependente de inúmeros fatores ambientais, como tamanho e tipo de partículas em suspensão no ar, ventilação, existência de campos elétricos nas paredes, etc., o que

influencia a razão de deposição dos filhos sobre as superfícies materiais que compõem os ambientes.

Uma consequência imediata desta deposição, é que a distribuição espacial dos filhos do radônio no ar não é homogênea, sendo sua concentração menor nas imediações de superfícies materiais.

Esta dificuldade de medir a atividade dos filhos do radônio foi o fator preponderante que levou a que a quase totalidade das medidas sobre essa contaminação focalizasse sua atenção sobre o gás radônio, cuja atividade no ar é muito mais fácil de se medir. É claro que as mesmas dificuldades que cercam a medida direta da atividade dos filhos, acabam, também, impedindo ela possa ser inferida adequadamente, a partir de medidas ambientais do radônio.

Dessa forma, não é surpreendente que as intensas medidas do gás radônio efetuadas a partir dos anos oitenta não tenham conseguido responder à questão básica: radônio e filhos existente em ambientes de convívio humano representam, de fato, um risco para a saúde das pessoas?

Nos últimos anos uma atenção crescente tem sido dada aos filhos do radônio, resultado da percepção de que o progresso metodológico, nessa área, depende necessariamente da melhoria de nossa habilidade para medir os filhos do radônio, direta ou indiretamente.

Nosso grupo de pesquisa na UNICAMP, após anos de estudo desta contaminação desenvolveu uma técnica capaz de contornar as dificuldades mencionadas acima e realizar medidas precisas tanto do radônio como de seus filhos. Esta técnica, assim como outras duas amplamente difundidas pelo mundo estão discutidas abaixo e serão intercomparadas na exposição que realizaremos em Poços de Caldas.

5 As técnicas de detecção utilizadas

Serão expostos nas 40 residências selecionadas dos funcionários da INB e CNEN dois tipos de dosímetros por um período de aproximadamente 6 meses. Em 10 destas 40 residências, além dos dois dosímetros, haverá um monitoramento bimestral por meio de carvão ativado. Abaixo temos uma descrição destas técnicas.

5.1 Técnica desenvolvida no IFGW-Unicamp

Para efetuar um estudo sistemático da contaminação do ar de ambientes de convívio humano por radônio e filhos, utilizamos um técnica de medição desenvolvida no IFGW, onde, além do radônio, que é um emissor alfa, a atividade média dos seus filhos que são também emissores alfa (Po-218 e Po-214) pode ser medida em condições aproximadamente independentes de fatores ambientais.

Esta técnica envolve o uso do detector de traços de partículas nucleares CR-39, que é um plástico semelhante ao utilizado para a fabricação de lentes de óculos. Este registra partículas alfa que são emitidas em sua direção, formando os chamados traços latentes.

Para medir a contaminação do ar de ambientes de convívio humano por radônio e filhos, serão colocados nas residências, durante aproximadamente 6 meses (este tempo é longo por razões de estatística de traços e para que a atividade medida seja uma média representativa daquela que afeta as pessoas), montagens como a que está na figura 1, composta por duas partes cilíndricas de alumínio, que se fecham por meio de rosca, com

aproximadamente 10 cm de diâmetro. No interior desta montagem há uma camada de ar com espessura aproximada de 4mm. Existem 2 detectores (lâminas de CR-39 com $2,0 \times 2,0 \text{ cm}^2$) colocados, sobre as partes, próximos ao seu centro. Um deles é posto dentro da montagem enquanto que o outro fica no seu lado externo.

Somente o gás radônio alcança a região central das placas onde está situado o detector interno. Desta forma, o detector interno é usado para calcular a concentração do radônio e o detector externo é usado para calcular tanto a concentração conjunta do radônio e seus filhos emissores alfa quanto a concentração superficial (de deposição) destes filhos.

