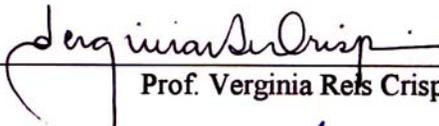


ESTUDO DOS NÍVEIS DE EMANAÇÃO DO  $^{222}\text{Rn}$  DE ALGUNS MATERIAIS DE  
CONSTRUÇÃO CIVIL E ÁREAS PÚBLICAS

Geovane Silva Araújo

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS  
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE  
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS  
PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA  
NUCLEAR.

Aprovada por:

  
Prof. Verginia Reis Crispim, D.Sc

  
Prof. Ademir Xavier da Silva, D.Sc

  
Dr. Júlio Cezar Suita, D.Sc

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2003

ARAÚJO, SILVA GEOVANE

Estudo dos níveis de emissão do  $^{222}\text{Rn}$  de alguns materiais de construção civil e áreas públicas [Rio de Janeiro] 2003

VIII, 94 p 29,7 cm (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Nuclear, 2003)

Tese - Universidade do Rio de Janeiro, COPPE.

1. Detecção de radônio-222
2. Material de construção
3. Exposição do radônio-222 em ambientes fechados
4. Calibração do detector CR-39
5. Espectrometria gama

I. COPPE/UFRJ

II. Título (Série)

## DEDICATÓRIA

Aos meus pais João e Graça; a  
minhas irmãs: Gilvana, Gilce, Merian e  
Márcia, e também aos meus sobrinhos.

A Angela e ao meu filho César  
Augusto, e principalmente a Deus em  
quem encontrei refúgio.

## AGRADECIMENTOS

Aos professores e funcionários do Programa de Engenharia Nuclear da COPPE pelo apoio e incentivo em especial ao Prof. Ademir e a Cristina.

A Professora Vergínia pela orientação desse trabalho;

Aos pesquisadores e funcionários do IEN em especial D.Sc. Luis Bellido, Vandir, Milton e Danilo;

Ao DSc. Luis da Matta;

Ao Donald Binns;

Aos meus caros amigos Wacha, Bentes, Gunar e João Luis.

Em especial a minha família e a Angela que sempre me incentivou.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES pelo apoio financeiro recebido.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

ESTUDO DOS NÍVEIS DE EMANAÇÃO DO  $^{222}\text{Rn}$  DE ALGUNS MATERIAIS DE  
CONSTRUÇÃO CIVIL E ÁREAS PÚBLICAS

Geovane Silva Araújo

Março/2003

Orientadores: Verginia Reis Crispim

Programa: Engenharia Nuclear

A exposição ao radônio e aos seus produtos de decaimento em trabalhadores subterrâneos é bem reconhecido como risco de causar câncer de pulmão. Vários estudos têm sido publicados desde 1979, sobre o risco de câncer de pulmão por radônio-222 em ambientes fechados na população em geral. O radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ) é considerado a maior fonte natural de radiações ionizantes na população. Três séries radioativas formam as fontes primárias de radônio no solo. O  $^{222}\text{Rn}$  originado do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  originado da série do  $^{232}\text{Th}$  e  $^{219}\text{Rn}$  originado do  $^{235}\text{U}$ . No presente trabalho o principal alvo é realizar medidas de emanações do Rn-222, desde sua contribuição de radiação no solo e no ar. Este trabalho foi iniciado para descobrir o aumento do nível de exposição ao radônio em alguns materiais de construção, ambientes fechados e especificamente no Metrô da cidade do Rio de Janeiro. O sistema de medidas é formado por um tubo cilíndrico e uma câmara de difusão contendo detectores de traços nucleares (CR-39). Ataque químico foi usado para ampliar os traços produzidos por partículas alfa.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

STUDY OF THE LEVELS OF THE EXHALATION OF  $^{222}\text{Rn}$  OF SOME  
BUILDINGS MATERIAL AND PUBLICS AREAS

Geovane Silva Araújo

March/2003

Advisors: Verginia Reis Crispim

Department: Nuclear Engineering

The exposure to radon and its decaying products on underground workers is a well-recognized risk for causing lung cancer. Several studies have been published since 1979, regarding the indoor radon lung cancer risk for the general population. Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) is considered the major source of natural doses of ionizing radiation on population. Three radioactive series form the primary sources of radon in the soil:  $^{222}\text{Rn}$  originated from  $^{238}\text{U}$  series;  $^{220}\text{Rn}$  originated from  $^{234}\text{Th}$  series, and  $^{219}\text{Rn}$  originated from  $^{235}\text{U}$ . In the present work the main goal is to determine measurements of  $^{222}\text{Rn}$ , because of its contribution of radiation passing from soil to air. This work was set up to find out the radon exposure rate in building materials in general and specifically in the underground subway of Rio de Janeiro City. The system of measurements is formed by a cylindrical tube and a diffusion chamber containing nuclear detecting tracks (CR-39) in solid state. Chemical etchings are used to amplify the tracks produced by alpha decay particles.

CAPÍTULO I - Introdução .....	3
CAPÍTULO II - II. Revisão Bibliográfica.....	6
II.1. A relação entre o radônio e o câncer.....	6
II.2. Detecção do radônio .....	10
II.3. Processo de ataque químico.....	12
II.4. Técnica para a calibração da câmara de difusão.....	13
CAPÍTULO III - O Radônio.....	14
III.1. Conhecendo o Radônio.....	14
III.2. Formação do Radônio-222 .....	14
III.3. Radônio, o intruso invisível.....	15
III.4. Taxas de exposição.....	17
III.5. Geologia do radônio .....	18
III.6. Constituintes minerais do solo.....	19
III.7. Radiação de fundo .....	22
III.8. Radiação terrestre .....	22
III.9. Variabilidade da Radiação de fundo.....	25
III.10. Periculosidade do Radônio.....	25
III.11. Base Científica Para os Riscos Estimados do Radônio .....	26
III.12. Análise de câncer de pulmão em mineiros .....	26
III.13. Estudos residenciais.....	26
III. 14. Estudos em animais .....	27
III.15. Efeitos do radônio em ambientes fechado.....	27
III.16. Risco de câncer em mineiros.....	28
III.17. Outros tipos de cânceres.....	28
CAPÍTULO IV – Detecção de Traços.....	32
IV.1. Detecção de Traços .....	32
IV.2 Detectores Plásticos de Traços Nucleares.....	32
IV.3 Formação de Traços Latentes em Polímeros.....	33
IV.4. Ataque Químico .....	36
IV.5. Procedimento para o Ataque Químico do Traço.....	39
IV.6. Limite de detecção da partícula alfa.....	39
IV.7. Dosimetria das Emanações Provindas do Radônio .....	40
IV.8 Medidas de Emissão do Radônio no Solo.....	41
IV.9. Medidas de Emissão de Radônio na Água.....	42
IV.10. Respostas dos Detectores para Radônio e os Filhos do Radônio.....	43
IV.11. Difusão do Radônio.....	43
CAPÍTULO V - V. Metodologia.....	45
V.1. Descrição do sistema HPGe.....	45
V.2. Análise de espectros gama.....	47
V.3. Calibração da Câmara de Difusão.....	47
V.5 Taxa de Emissão em Ambiente Fechado.....	50
V.6. Exposição.....	51
V.7. Emissão.....	51
V.8. Índices de Atividades.....	51

V.9. Revelação do Filme.....	52
V.10. Concentração do Radônio-222 .....	53
V.11. Aquisição de Dados.....	54
 CAPÍTULO VI - Resultados .....	 56
VI.1. Calibração da câmara de difusão.....	56
VI.2. Análise dos Dados.....	57
 CAPÍTULO VII - Conclusões e Sugestões .....	 72
 Bibliografia.....	 75
Sites consultados .....	82
Crédito pelas figuras.....	83
Glossário - .....	83
 APÊNDICE A - Equação de transporte do radônio na crosta terrestre.....	 84
APÊNDICE B - Relação entre as normalidades das soluções de NaOH e KOH.....	86
APÊNDICE C - Transformações Radioativas Sucessivas .....	87
APÊNDICE D - Energia Potencial Alfa.....	89
APÊNDICE E - Tipos de Rochas .....	91
Rochas Ígneas.....	91
Desgaste das rochas Ígneas.....	92
Rochas sedimentares .....	93
As pedras carbonadas .....	94
APÊNDICE F - Tabelas .....	95
TABELA F1- Parâmetro de acompanhamento de mineiros expostos aos filhos do radônio.....	95
TABELA F2 – Parâmetro de acompanhamento de casos-controle de mineiros expostos aos filhos do radônio	96

## CAPÍTULO I

### Introdução

As doenças de pulmão foram associadas à mineração de jazidas de metal nas montanhas de Erz na Europa Oriental. Um estudo conduzido na mesma área nos últimos anos do século XIX relatava que os mineiros estavam desenvolvendo câncer de pulmão [Encarta, 2001]. Nos anos 50 e 60, através de estudos adicionais a respeito dos mineiros, a inalação dos produtos de decaimento do radônio (Radon Decay Products - RDPs) era aceita como a causa do câncer de pulmão nestes grupos e outros de mineiros que foram expostos à inalação de RDPs.