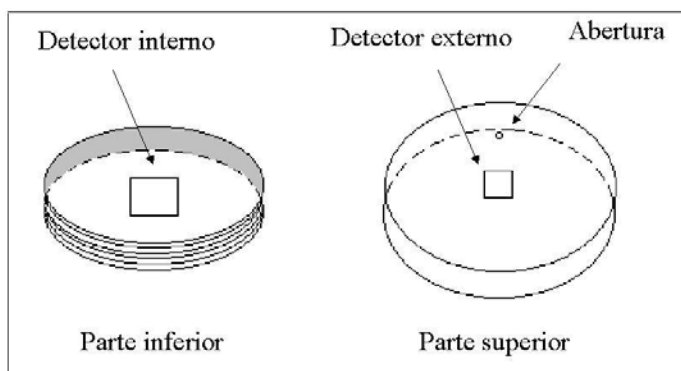


Figura 1: montagem em alumínio para radônio e filhos.

5.2 Técnica do dosímetro NRPB/SSI

Esta técnica tem sido largamente difundida na Europa em medidas de campo onde apenas a atividade do gás radônio é desejada. Consiste em utilizar o detector CR-39 dentro de um dosímetro (figura 2) feito de plástico condutor, onde somente o gás radônio pode se difundir para o seu interior. Em 2.a temos a vista externa do dosímetro composto por 2 partes, a inferior e a superior, que se encaixam conforme representado com as devidas

dimensões em 1.d. Em 1.c temos uma perspectiva aérea da parte inferior do dosímetro mostrando a localização e o formato do detector CR-39 utilizado neste dosímetro. As dimensões deste detector estão presentes em 1.b.

O dosímetro foi desenvolvido em parceria por pesquisadores da National Radiological Protection Board – Inglaterra (NRPB) e da Swedish Radiation Protection Institute - Suécia (SSI). O uso do plástico condutor para confecção do dosímetro se justifica devido ao fato que superfícies (dielétricas) eletrostaticamente carregadas geram campos que aumentam significativamente a concentração dos filhos do radônio que estão se difundindo no ar, nas imediações desta superfície, comprometendo com isso a performance do dosímetro. No caso de superfícies condutoras, não temos este efeito dos campos eletrostáticos e observamos ainda uma redução na taxa de plate-out.

Para que se possa utilizar o dosímetro obtendo resultados precisos uma calibração adequada se faz necessária. Esta calibração foi realizada por diversos laboratórios europeus e consiste em expor o dosímetro em uma câmara de radônio, onde a concentração do mesmo deve ser conhecida com toda a precisão possível e continuamente monitorada, com instrumentos de medição direta, durante o período de exposição. Deste modo, a atividade do radônio no ambiente onde o dosímetro é exposto, é relacionado com a densidade de traços medida no CR-39 presente no interior do dosímetro.

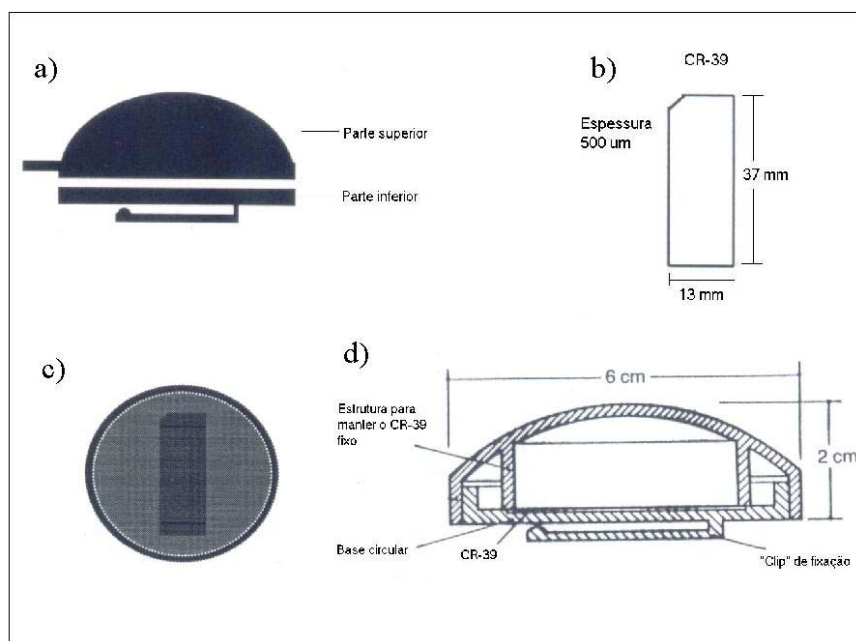


Figura 2: Dosímetro NRPB/SSI.

5.3 Técnica do carvão ativado

Nas técnicas descritas acima, o tempo de exposição dos dosímetros é de 6 meses e isto significa uma medida integrada no tempo, ou seja, uma medida que representa uma média neste intervalo de tempo. No entanto, as concentrações de radônio e filhos no ar estão sujeitas a inúmeros fatores que causam uma variação de acordo com a hora do dia e até mesmo com a estação do ano. Para captar estas variações, uma medida "pontual" é necessária, ou seja, uma medida onde a concentração do radônio seja obtida de forma rápida e represente a concentração durante aquele curto intervalo de tempo que durou a medida. Isto é feito através da técnica do carvão ativado.

Nesta técnica a duração da exposição pode variar de 2 a 7 dias, e consiste em colocar carvão ativado dentro de um recipiente (coletor) formando com isso uma camada

de carvão com espessura determinada. O radônio ao se difundir para dentro do coletor fica retido nas camadas de carvão. Serão realizadas 4 medidas durante os 6 meses de exposição das técnicas descritas em 5.1 e 5.2: primeira medida no início da exposição, segunda e terceira medidas após 2 e 4 meses respectivamente e quarta medida ao final da exposição.

Após a exposição, os coletores são analisados através de contagem gama, devido ao decaimento dos filhos do Radônio. O resultado desta contagem é então convertido na concentração média de Radônio com a qual o coletor ficou exposto dentro da residência.

O sistema coletor-carvão que será utilizado conta com coletor em alumínio de aproximadamente 10,0 cm de diâmetro e 2,9 cm de altura e tampa. Cada coletor possui tela metálica que imobiliza o carvão, evitando com isso desabsorção do Radônio.

6 Medida em Poços de Caldas

Um dos objetivos desse projeto, a médio prazo, é iniciar um estudo sobre a contaminação por radônio e filhos em termos dosimétricos.

A escolha das residências, onde serão expostos os detectores tem a restrição de que seja uma residência onde haja um morador que seja funcionário da INB ou CNEN. Isto busca maximizar o retorno dos detectores, em boas condições, ao fim da exposição. Outros fatores deverão contribuir para isso: i) termos relacionados ao estudo da radiação são comuns aos funcionários destes órgãos, ii) as montagens são passivas e compostas por elementos como plástico e alumínio; iii) facilidades de comunicação devido ao vínculo.

O quarto de dormir é o local preferido para a exposição dos dosímetros porque é ali que as pessoas mais ficam quando estão em casa.

Garantimos que a permanência desta montagem nas residências, por um período de aproximadamente 6 meses, não representa qualquer risco ou perigo para seus moradores.

A contaminação que estamos estudando é uma baixa contaminação ambiental, o que dificulta a sua medição e o entendimento se representa algum risco para a saúde das pessoas. Certamente esse risco, se houver, será muito pequeno, bem menor do que aquele resultante do hábito de fumar.

Por outro lado, esta contaminação precisa ser estudada melhor, porque envolve praticamente todas as pessoas, as quais passam a maior parte de suas vidas em ambientes fechados ou parcialmente fechados. Assim se ela representar algum risco para a saúde das pessoas, esse risco precisa ser bem compreendido, para que saibamos adotar procedimentos que, no futuro, possam evitá-lo ou minorá-lo.

O resultado da exposição, tão logo esteja disponível, será enviado aos moradores.

Grato pela sua colaboração.