A partir do final dos anos 60, casas com elevada concentração do radônio no seu interior foram descobertas. Estes altos níveis de radônio se deviam ao uso de materiais de construção contaminados por elementos radioativos, como na fabricação de azulejos contendo urânio e vanádio, concreto com alto teor de urânio, ou em paredes revestidas com gesso contaminado.

Em 1895, Becquerel estudava a fluorescência em diversos materiais e observou que cristais de sal de urânio emitiam radiações altamente penetrantes, comportamento semelhante aos raios X, e que, além de afetar chapas fotográficas induziam condutividade elétrica em gases. [Kaplan,1978]. Friedrich Dorn, em 1902, observou que emanava do elemento rádio, descoberto pelo casal Curie em 1898, um gás radioativo denominado emanção de rádio. Por volta de 1908, Gray e Ramsay descobriram o gás que seriam o mais pesado dos gases nobres e o chamaram de niton, do latim brilhante, e, somente após 1920, surgiu o termo radônio. [ Aldenkamp, et al., 1994]

Na década de 80, a ameaça potencial para a saúde pública se fez presente pela ocorrência de radônio que se tornou uma preocupação maior com descobertas de casas com níveis extremamente altos de radônio.

No presente trabalho, propõe-se analisar a emanção de radônio-222 em materiais de construção e em edificações, verificando sua presença ou não, para então estabelecer critérios de quais ambientes ou materiais são mais adequados na construção civil, no que tange a sua capacidade de emanção de radônio; o que já representa a segunda maior causa da origem de câncer pulmonar na população.

O objeto de estudo visa estabelecer uma relação dos materiais de construção em ambientes fechados, tendo em vista uma maior segurança dos níveis de emanções do

radônio-222, contribuindo dessa forma para emprego desses materiais na construção civil ou considerá-los como rejeitos nucleares. O urânio-238 está presente em todos os solos em uma proporção de 3 a 5 ppm. Solos com grande concentração de urânio possuem também em grande parte o radônio-222, que é resultante do decaimento do Urânio-238 e, portanto, quaisquer materiais de construção manufaturados, a partir desse tipo de solo, como telhas, tijolos, cimento, pedras-mármore, granitos terão grande concentração de radônio-222.

Podemos dizer de antemão que qualquer edificação possui um certo grau de emanção de radônio-222 que varia de acordo com a aeração do edifício, tendo em vista que o radônio está presente em qualquer solo, dos quais provém o material de construção.

É preciso esclarecer que o radônio-222 em ambientes fechados, com pouquíssima ou nenhuma circulação aérea tem seu nível de concentração elevado, constituindo-se em um risco a saúde do indivíduo que trabalhe ou resida no local. Também sabe-se que a concentração do radônio-222 em lugares muito úmidos é maior e a mobilidade do radônio-222 no solo é um dos fatores que contribui para o aumento da concentração em ambientes fechados. Verifica-se ainda que, nos períodos mais frios do ano, há um aumento significativo da concentração desse elemento radioativo, pois as casas permanecem fechadas por mais tempo, dificultando a circulação aérea. Por sua vez, a diferença de pressão do ar entre o solo e a casa também influi na concentração do gás, visto que, se a pressão no interior da casa for menor do que a do solo, essa diferença será compensada pela entrada do radônio.

A forma mais comum do contato do radônio-222 com o ser humano se dá através da inalação desse gás nobre. E, uma vez no trato respiratório, decai, emitindo partículas  $\alpha$  e radiação gama, ocasionando o aparecimento de casos de cânceres; o mais comum é o câncer do trato respiratório.

O radônio é um gás e pode assim facilmente penetrar por entre os espaços intersticiais dos grãos do solo. E mais facilmente ainda dissipa-se em solos granulados. Quando o radônio possui grande mobilidade no solo, as edificações construídas sobre o mesmo terão alto índice de radônio-222, necessitando de grande massa de ar circulante para esvair o radônio existente.

Portanto, devemos salientar a necessidade de aeração de qualquer edificação no projeto de sua construção, como também um estudo mais detalhado sobre a constituição solo brasileiro para identificar grandes concentrações de radônio, evitando a utilização

de solos muito radioativos na confecção de materiais para a construção civil. Além de se tentar evitar construções nessas áreas.

Para efeito de análise, no atual trabalho, optou-se por comparar amostras de qualidades diversas, incluindo também amostras de solo reconhecidamente radioativo como o de ITATAIA (CE). As amostras de material de construção serão analisadas quanto ao grau de emanção de radônio existente, através do método passivo, no qual as amostras são coletadas pela difusão ou deposição para o meio de detecção SSNTD (Detectores Sólidos Nucleares de Traços), onde as partículas alfa provenientes do decaimento do radônio são registradas diretamente no detector SSNTD, e, posteriormente, submetidas à revelação, através de ataque químico, durante cinco horas, imerso em uma solução de NaOH, a 70°C . Daí, a leitura do filme CR-39 é feita mediante microscopia óptica com magnificação de 100x.

Ainda analisar-se-á a existência do radônio em edificações e lugares de pouca circulação aérea para constatar ou não a presença do radônio-222 e seu grau de periculosidade para as pessoas que aí permanecem. O índice conhecido de segurança é de 4 pCi/l de ar por ano . Os lugares aqui escolhidos foram as estações do Metrô Estácio e Cardeal Arco Verde, em Copacabana, ainda em fase final de construção; um edifício residencial, localizado na Ilha do Governador; o quarto radioterápico do Hospital Universitário; e o subsolo do bloco G, na Universidade Federal do Rio de Janeiro, ambos na Ilha do Fundão.

Em virtude dos fatos aqui apresentados, torna-se primordial e incontestável uma profunda avaliação e investigação do comportamento do gás radônio em edificações, minas, túneis subterrâneos, solos e outros locais que podem encerrar o gás. E não se deve esquecer dos materiais de construção.

## CAPÍTULO II

### II. Revisão Bibliográfica

#### II.1. A relação entre o radônio e o câncer.

Geralmente, o câncer de pulmão é associado ao hábito de fumar, entretanto, sabe-se que há outros fatores que contribuem significativamente para esse mau, e dentre eles, está o radônio. O radônio é um gás radioativo presente em toda edificação de concreto armado e, dependendo da sua concentração poderá resultar na formação de um câncer no trato respiratório, entre outros. Evidências epidemiológicas sobre o risco de câncer de pulmão baseiam-se principalmente nos estudos feitos levando-se em consideração a população de mineiros que trabalham em solos, subterrâneos onde as exposições são relativamente altas.

Chameaud, et al., [CHAMEAUD, J.,MASSE,R.R., LAFUMA,J], em 1984, expuseram cerca de 1000 ratos em ambientes que continham baixos níveis de radônio, em torno de 20 WLM ( nível operacional mensal), A experiência revelou que um grande número de tumores do trato respiratório ocorreu.

O nível operacional (WL) foi criado na década de 50, quando se verificou que os filhos do radônio-222 eram os principais responsáveis pelo aparecimento de câncer de pulmão em trabalhadores, tendo sido estabelecido um limite para regular a exposição dos mineiros aos filhos do Rn-222:  $1,3 \times 10^5$  MeV de energia potencial decorrente de emissões alfa por cada litro de ar ambiental. [De PAULO, 1991].

Villalobos, em 1991, [Villalobos,1991], desenvolveu sua tese de Mestrado no Instituto de Física da Universidade Estadual de Campinas, fazendo um levantamento de tintas comercializadas em São Paulo, quanto a redução da taxa de emissão de radônio-222 para o ambiente interno. A taxa de redução para as tintas testadas foi de 35%, para a tinta acrílica; 45%, para a tinta esmalte, 55%; para a tinta látex; 58 % para a tinta a óleo; e 63%, para epóxi.

Morlier, et al.[MORLIER,JP., MORIN, M.,MONCHAUX, G., FRITSCH, P., PINEAU, J.F., CHAMEAUD,J. et al], em 1994, utilizaram ratos da espécie Sprague-dewley expondo-os também a baixos níveis de radônio durante 540 dias, submetendo-os a doses acumulativas de 25 WLM, em períodos de 6 horas por dia, durante 5 dias por semana. Os animais eram mantidos assim até morrerem ou submetidos à eutanásia quando, moribundos. Os tempos médios de sobrevivência dos animais foram

semelhantes para dois grupos de controle irradiados durante 828 dias e 830 dias. Desse modo, foi constatado que a incidência de câncer do pulmão atingiu cerca de 0,60% dos animais mantidos a uma exposição de 25 WLM e 0,63% para os animais dos grupos de controle.

Em princípio, o radônio pode ser associado ao câncer das vias respiratórias, contudo é mais prejudicial do que se presume. Em 1995, trabalhos realizados por Darby, et al [DARBY, S.C., RADFORD, E.P. E WHITLEY, E, 1995], baseados em população de mineiros suecos, demonstraram grande incidência de câncer em outros órgãos do corpo humano, dentre eles: estômago, vesícula biliar, duto da biliar e outros. Suspeita-se também da formação de câncer do fígado devido à exposição ao radônio, mas a relação entre eles ainda não está confirmada.

Em 1995, Nguyen, et al. [Nguyen, et al., 1995], aplicaram a equação de transporte e estudaram a mobilidade do radônio em solos rochosos, segundo a modelagem de um sistema multifásico, formado por fluido hidrotérmico em matriz rochosa, (apêndice A). A matriz rochosa consiste de um aglomerado de minerais que formam um meio poroso. Posto assim, mesmo radônio, que contribui para a formação de um câncer também pode ser considerado um aliado na previsão de terremotos devido a sua grande mobilidade nos solos. A primeira evidência da relação entre um terremoto e o radônio foi obtida a partir da alta concentração do radônio nas águas da bacia de Tashkent, localizada no Usbequistão, antes de ocorrer o terremoto, em 1966. [Fleischer, et al., 1988; Wattananikorn, et al., 1998]

Em 2001, Khalid, et al. , [KHALID JAMIL, FAZAL-UR-REHMAN, SAFDAR ALI, KHAN, H.A, 2001] preocupados com os resultados de estudos epidemiológicos em vários países mostraram que o radônio e seus produtos de decaimento estão relacionados a carcinomas em mineiros. Investigaram a concentração de radônio presente em minas de carvão, em duas províncias do Paquistão, Punjab e Balochistão, empregando técnica híbrida, utilização concomitante um detector de traços CR-39 e o detector HPGe.

Em 1995, Malanca, et al., [MALANCA, A., PESSINA, V., DALLARA, G., et al] investigaram materiais de construção obtidos diretamente de casas demolidas, igrejas ou prédios analisando a concentração dos radionuclídeos contidos nesses materiais, oriundas das cidades de Guarapari e Meraipe, no Espírito Santo. Quarenta e oito amostras de matéria-prima e produtos para construção foram coletadas e enviadas para o laboratório do Departamento de Física da Universidade Degli Studi di Parma, na Itália,

para determinar a concentração dos radionuclídeos contidos na amostra, por espectrometria gama.

Em 2000, A.J.Khan, [Khan, A.J, 2000], usou detectores de traços nucleares para levantar a concentração de radônio em casas localizadas no norte da Índia, nas cidades de Lucknow e Kanpur. Nesse estudo, alguns fatores, tais como: idade da casa, ventilação, e número de cômodos, foram considerados para determinar a concentração do radônio no interior da casa. Partindo do princípio de que o fator de ocupação que era de 0,8, que as taxas anuais de doses equivalentes e efetivas nas salas dos dois lugares foram estimadas em 0,8 mSv e 1,8 mSv, as médias do risco de vida por câncer de pulmão devido à exposição de radônio das populações de Lucknow e Kanpur dentro das casas seriam por volta 0,26% e 0,34%, respectivamente, e, conseqüentemente, as principais perdas relativas de expectativa de vida seriam de 0,06% e 0,074%.

O nível de radônio nos interiores de habitações tem uma ligação direta com os materiais empregados na construção civil, tais como: tijolos, telhas, cimento, entre outros. No processo de fabricação desses materiais, a argila é utilizada. Em sua constituição a argila contém alguns traços de urânio. Além desses fatores, a concentração pode ser associada também ao tipo de solo onde as casas são construídas.

Ainda em 2001, Keller, et al., [KELLER,G., HOFFMANN, B., FEIGENSPAN, T., 2001], examinaram vários materiais de construção, tais como: cimentos, concretos, tijolos de diferentes constituições, afim de determinar os seus coeficientes de difusão e as taxas de emissão desses materiais. Alguns materiais isolantes, como o betume foi testado para barrar a entrada do radônio.

Nesse mesmo ano, Korhonen, et al, [KORHONER,P., HALONEN, R., KALLIOKOSKI,P., KOKOTTI, H, 2001], desenvolveram um trabalho objetivando medir e calcular a concentração do radônio em ambientes fechados, provenientes de materiais de construção de diferentes locais. Esse grupo de pesquisa concluiu que a concentração do radônio era maior no interior desses recintos do que nas amostras dos materiais de construção. Esse fato indicava, então, que o solo também contribuiu para o aumento da concentração no interior das edificações.

Além desse grupo, no mesmo ano, Sharma, et al., [SHARMA,N., VIRK,H., 2001], analisaram também alguns materiais de construções, tais como: mármore, tijolos, tijolos feitos de cimento e ardósia, em busca de traços dos gases radônio e torônio. Nas análises realizadas, constataram que a taxa de emissão do torônio era maior que a do radônio.

Diversos materiais empregados em construção constituem-se de traços de elementos nucleares, que expõe a radiação de gama em determinados ambientes e os mais comuns são: tório, rádio, potássio e o céσιο. Rizzo, et al. [RIZZO,S., BRAI,M., BASILE,S., BELIA,S., HAUSER, S., 2001], em 2001, utilizaram um detector HPGe para medir a abundância dos elementos rádio, tório e potássio em amostras de materiais de construção provenientes da região da Sicília, Rizzo, et al., mostraram que as concentrações desses elementos variavam de uma região para outra.

O trabalho de Muramatsu, et al., em 2002, [MURAMATSU, H, TASHIRO, Y, HASEGAWA, MISAWA, C, MINAMI,M, 2002], demonstrou que a concentração do radônio variava sazonalmente. Eles investigaram a concentração do radônio-222 no ar num túnel construído durante a Segunda Guerra Mundial, na cidade de Nagano, Japão. Observaram que, no interior de um abrigo, a concentração decrescia, no inverno e crescia quando o verão se aproximava. A concentração do radônio também decrescia, quando se aproximava da abertura do túnel, o que indicava que ela é influenciada pela difusão e mistura do gás radônio com o ar.

Misdaq, em 2002, [Misdaq, M.A., 2002] utilizando detectores de traços nucleares (CR-39 e LR-115 tipo II), usou três métodos para medir as concentrações de tório em diferentes materiais de construção. Avaliou os resultados das concentrações do torônio e de seus filhos em residências construídas, a partir desses materiais estudados. O primeiro dos métodos consistiu em determinar a probabilidade de emissão das partículas alfa decorrentes das séries do urânio e tório ou dos grupos de radônio e torônio presentes nos ambiente das residências pelos registros de traços em detector do tipo SSNTD, ou seja, avaliando as taxas de densidade de traços. O segundo método objetivou avaliar os ângulos críticos das partículas incidentes e medir a densidade de traços registrados nos detectores. O terceiro método destinou-se aos cálculos das eficiências dos detectores dos tipos CR-39 e LR-115 II, para partículas alfa emitidas nas séries de decaimento do urânio e do tório presentes em materiais de construção ou pelos grupos do urânio e do torônio no ar e das taxas densidade de traços registradas nesses detectores. A influência da natureza dos materiais de construção e a taxa de ventilação sobre o torônio e seus produtos de decaimento, dentro dos cômodos residenciais estudados, foram também investigados.

El-Shershaby,[ El-Shershaby,A, 2002], realizou ensaios com granitos de Gable Gattar II, originados na região nordeste do Egito, fornecendo um mapa básico dos níveis de radiação de fundo no meio ambiente egípcio, sendo usado como informação de

referência para entender quaisquer mudanças no nível de radioatividade de fundo devido a processos geológicos. Para esse estudo, o autor utilizou um detector HPGe.

De acordo com Scivyer [SCIVYER, 2001], para que os níveis de radônio sejam reduzidos em ambientes fechados é necessário garantir que as novas construções de edifícios construídas em áreas afetadas pelo radônio levem em consideração essa necessidade de proteção. No Reino Unido, O BRE (Estabelecimento de Pesquisa em Construções), tem feito pesquisas no sentido de criar metodologias que visem à redução de radônio em ambientes fechados. Essas pesquisas resultaram em diversos tipos de proteção, porém, de custo elevado. No entanto, o custo diminuiu à medida que a instalação de técnicas de proteção se tornou comum. Passou-se a utilizar barreiras passivas de radônio que são econômicas e fáceis de se instalar. O autor salientou que as medidas realizadas no Reino Unido poderiam ser usadas em outros países da Europa.

O objetivo do estudo de Karpinska, et al., realizado em 2002, [KARPINSKA, M., WOLKOWICZ, S., MNIC, Z, 2002]., et al foi comparar as concentrações do radônio presente em ambientes fechados com sua emissão do solo, na área de duas formações geológicas, na região de Swalki (Polônia). A maior concentração do radônio no ar ( $381 \text{ kBqm}^{-3}$ ), foi encontrada nos alicerces dos edifícios constituído de cascalho e nas áreas arenosas, enquanto que, nas áreas com argila no período glacial atingiu o nível de  $587 \text{ kBqm}^{-3}$ .

## II.2. Detecção do radônio

A instrumentação utilizada para medir a concentração de radônio em minas, casas e outras edificações, pode ser razoavelmente simples, como a escolhida para o desenvolvimento da tese, necessitando apenas de um detector de traços nucleares e uma câmara de difusão. Além dessa aparelhagem, aparelhos analisadores como: detector cintilador inorgânico NaI(Tl), barreira de superfície ou o monitor Alphaguard podem ser usados. Os detectores mais utilizados são os de traços nucleares, devido a uma série de vantagens tais como: fácil manuseio, insensibilidade à luz e à temperatura, alta sensibilidade para registrar os traços de partículas alfa. Geralmente, a câmara de difusão é associada a um filtro externo ao meio de interesse, que impede a difusão dos isótopos do radônio, o que garante que os traços analisados são da amostra de interesse. Hmoto Takeshi, et al., em 1998, [HMOTO TAKESHI, FUJIMOTO KENJI, TOKONAMY

SHINJP, KUROSAWA RYUHEP,1998], analisaram quinze tipos de filtros mais utilizados no Japão para essa finalidade.