Rodrigo Neman

DRCC - IFGW - UNICAMP

Executor do Projeto

Contatos: tel: (19) 3788-5362; Fax: (19) 3788-5512; Cel: (19) 9157-6707; E-mail: rsneman@ifi.unicamp.br

Anexo 2

Locais de Exposição dos Detectores e Duração da Medida de Campo em Poços de Caldas

Residência	01	Início	14/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	I,J-4
Endereço	Av. David Benedito Ottoni, bairro Cristiano Osório						

Residência	02	Início	12/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-6,7
Endereço	Rua Argentina, bairro Quisisana						

Residência	03	Início	12/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	H-5
Endereço	Rua Roberto Ieno Castelari, bairro Jardim Planalto						

Residência	04	Início	12/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	I-5
Endereço	Rua Marechal Deodoro, bairro Centro						

Residência	05	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	H-6
Endereço	Rua Manoel Reis, bairro Santa Ângela						

Residência	06	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	H-7
Endereço	R Senador Nilo Coelho, bairro Jardim Vitória						

Residência	07	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	J-5
Endereço	R José Augusto de Resende, bairro Jardim São Paulo						

Residência	08	Início	12/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	E-5
Endereço	R. Nenê Bassos bairro Jardim Country Club						

Residência	09	Início	14/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	K-6,7
Endereço	Rua João dos Santos Tziu, bairro Jardim Ipê						

Residência	10	Início	14/04/02	Fim	25/10/02	Mapa	I-5
Endereço	R Santa Catarina, bairro Centro						

Residência	11	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	I,J-6
Endereço	R Presidente Juscelino Kubitschek, bairro Castanheiras						

Residência	12	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-4,5,6
Endereço	R Assis Figueiredo, bairro Centro						

Residência	13	Início	14/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-6
Endereço	R. Prata, bairro Vila Líder						

Residência	14	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	I,J-6
Endereço	R Presidente Juscelino Kubitscheck, bairro Castanheiras						

Residência	15	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	G-4
Endereço	R Celina Cruz, bairro Jardim Gama Cruz						

Residência	16	Início	12/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	F-5,6
Endereço	Av Buenos Aires, bairro Jardim Novo Mundo II						

Residência	17	Início	12/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	J-4,5
Endereço	Rua Laguna, bairro Jardim dos Estados						

Residência	18	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	H,I-7
Endereço	Av Fosco Pardini, bairro Quisisana						

Residência	19	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-11,2
Endereço	Rua Polônia, bairro Parque das Nações						

Residência	20	Início	12/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	I,J-6
Endereço	Av Antônio Carlos, bairro Cascatinha						

Residência	21	Início	12/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	H-5
Endereço	R José de Carvalho, bairro Jardim Planalto						

Residência	22	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-6,7
Endereço	R Colômbia, bairro Quisisana						

Residência	23	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-6,7
Endereço	R Colômbia, bairro Quisisana						

Residência	24	Início	13/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	J-10
Endereço	R Murilo Rodrigues, bairro Parque Esperança						

Residência	25	Início	14/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	I-6,7
------------	----	--------	----------	-----	----------	------	-------

Anexo 2. Locais de exposição e duração da medida

Endereço	R. Argentina, bairro Quisisana						
Residência	26	Início	13/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	K-6,7
Endereço	R João Baldan, bairro Jardim Ipê						
Residência	27	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	K-4
Endereço	Viela de Antenor Damini, bairro Santa Rosália						
Residência	28	Início	14/04/02	Fim	23/10/02	Mapa	K-7
Endereço	R Ana Maria Dias da Silva, bairro Jardim Azaléias						
Residência	29	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	E-7
Endereço	R Padre Jose Gerard, bairro Maria Imaculada						
Residência	30	Início	14/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	K-6,7
Endereço	R Humberto C Villa, bairro Jardim Ipê						
Residência	31	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	K 5
Endereço	R Vera Cruz, bairro Vila Menezes						
Residência	32	Início	14/04/02	Fim	21/10/02	Mapa	I-11,12
Endereço	Av Portugal, bairro Parque das Nações						
Residência	33	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	K-4
Endereço	R Paulo Turato, bairro Santa Emília						
Residência	34	Início	13/04/02	Fim	25/10/02	Mapa	I-6
Endereço	R. Groenlândia, bairro Jardim Bela Vista						
Residência	35	Início	13/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	K-4,5
Endereço	Rua Sebastião Tomaz Oliveira, bairro Santa Rosália						
Residência	36	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	L-5
Endereço	R Joaquim de Parolis, bairro Parque Primavera						
Residência	37	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	M-6
Endereço	Rua Manoel de Freitas, bairro Chácara Alvorada						
Residência	38	Início	20/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	G-5
Endereço	R João Bueno Brandão, bairro São Geraldo						