Os efeitos do radônio emanado de materiais de construção e sua concentração neles têm despertado o interesse de vários pesquisadores em diferentes países. Em 1993, Ching-Jiang Chen, et al, [CHING-JIANG CHEN, PAO-SHAN WENG E TIE-CHI-CHU, 1993], utilizando nitrato de celulose (CN), investigaram a emissão de radônio em diferentes materiais de construção. O CN foi colocado no interior de um copo e colocado sob a superfície dos materiais de construção com abertura voltada para baixo. As partículas que migravam para o interior do copo eram registradas pelo CN, dessa forma os efeitos de infiltração e ventilação não interferiam no processo, sendo desprezíveis.

Rio Doce, [RIO DOCE, A.P.C., 1997], estudou a emissão do radônio de amostras de cimento e gesso, usando câmaras de difusão, determinando a dose de cada amostra. A técnica utilizada para a ampliação dos traços latentes produzidos pelas partículas alfa, resultante do decaimento do radônio no detector CR-39 foi realizada em duas etapas: ataque químico convencional e ataque eletroquímico, utilizando-se, em ambas as etapas uma solução de KOH.

A emissão do radônio do solo é um dos fatores que mais contribui para o aumento da radiação natural. Mazur, et al., em 1999, [D.MAZUR, M.JANIK, P.OLKO E J.SWAKON, 1999], estudaram o comportamento do radônio no solo usando uma câmara de difusão, e que continha em seu interior o detector de traços nucleares, CR-39, a uma profundidade de 1,1 m. Posteriormente, os traços latentes foram ampliados utilizando solução de NaOH de 10 M a temperatura de 70°C.

Al-Jaralah, et al., [AL-JARALAH, M. I, ABU-JARAD, F, FAZAL-ur-REHMAN, 2001], avaliaram a emissão de radônio de pisos de granito, mármore e outros materiais cerâmicos utilizados na Arábia Saudita. Para a investigação foram empregados os métodos ativos e passivos. No método ativo foi empregado um analisador alphaguard, aparelho acoplado a um computador que mede a concentração do gás radônio. No método passivo foi aplicada a técnica do cano empregando um detector de traços nucleares do tipo CR-39, PM-355 durante 180 dias. Depois, as duas técnicas foram comparadas por meio de gráficos, que expressam a densidade de traços por exposição, obtendo um coeficiente de correlação linear igual a 0,7. A análise de algumas amostras de granito, através do método passivo apresentou um comportamento

não uniforme. As amostras de granito apresentaram uma taxa de emissão superior às amostras de outros materiais cerâmicos.

A espectroscopia gama “In situ” é largamente empregada para determinar a taxa de dosagem dos raios gama oriunda do solo. O método baseado na análise dos dados do espectro dos raios gamas foi utilizada no trabalho de Nucetelli, em 2001, [NUCETELLI, 2001] para conseguir, em campo, estimativa quantitativa do desequilíbrio do rádio-226 e nas sub-cadeias do  $^{228}\text{Ac}$  a partir da dissipação do radônio-222 e do radônio-220. Os autores investigaram sete residências e um escritório, e mostraram que, nos diferentes materiais de construção pode-se observar características muito diferentes, pois além dos dados da espectrometria, outros parâmetros devem ser considerados como: as taxas de dosagem do ambiente, a dimensão dos cômodos, as espessuras das paredes, ventilação.

Páscoa, [PASCOA, A.S, 2001], reconstruiu um sistema a partir de uma antiga câmara de aço, confeccionada antes da Segunda Guerra Mundial, para contar baixos níveis de radiação gama. Esse sistema de contagens era formado por um cilindro de aço inoxidável vazado com orifícios circulares no lado do cilindro, que permitiam a introdução de um detector HPGe ou de um NaI(Tl). Este sistema de contagem foi montado dentro de uma câmara maior, colocada em uma sala subterrânea com ar condicionado.

### II.3. Processo de ataque químico.

As partículas alfa quando incidem sobre o detector de traços nucleares formam traços latentes, da ordem de alguns nanômetros que não são perceptíveis ao olho humano ou sob microscopia óptica. Para se obter traços visíveis através de microscopia óptica, utilizam-se soluções alcalinas de NaOH ou KOH, sendo observados alguns parâmetros como: temperatura, normalidade e tempo de ataque químico. Amin, et al., em 1981,[AMIN, et al.,1981], elaboraram uma tabela que relaciona as normalidades das soluções NaOH e KOH, obtendo uma relação entre as soluções visto no apêndice B.

Rio Doce, [RIO DOCE, APC, 1997], utilizou uma solução de KOH a 6N adicionado 20% de álcool etílico durante 2 horas de ataque químico convencional mais 2 h de ataque eletroquímico. No entanto Al-Jarallah, et al., 2001, utilizaram solução de KOH nas seguintes condições para o ataque químico: 30% de KOH a 70°C durante 9 h.

Entretanto, a solução utilizada com maior frequência é a solução de NaOH, e os parâmetros adotados podem variar de acordo com o experimento.

#### II.4. Técnica para a calibração da câmara de difusão

A eficiência dos detectores de traços é indiscutível. Entretanto, é necessária uma prévia calibração da câmara de difusão e do detector. Normalmente são utilizadas fontes calibradas de  $^{226}\text{Ra}$  na forma: de nitrato de rádio, [Khan, et al., 1990], ou sal de rádio [Ching-Jiang chen, et al., 1993, Mazur, et al., 1999].

Ching-Jiang Chen, et al., em 1993, estudaram a emissão em vários materiais de construção, e teceram várias considerações a partir da equação V.2, então desenvolveram a equação para emissão do radônio, resultando a equação V.5.

Na prática, a densidade de traços contados no detector de traços é proporcional a exposição de radônio [Mazur, et al., 1999].

Abbas, em 2001, [ABBAS, 2001] utilizou fontes aquosas de raios gama contendo vários radionuclídeos cujas energias variavam de 60 a 1836 keV foram usadas para calcular a eficiência do fotopico para um detector HPGe, aplicando métodos matemáticos diretos.

## CAPÍTULO III

### O Radônio

#### III.1. Conhecendo o Radônio

Muitos radionuclídeos possuem uma meia-vida longa e ocorrem naturalmente na terra, como, por exemplo, o urânio-238, o qual tem uma meia-vida  $T = 4,49.10^9$  anos e uma abundância isotópica de 99,27%. O urânio-238 decai formando uma cadeia de 15 elementos incluindo o radônio-222. Sendo o radônio um gás nobre, escapa imediatamente para a atmosfera através dos solos porosos, e o radônio é o principal responsável pelo desequilíbrio da cadeia do urânio (Denagbe,1999). O radônio é produzido pela emissão de partícula alfa do seu pai, o rádio-226.

Conhecendo-se a distribuição subterrânea do radônio, pode-se prever terremotos (Denagbe,1999). A primeira evidência de correlação entre o radônio e o terremoto vem da observação da concentração mineral do radônio na Bacia de Tashkent, anterior ao terremoto de 1996. A presença do gás radônio no solo e em águas subterrâneas tem revelado variações nas concentrações do radônio ao longo de 1.800 km dos respectivos epicentros dos terremotos. É reconhecida a correlação entre uma dada concentração de radônio e a ocorrência de um terremoto, assim sendo, a variação da concentração do radônio pode ser utilizada como indicador de terremoto (Wattananikorn, 1998).

De acordo com a concentração do radônio no ar ou na água, é necessária a proteção da população de danos biológicos decorrentes do excesso de exposição, por exemplo, câncer de pulmão. A real distribuição do radônio no solo depende de alguns fatores tais como: a distribuição do urânio no solo, temperatura do solo, microfendas, granulação, porosidade e umidade.

#### III.2. Formação do Radônio-222

Os elementos químicos instáveis na natureza procuram obter estabilidade através de associações com outros átomos. Elementos com alto número atômico, como o urânio-238, utilizam a emissão de partículas para obter a estabilidade nuclear. O urânio-238 é o primeiro de uma longa série de elementos que produz o rádio-226 e o radônio-222.

### III.3. Radônio, o intruso invisível.

Da mesma forma que o urânio  $-238$  está presente no solo, numa proporção de 5 ppm, assim estão o rádio e o radônio, pois são núcleos filhos formados pelo decaimento do urânio, de acordo com sua série radioativa. Ao contrário do urânio, que é sólido, o radônio possui uma grande mobilidade por ser um gás e, por esse motivo, pode fluir do solo por fendas ou poros. O  $^{222}\text{Rn}$  possui maior mobilidade em terras permeáveis (areia) do que impermeáveis (argila), conforme mostra a figura III.1.

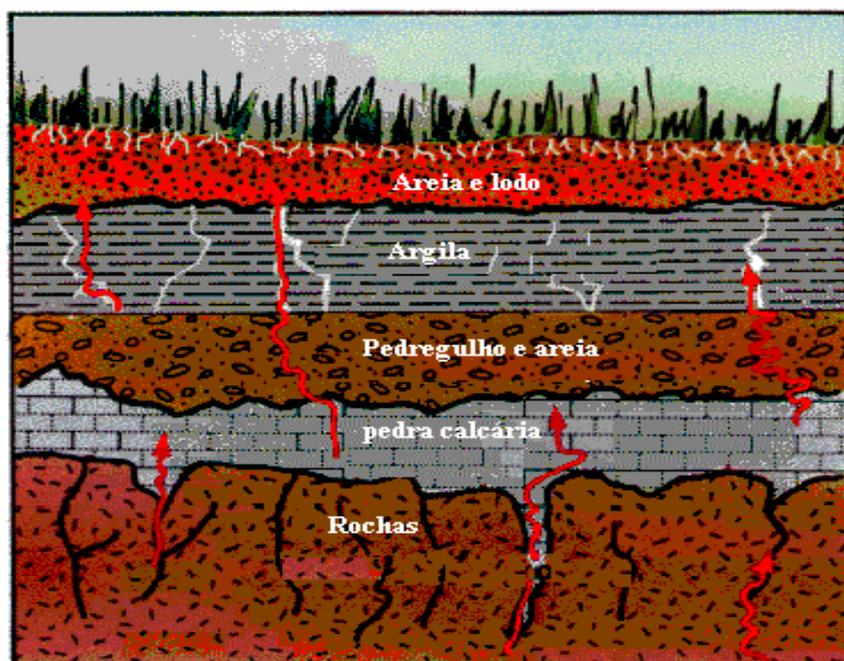


Figura III.1 Divisão do solo em diversas camadas

Normalmente, o  $\text{Rn-222}$  é lançado na atmosfera proveniente do urânio, e isto não implica em conseqüências mais sérias, pois a concentração do gás tende a diluir, tendo como resultado um baixo nível de radônio-222. Mas, se é encerrado em ambientes de pouquíssima circulação de ar ou áreas fechadas, a concentração de radônio aumentará, constituindo um risco para a população.

O  $^{222}\text{Rn}$  pode penetrar no interior das casas pelos seguintes motivos:

1. diferença de pressão do ar entre o solo e a casa – se a pressão do ar no interior da casa for menor que a do solo, essa diferença será compensada pela entrada do gás radônio. A diferença de pressão é resultante do uso de alguns aparelhos como aquecedores ou secadores de roupa, ar condicionado ou ventos fortes.

2. presença de aberturas na fundação – qualquer habitação pode ter um elevado nível de radônio, que, por ser um gás, pode adentrar nas residências pelas discontinuidades dos pisos, dutos de água e gás. Uma vez no interior da casa, o gás poderá se acumular, principalmente, no inverno ou em regiões frias, pois as janelas são abertas raramente, entretanto em regiões quentes é comum o uso de aparelhos de condicionador de ar, e da mesma forma mantém-se a janela fechada contribuindo para o acréscimo do gás no interior da casa. A figura III.2 ilustra diferente meio do gás radônio adentrar habitações.

3. condução pela água – água pode ser contaminada com radônio, e se constitui num

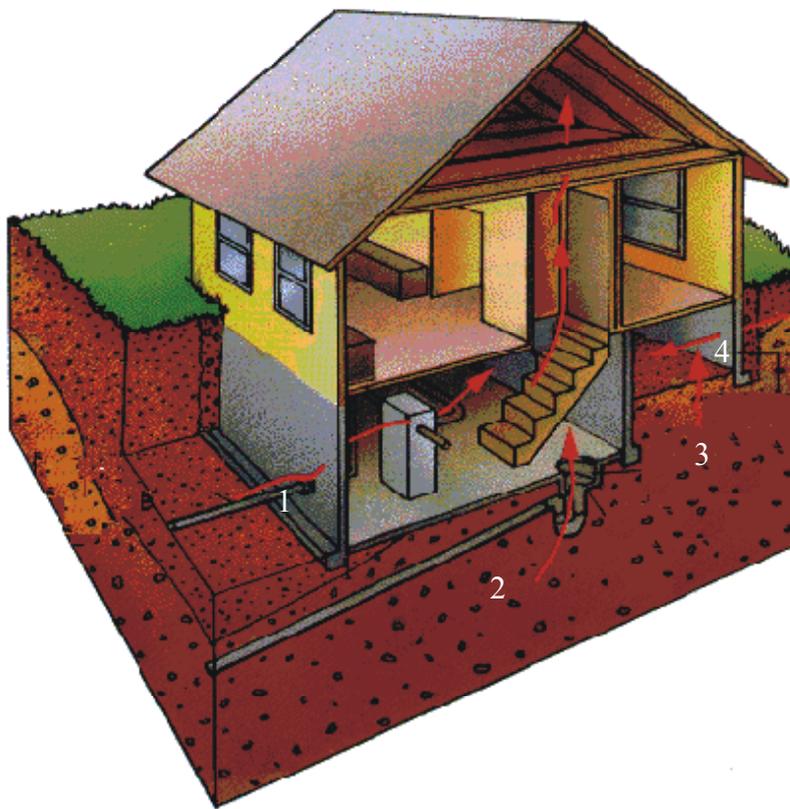


Figura III.2: Diferentes meios do radônio adentrar nas casas: (1) canos folgados, (2) ralos, (3) fissuras no solo, (4) fissuras na parede.

veículo para a entrada do Rn. Porém, se a água for aquecida ou arejada, o radônio que estiver disseminado irá evaporar para a superfície, sem prejuízos maiores para a saúde. Nos reservatórios superficiais de água, o radônio presente não constituirá um risco à saúde, pois ele é disperso na atmosfera antes de adentrar nas casas. Logo, os

reservatórios superficiais não constituem uma ameaça, porém, o mesmo não ocorre com poços residenciais, que geralmente não possuem um arejamento adequado, e, quando esta água é utilizada, em chuveiros ou em máquinas de lavar possivelmente conduzirá o radônio às áreas próximas.

#### III.4. Taxas de exposição.

A atividade do Rn-222 no solo está entre 300 e 2000  $\frac{pCi}{\ell}$  ( 10.000 e 75.000  $\frac{Bq}{m^3}$ ), o que corresponde a cerca de  $2 \cdot 10^{10}$  átomos de Rn-222 por  $m^3$  de solo. O índice de emissão do Rn-222 do solo para o interior de ambientes tem um valor médio da ordem de  $0,5 \frac{pCi}{\ell}$  (de Paulo,1991). Porém, ainda não há um padrão que defina a quantidade de radônio pela qual o público pode ser submetido. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*Environment Protection Agency*, EUA), fixou um nível de ação para residências. O nível de radiação recomendado é em média anual de  $4 \frac{pCi}{\ell(ar)}$ , o que corresponde a “0,2 nível operacional” (WL).

O nível operacional foi criado na década de 50, quando se verificou que os filhos do radônio-222 eram os principais responsáveis pelo aparecimento de câncer de pulmão em trabalhadores, tendo sido estabelecido um limite para regular a exposição dos mineiros aos filhos do Rn-222:  $1,3 \times 10^5$  MeV de energia potencial decorrente de emissões alfa por cada litro de ar ambiental.

Conhecidas as meias-vidas dos filhos do  $^{222}Rn$ , sabe-se que  $1 \frac{pCi}{\ell(ar)}$  corresponde a 9,7 átomos de polônio-218 por litro de ar; 85,7 átomos de chumbo-214 por litro de ar; 63,17 átomos de bismuto-214 por litro de ar ( De Paulo,1991). Assim sendo, os limites correspondentes para um litro de ar será de 134 MeV, para o  $^{218}Po$ ; 659 MeV, para o  $^{214}Pb$ ; 485 MeV, para o  $^{214}Bi$ .

Define-se matematicamente o nível operacional como:

$$WL = \frac{1}{1,3 \cdot 10^5} [134C_A + 659C_B + 485C_C]$$

$$WL = 0,0103C_A + 0,00507C_B + 0,0037C_C$$

onde  $C_A$ ,  $C_B$  e  $C_C$  são as atividades dos elementos Po-218, Pb-214 e Bi-214, respectivamente, em  $\frac{\text{pCi}}{\ell(\text{ar})}$

### III.5. Geologia do radônio

A distribuição dos radionuclídeos urânio-238 e tório-232 estão geralmente associados a rochas ígneas e a rochas sedimentares. Entretanto, no mesmo material, as concentrações desses elementos poderão variar em algumas ordens de grandeza, dependendo somente das características físicas e químicas da rocha tais como: granulação, condição ácida e básica, e contribuição mineralógica. Rochas ígneas ácidas possuem elevadas concentrações de urânio. (Wosburn, 1965)

O urânio, quando atinge a superfície da crosta terrestre provindo de atividades vulcânicas, é encontrado na forma de uranita com valência +4. Conseqüentemente, oxida com facilidade, formando o radical uranila  $[\text{UO}_2]^{2+}$ , que, na presença de sulfatos e carbonatos, formam os compostos solúveis em água:  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$  e  $[\text{UO}_2(\text{SO}_4)_3]^{4-}$ , facilmente ser lixiviados.