Residência	39	Início	14/04/02	Fim	22/10/02	Mapa	L-6
Endereço	R Paissandu, bairro Dom Bosco						

Residência	40	Início	12/04/02	Fim	Não concluída	Mapa	I-4,5
Endereço	R Minas Gerais, bairro Centro						

Anexo 3

Ficha de residência

Número da residência ____ ____

Início da exposição: ____ / ____ / ____

Fim da exposição: ____ / ____ / ____

Nome: _____

Endereço: _____

Bairro: _____ fone: _____

Número de pessoas que residem: _____

Tempo de residência: _____

Casos de câncer ou leucemia em residentes na casa: _____

Casa própria ou alugada: _____ Número de fumantes: _____

Local de exposição:

☐ dormitório ☐ sala ☐ cozinha ☐ banheiro

Fumam no local: ☐ sim ☐ não

Número de janelas: _____

A janela fica aberta:

☐ sempre ☐ nunca ☐ só durante o dia ☐ só durante a noite ☐ algumas horas

No ambiente existe:

☐ ventilador de teto ☐ circulador de ar ☐ ar condicionado ☐ nada

Fica ligado:

☐ sempre ☐ nunca ☐ só de dia ☐ só a noite ☐ algumas horas ☐ só no calor

☐ o ano todo

Tipo de construção:

☐ alvenaria ☐ madeira ☐ outros: _____

☐ tijolo maciço ☐ tijolo baiano

☐ nova ☐ antiga

Forro: ☐ alvenaria ☐ madeira ☐ não tem

Revestimento (reboque): ☐ sim ☐ não obs: _____

Pintura: ☐ sim ☐ não

☐ nova ☐ antiga Quantos anos: _____

Tipo de tinta:

☐ látex ☐ óleo ☐ epoxi ☐ acrílica ☐ não lembra

☐ outras _____

Pintura apresenta fissuras: ☐ sim ☐ não

Número de comodoss: _____

De maneira geral a residência apresenta boa ventilação: ☐ sim ☐ não

Insolação:

Há cortinas: _____ ☐ quartos ☐ sala ☐ cozinha ☐ banheiro

Anexo 3. Ficha de residência

Piso:

☐ frio ☐ taco ☐ carpete ☐ carpete de madeira ☐ contra piso

☐ cimento queimado ☐ chão batido

Localização da residência:

☐ avenida ☐ rua ☐ pavimentada ☐ terra

Anexo 4

RESIDÊNCIAS MONITORADAS COM CARVÃO ATIVADO

Residência		2			
Carvão ativado		Coletor 5			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	19/04 19:49	24/04 10:42	279,10	290,91	11,81
2	20/06 14:07	24/06 11:33	279,78	287,30	7,52
3	19/08 12:24	23/08 12:19	302,19	305,29	3,10
4	21/10 19:49	25/10 11:39	277,61	287,06	9,45

Residência		7			
Carvão ativado		Coletor 3			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	19/04 19:10	24/04 11:12	291,35	302,26	10,91
2	20/06 14:39	24/04 10:03	272,80	280,40	7,60
3	19/08 12:36	23/08 13:42	274,15	278,62	4,47
4	21/10 18:58	25/10 12:08	267,94	276,39	8,45

Residência		12			
Carvão ativado		Coletor 4			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	19/04 19:25	24/04 11:25	278,69	289,39	10,70
2	20/06 14:49	24/06 10:15	282,11	290,16	8,05
3	19/08 12:47	23/08 13:50	277,62	281,89	4,27
4	21/10 19:31	25/10 12:36	273,92	283,31	9,39

Residência		13			
Carvão ativado		Coletor 2			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	19/04 18:47	24/04 11:00	293,74	305,18	11,44
2	20/06 14:26	24/06 11:21	288,80	298,98	10,18
3	19/08 12:59	23/08 12:43	271,23	277,35	6,12
4	21/10 18:44	25/10 11:54	287,93	296,13	8,20