A localização do átomo de rádio no grão mineral, a densidade do meio e a direção que o átomo de radônio assume no momento da sua emissão são os principais fatores determinantes para a saída do meio em que se encontra [Melo, 1999]. Se o rádio está localizado na porção mais interna da estrutura, dificilmente o radônio será emanado, mesmo que a direção assumida do átomo seja no sentido da superfície do grão, como mostra a figura III.3. Contudo, se sua localização for próxima da superfície, poderá se difundir entre os poros e grãos, ou nas fissuras das rochas. A velocidade de deslocamento no solo depende do grau de umidade, da porosidade e da permeabilidade no qual esteja disseminado o radônio [Melo, 1999]. Se houver edificações em terrenos que possuam essas características, mesmo que a concentração de Rn no solo seja considerada normal, essas habitações poderão ter elevados níveis de concentração.

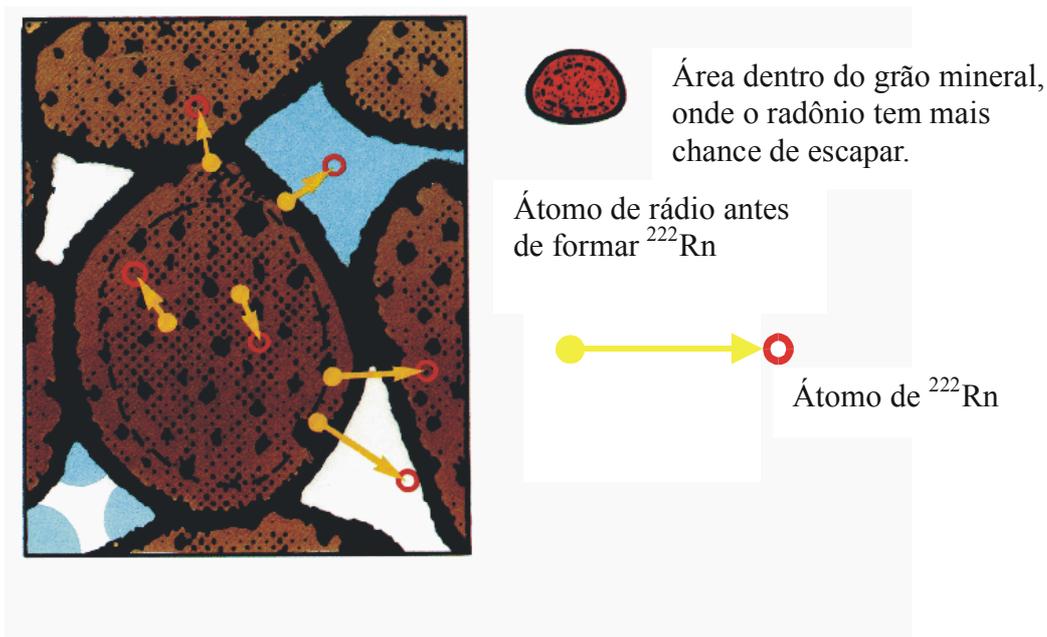


Figura III.3 – Mobilidade e localização de átomos de radônio no interior de solos.

### III.6. Constituintes minerais do solo

As partículas minerais existentes no solo podem ser classificadas quanto a sua origem :

- a) Minerais primários ou minerais originais - São remanescentes da rocha que deu origem ao solo e são os componentes da rocha mais resistente ao intemperismo químico e por isso permanecem mais tempo no solo, mantendo sua composição original, mas podendo se fragmentar pela ação do intemperismo físico.
- b) Minerais secundários – são produtos formado pela decomposição da rocha-mãe e são mais suscetíveis de se alterarem, tendo como características o pequeno tamanho e uma composição química peculiar.

O material geológico do qual o solo se forma é um fator de resistência à formação do mesmo, porque é passivo à ação do clima e organismo. A maior ou menor velocidade com que o solo se forma depende do tipo de material, uma vez que sobre condições idênticas de clima, de organismo e topografia de certos solos desenvolvem-se mais rapidamente que outros (Lepsch, 1993).

Sendo a radioatividade do solo proveniente da rocha do qual o mesmo tem origem, e a radiação de fundo pode ser diminuída pela lixiviação do solo, pela disseminação dos radionuclídeos no solo, devido ao aumento da porosidade. A radioatividade do solo contribui a partir de 25 cm da superfície do solo. A tabela III.1 resume as concentrações dos principais radionuclídeos em rochas, definidas no apêndice A.

Tabela III.1- Concentração dos radionuclídeos  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Ru}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{238}\text{U}$  associados a diferente tipos de rochas.[NCRP, 1994]

Tipos de rochas		Potássio-40		Rubídio-87		Tório-232		Urânio-238	
		Porcentagem	Bq/kg	Ppm	Bq/kg	ppm	Bq/kg	ppm	Bq/kg
Rochas ígneas	Basalto	0,8	300	40	30	3-4	10-15	0,5-1	7-10
	Máfico	0,3-11	70-400	10-50	1-40	1,6;2,7	60;80	3,9;4,7	50;60
	Sáfico	4,5	1;100-1;500	170-200	150-180	16;20	60;80	3,9;4,7	50;60
	Granito	> 4	1,000	170-200	150-180	17	70	3	40
Sedimentar	arenito	2,7	800	120	110	12	50	3,7	40
	Quartzo Limpo	<1	<300	<40	<40	<2	<8	<1	<10
	Quartzo Sujo	2?	400?	90?	80?	3-6?	10-25?	2-3?	40?
	Arcóseo	2-3	600-900	80-120	80	2?	<8	1-2?	10-25?
	Areia de praia	<1	<300?	<40?	<40?	6	25	3	40
Carbonadas		0,3	70	10	8	2	8	2	25
Superfície da crosta continental	Media	2,8	850	112	100	10,7	44	2,8	36
	Solo	1,5	400	65	50	9	37	1,8	66

### III.7. Radiação de fundo

Há duas definições genéricas para radiação de fundo (background):

1. ocorrência natural de concentração de radionuclídeos que representa condições presentes no ambiente que não é influenciado pela atividade humana, ou,
2. ocorrência artificial - concentração de radionuclídeos provenientes de fontes antropogênicos.

As Fontes artificiais contribuem para o aumento da radiação de fundo em determinados locais, em função de: maior quantidade de radionuclídeos na atmosfera, acidentes nucleares, reatores nucleares, uso e teste de armas nucleares. A maioria dos radionuclídeos antropogênicos é de meia-vida curta, porém alguns deles têm meia-vida de muitos anos. A tabela III.2 lista alguns deles.

Tabela III-2: radionuclídeos com meia-vida longa

Radionuclídeos de interesse	Meia-vida
$^{137}\text{Cs}$	30 anos
$^{90}\text{Sr}$	28,1 anos
$^{85}\text{Kr}$	10,73 anos

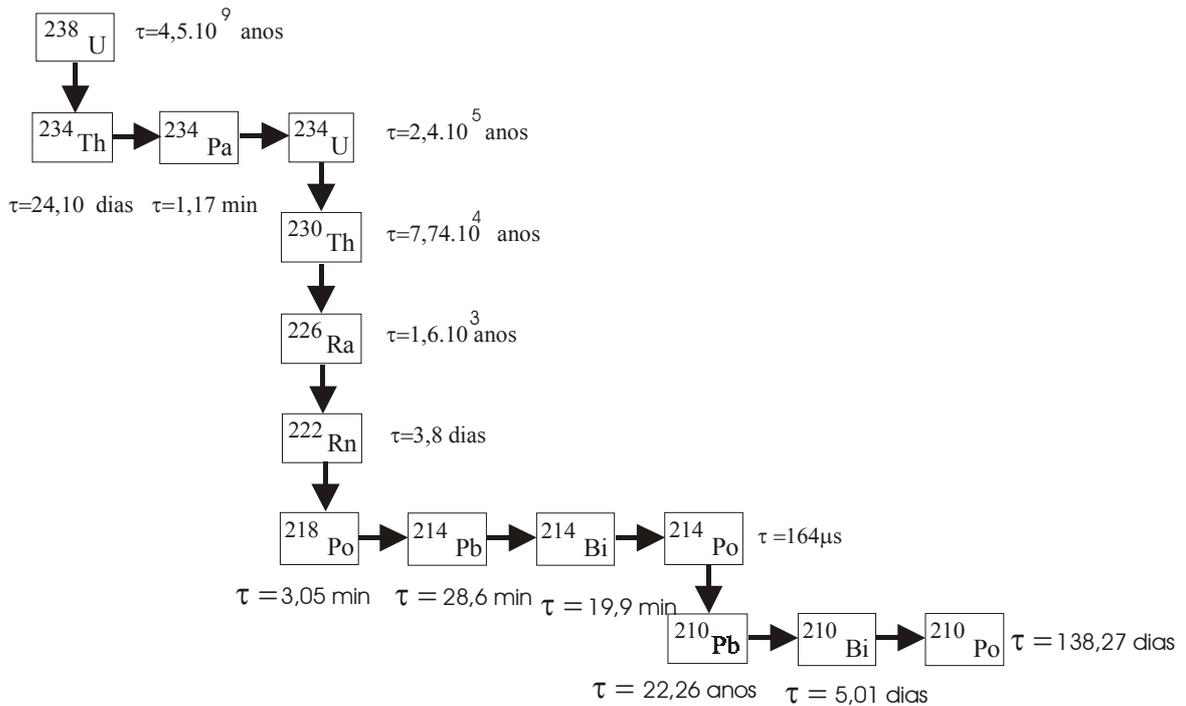
A radiação cósmica se refere às partículas energéticas primárias (galáctica ou solar), de origem extraterrestre que se chocam na atmosfera da terra e às partículas secundárias geradas pela interação com a atmosfera. Os radionuclídeos cosmogênicos surgem da colisão das partículas cósmicas com elementos estáveis na atmosfera terrestre e no chão. A geosfera inteira, a atmosfera e toda a parte da terra que troca material diretamente com a atmosfera contém radionuclídeos cosmogênicos.