Residência	22				
Carvão ativado	Coletor 1				
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	19/04 18:36	24/04 10:53	291,52	302,85	11,33
2	20/06 14:20	24/06 11:26	292,63	300,47	7,84
3	19/08 13:07	23/08 12:29	274,46	279,05	4,59
4	21/10 17:44	25/10 11:47	275,64	284,59	8,95

Residência	24				
Carvão ativado	Coletor 8				
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	20/04 15:56	24/04 10:20	278,79	288,28	9,49
2	20/06 13:29	24/06 11:00	278,06	285,81	7,75
3	19/08 12:00	23/08 11:58	309,24	314,25	5,01
4	21/10 16:52	25/10 11:17	272,54	280,44	7,90

Residência	30				
Carvão ativado	Coletor 7				
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	20/04 15:41	24/04 10:30	287,66	298,61	10,95
2	20/06 13:50	24/06 11:54	284,91	294,45	9,54
3	19/08 12:14	23/08 12:11	290,12	295,08	4,96
4	21/10 20:07	27/10 15:00	294,82	302,48	7,66

Residência	32				
Carvão ativado	Coletor 9				
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	20/04 16:09	24/04 09:56	278,98	289,99	11,01
2	20/06 13:05	24/06 12:15	298,36	308,77	10,41
3	19/08 11:44	23/08 11:44	284,77	290,87	6,10
4	21/10 20:54	25/10 11:09	271,54	279,90	8,36

Anexo 4. Residências monitoradas com carvão ativado

Residência		36			
Carvão ativado		Coletor 6			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	20/04 15:14	24/04 11:55	276,09	287,69	11,60
2	20/06 15:23	24/06 10:30	274,85	284,11	9,26
3	19/08 14:06	23/08 14:17	283,73	287,79	4,06
4	22/10 11:30	25/10 13:51	268,12	276,79	8,67

Residência		38			
Carvão ativado		Coletor 10			
Exp	Início	Fim	m _o (g)	m _f (g)	Δm (g)
1	20/04 17:26	24/04 11:35	284,97	294,74	9,77
2	20/06 15:05	24/06 11:07	276,66	284,22	7,56
3	19/08 13:47	23/08 14:01	304,40	308,27	3,87
4	22/10 10:09	25/10 12:52	280,41	287,79	7,38

Anexo 5

Carta aos Moradores

Campinas, _____

Prezado(a) Sr(a) _____

É com grande satisfação que comunicamos a conclusão dos trabalhos relativos a medida da Concentração de Radônio em Residências de Poços de Caldas-MG financiada com recursos da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP e realizada pelo Grupo de Cronologia do Instituto de Física da Unicamp.

Agradecemos sua participação neste projeto que foi de grande importância para progredirmos no entendimento de como o radônio se comporta em ambientes de convívio humano.

Ao todo foram monitoradas 39 residências entre os meses de abril de 2002 e outubro de 2002. O valor médio da concentração de radônio obtido foi de 130 Bq.m^{-3} .

Em sua residência o valor medido foi de _____ Bq.m^{-3} .

Em diversos países do mundo existem legislações sobre as concentrações de radônio dentro das residências. Como ainda não há um consenso sobre os efeitos desta exposição em nossos organismos, os níveis de referência variam entre 150 Bq.m^{-3} nos Estados Unidos, 200 Bq.m^{-3} em diversos países europeus, chegando até 400 Bq.m^{-3} como é o caso do Canadá.

Aproveitamos a ocasião para comunicar que a concentração de radônio pode ser mantida em níveis baixos dentro das residências apenas observando o hábito diário de manter as residências o maior período possível com janelas e portas abertas para que ocorra a ventilação e a troca de ar com o exterior. Manter a pintura interna sempre em bom estado, aplicando uma nova camada de tinta a cada 3 anos e prevenindo fissuras também é um modo de diminuir as concentrações de radônio.

Desde já nos colocamos a disposição para qualquer esclarecimento.

Atenciosamente

Rodrigo S. Neman – Executor do projeto

rsneman@ifi.unicamp.br

(19) 3788-5362

(19) 9157-6707