### III.8. Radiação terrestre

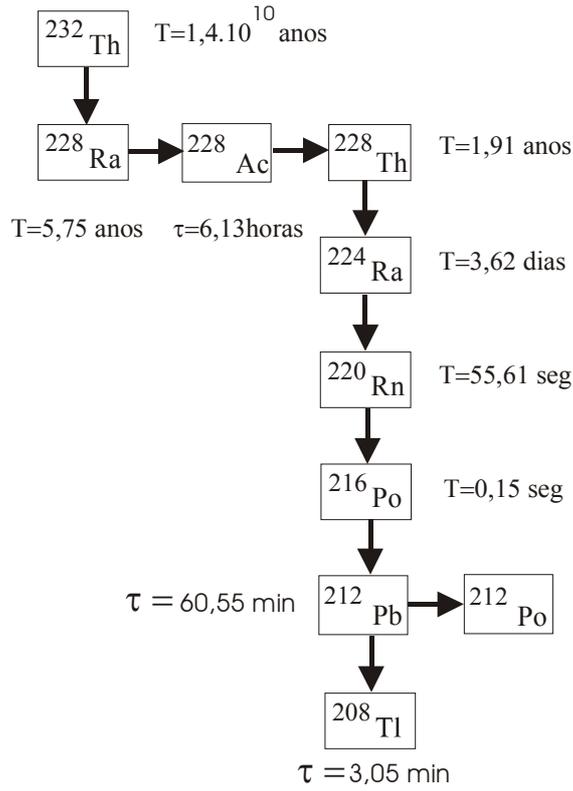
A principal ocorrência de radiação de fundo é oriunda do solo, sendo que vários radionuclídeos têm meia-vida da ordem da idade estimada da terra. Esses radionuclídeos estão divididos em dois grupos: os que ocorrem isoladamente (sem-série) e aqueles que decaem de uma cadeia (série) até atingir o chumbo estável, através de uma seqüência de

decaimento. Dentre os primeiros, estão o potássio-40 e o rubídio-87. O potássio-40 é um emissor beta (87,3%) e gama (10,67%), contribuindo para doses externas que variam, em função de sua concentração nas rochas e nos solos (em torno de 0,6 Bq/g). O  $^{40}\text{K}$  é encontrado em materiais de construção, principalmente em tijolos. O rubídio-87 é um emissor beta puro e é encontrado incrustado nas rochas numa proporção de 0,07 Bq/g, não oferecendo risco à saúde raramente é inserido nos cálculos de doses. Quanto aos radionuclídeos em série, existem três séries naturais de decaimento, as quais possuem como elementos formadores o urânio-238, o urânio-235 e o tório-232, sendo conhecidas como série do urânio, série do actínio e série do tório, respectivamente as cadeias de decaimento das séries são exibidas abaixo.

### Série do Urânio (a)



Série do Tório (b)



Série do Urânio-235 (c)

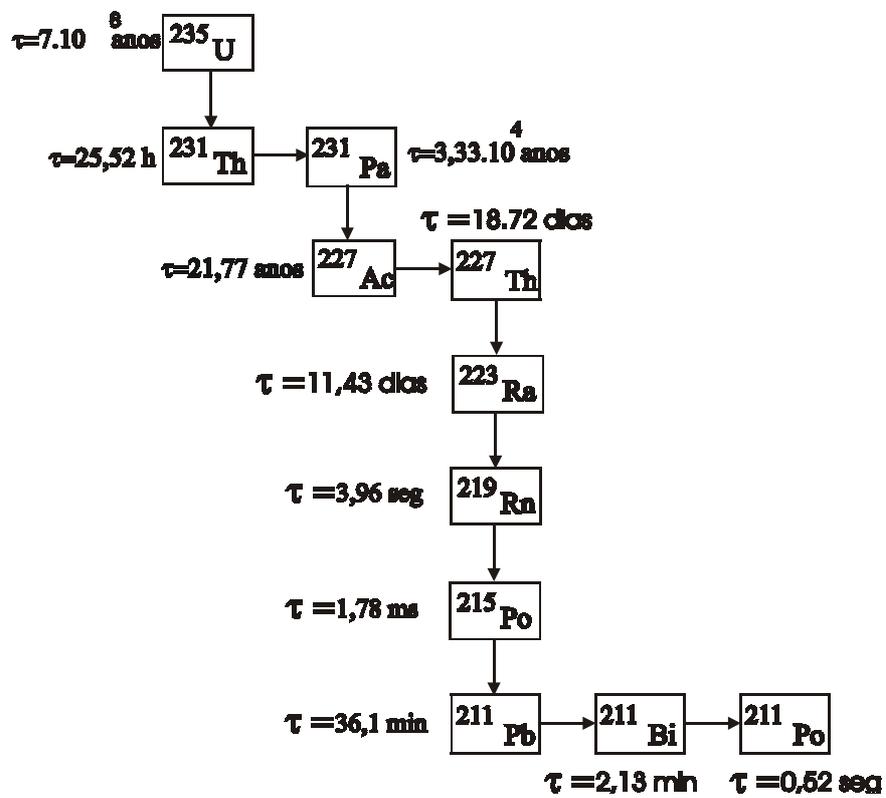


Figura III.4 Séries radiativas naturais: a) urânio-238; b) tório-232; c) urânio-235

### III.9. Variabilidade da Radiação de fundo

A radiação de fundo pode variar por alguns motivos, em função das concentrações dos emissores radioativos e da taxa de exposição. A variação pode ser significativa numa distância curta e também pode variar no mesmo local, ao longo do tempo. A variabilidade da radiação de fundo pode ter origem natural, mas também sofre influência das atividades humanas. Variação devida: à geologia, às substâncias químicas, à mobilidade física e deposição.

A radiação no solo pode variar devido a alguns fatores, onde a erosão é o principal fator de formação de solos. Alguns radionuclídeos que antes estavam no interior das rochas podem atingir a superfície terrestre devido ao desgaste produzido pelo tempo, ou através de alguns fenômenos naturais, como terremotos, erupções vulcânicas, degelo de geleiras, produtos erodidos de montanhas e água como o principal meio de transporte.

### III.10. Periculosidade do Radônio.

O prejuízo biológico decorrente da inalação do radônio-222 é muito significativo por ser emissor de partículas  $\alpha$ , com alto poder de ionização. Este está comumente associado ao câncer pulmonar. Pesquisas epidemiológicas conduzem a uma modelagem matemática baseada na morfologia pulmonar e na inalação dos filhos do radônio, em especial o polônio-218 e o chumbo-214. De observações feitas em mineiros de minas de urânio, concluiu-se que existe ligação entre o câncer de pulmão e o radônio-222 [Marley, 2000].

A maior associação de risco à saúde se dá com os progênitos do radônio. Uma vez inalado, o radônio-222 é alojado na parede do trato pulmonar, onde decai, emitindo partícula alfa, originando o polônio-218, que, por sua vez, emite partícula alfa produzindo o chumbo-214, que, além de partícula alfa, emite a radiação gama. A radiação gama pode facilmente atravessar a parede do pulmão e comprometer os outros órgãos. Em 1964, Palmer, Perkins e Stuart fizeram medidas da atividade de Bi-214. Os detectores estavam situados fora do corpo, tendo sido observada atividade no estômago e no encéfalo.

### III.11. Base Científica Para os Riscos Estimados do Radônio

A classificação do radônio como um conhecido carcinógeno humano e a estimativa para riscos a saúde a partir da exposição doméstica ao radônio estão baseadas em uma extensa e consistente pesquisa do corpo de epidemiologia a respeito de morte causada por câncer de pulmão em mineiros expostos aos produtos do decaimento do radônio. Há vários estudos epidemiológicos acerca da exposição ocupacional ao radônio e o risco de câncer de pulmão foram realizados, e todos indicaram um aumento na incidência de câncer de pulmão com a exposição ao radônio.

### III.12. Análise de câncer de pulmão em mineiros

Estudos sobre os mineiros foram feitos nos Estados Unidos, Canadá, Austrália, China e Europa em mineiros que trabalhavam em minas de metal, feldspato, xisto e urânio, mostraram aumento significativo para o risco de câncer de pulmão. [Axelson, 1995].

Os estudos sobre os mineiros estão baseados nas medidas do nível ocupacional. A hora de exposição foi também computada para determinar um tempo e uma dosagem específica para cada mineiro. O termo que foi usado para expressar o tempo relacionado a dose é o nível operacional (WL) registrado em meses. O WL é uma expressão da quantidade de RDPs para o qual uma pessoa está exposta multiplicada pela duração da exposição expressa em frações durante o mês.

### III.13. Estudos residenciais

Devido a incerteza associada a projeção de risco de câncer a partir da exposição ocupacional ao radônio em comparação a exposição da população em geral a inalação do radônio em residências, os estudos residenciais tem sido realizado para examinar a associação entre o risco de câncer de pulmão e a exposição dos RDPs nas casas. Alguns desses estudos que foram chamados estudos ecológicos tentaram relatar um número de mortes por câncer de pulmão para uma região com medidas substitutas de exposição para aquela região específica. Muitos desses estudos mostraram uma relação entre a exposição ao radônio e um aumento de risco de câncer de pulmão.

Em outros estudos, chamados de estudos de casos controlados, indivíduos com câncer de pulmão e indivíduos sem câncer de pulmão foram comparados buscando diferenças nas exposições domésticas, novamente usando-se medidas substitutas de exposição ao radônio. Um número desses estudos também encontrou uma associação entre a exposição doméstica em comparação ao radônio e o aumento do risco de câncer de pulmão.(Steck, et al., 1999).

### III. 14. Estudos em animais

Estudos experimentais com animais tem demonstrado que o radônio é um carcinógeno do pulmão. Os estudos forneceram informações importantes sobre a relação exposição-resposta, o efeito da taxa de exposição sobre o risco de câncer e o efeito potencial da exposição simultânea ao radônio e outros contaminadores na relação radônio-câncer de pulmão. A seguir um resumo relevante dos dados encontrados nas investigações com animais [Chameaud, et al.,1984]:

Os efeitos de saúde observados em animais expostos ao radônio incluem carcinomas de pulmão, fibrose pulmonar, enfisemas e a diminuição da duração do tempo de vida. Foi observado que ratos expostos a baixos níveis de radônio, tão baixo quanto 20 WLM, tiveram um grande número de tumores do trato respiratório.

O número de tumores no trato respiratório crescia na medida em que a exposição acumulativa do radônio crescia. Taxas de exposição decrescente também se constatou um aumento na incidência desses tumores.

A exposição à poeira de minérios ou à fumaça do diesel simultaneamente com radônio não aumenta a incidência de tumores no pulmão além daquelas produzidas pela exposição ao radônio apenas.

### III.15. Efeitos do radônio em ambientes fechado.

Vários países preocupam-se com a ameaça e o risco que a população sofre, quando exposta ao radônio e seus descendentes. Essa preocupação é justificada quando chega ao conhecimento do público a relação do câncer pulmonar com o radônio, por conta disso, adotam medidas de controle da exposição ambiental. Contudo, nem todas as nações estão empenhadas ou possuem legislações que visem o controle, e, neste caso, a população desconhece o risco que corre.

Estudos que relacionam a concentração de radônio com o câncer pulmonar, em ambientes fechados, têm exigido de certa forma uma atenção especial na avaliação do risco de exposição a esse gás. A principal dificuldade de análise reside no fato de que determinadas populações, apresentarem maior mobilidade dificultando a medição. Algumas pessoas passam longos períodos dentro de suas casas, enquanto outras freqüentemente estão em ambientes abertos ou exercendo atividades em outros ambientes fechados, que possuem outro nível de concentração. Além disso, há possibilidade de uma mesma pessoa ter habitado casas diferentes, alterando o nível de exposição de uma residência para outra.

### III.16. Risco de câncer em mineiros.

As incidências de câncer pulmonar não se relacionam somente aos trabalhadores de minérios radioativos. Este mal assola de uma maneira global os mineiros de minas subterrâneas, onde existem diversas substâncias químicas, tais como: o estanho, ferro e feldspato. Várias populações de mineiros, submetidos ao radônio e aos produtos de seu decaimento, têm sido investigadas em estudos do tipo caso-controle, cujos principais resultados encontram-se resumidos nas tabelas F1 e F2 do apêndice F [Axelson, 1995].

Há uma extraordinária consistência entre os resultados indicados e o aumento do risco de câncer de pulmão em mineiros, ainda que a variação do risco seja de 1,5 a 15. Ainda neste contexto, outras anomalias pulmonares não estão bem claras. Alguns casos têm mostrado tendências ao câncer de estômago.

### III.17. Outros tipos de cânceres

A relação entre o câncer de pulmão e o radônio-222 e seus progênitos vem sendo investigado desde 1951, havendo uma vasta bibliografia sobre o assunto. Um dos filhos do radônio-222, o chumbo-214, emite radiação gama que pode facilmente atravessar os tecidos que constituem os órgãos humanos, ionizando vários órgãos, durante a passagem, possibilitando a formação de radicais livres e comprometendo a divisão celular dos tecidos. Em decorrência disso, poderá haver a formação de outros tipos de câncer, além do pulmonar.

Darby, et al, em 1995 [Darby, et al, 1995], estudaram a respeito dos malefícios do radônio-222 e seus progênitos. O estudo realizado por eles encontrou número de mortes

por outros tipos de câncer 11% mais alto que o número esperado por idade na percentagem anual nacional da Tchecoslováquia, mas a mortalidade não aumentou com exposição acumulativa ao radônio.

Dentre os vários tipos de câncer há um acréscimo ao risco de câncer de fígado, do duto da bile e da vesícula biliar. Entretanto, quanto ao câncer de fígado isso não ficou bem estabelecido; no entanto, está confirmado um acréscimo na mortalidade de câncer do duto da bile e da vesícula biliar devido ao acúmulo de exposição ao radônio.

Nas análises feitas por Darby et al, 1995, dentre os indivíduos acometidos de câncer em órgãos diferente do pulmão, havia um excesso significativo para o câncer de estômago ( $O/E=1,45$ ; 95% CI: 1,04 –1,98) e reto ( $O/E = 1,94$ ; 95% CI: 1,03-3,31), como se vê na tabela III.3.

Quando a mortalidade por outros tipos de câncer e as relações com o acúmulo de radônio devido a exposição foram examinadas, a taxa observada para a expectativa de morte era alta em homens para exposições de 100 a 199 WLM a 200 WLM, em relação a homens que sofreram baixa exposição.

TABELA III.3. Taxa de mortalidade após a exposição ao radônio

Local do Câncer	Exposição do radônio acumulado (WLM) <sup>a</sup>					Dois valores apoiados por tendência (direção de tendência) <sup>b</sup>
		< 50	50-99	100-199	200+	
Estomago	O	10	10	16	4	0,27
	E	7,86	7,83	9,81	1,88	(+)
	O/E	1,27	1,3	1,63	2,38	
Reto	O	6	5	1	1	0,12
	E	2,00	1,89	2,32	0,41	(-)
	O/E	3,00	2,65	0,43	2,44	
Vesícula Biliar e Duto da bile do extrato hepático	O	1	0	1		0,32
	E	0,63	0,60	0,72	0,17	(+)
	O/E	1,87	0,99	2,38	4,00	
Leucemia	O	4	1	1	0	0,09
	E	1,65	1,57	1,95	0,40	(-)
	O/E	2,42	0,64	0,51	0,00	
outros locais diferente do câncer de pulmão	O	46	43	57	16	0,26
	E	39,27	37,57	46,57	8,79	(+)
	O/E	1,17	1,14	1,22	1,82	

Onde:

O: observado

E: Esperado

<sup>a</sup> Mortes após 10 anos do início do emprego. Exposição de radônio acumulativo com 5 anos de atraso para cânceres diferentes de leucemia O se retarda para leucemia.

<sup>b</sup> (+) aumento de taxa de mortalidade com aumento da exposição. (-) diminuição de taxa de mortalidade com o aumento da exposição

### III.18. Riscos Estimados

A Agência de Proteção Ambiental (EPA) estima o risco de câncer de pulmão para a população nos Estados Unidos a partir da exposição residencial ao radônio usando o modelo de projeção de risco desenvolvido pela Academia Nacional de Ciência (NAS). Este modelo está baseado em uma análise detalhada dos 4 maiores grupos de mineradores subterrâneos. (BEIR IV, 1998)

Como estimado pela EPA, na Pesquisa Nacional do Radônio em Residências, a percentagem anual de exposição ao radônio é 0,242. Usando o fator de risco, 224 mortes devido ao câncer de pulmão por  $10^6$  pessoas – WLM, e a estimativa da percentagem anual de exposição ao radônio, o número de mortes por câncer de pulmão por ano é estimado aproximadamente em 14.000.

A incerteza associada para esta estimativa é de aproximadamente de 7000 a 30000 mortes por câncer de pulmão ao ano apenas nos Estados Unidos. Esta estimativa da incerteza está detalhada na presente avaliação dos riscos de câncer de pulmão feita pelo EPA. Uma profunda análise das incertezas associadas com as estimativas do radônio foi feita usando uma abordagem desenvolvida pelos Institutos Nacionais de Saúde. Há um certo número de incerteza associada tanto com o fator de risco e a estimativa residencial de exposição ao radônio está quantificada. Exemplos de fatores considerados na análise da incerteza são:

- O efeito da idade no risco do radônio;
- Possíveis diferenças entre casas e minas em termos de doses por unidade de exposição.
- O efeito da taxa de exposição do risco do radônio.
- O efeito da exposição nas minas de outros elementos além do radônio (fumaça, diesel, poeira, sílica, etc.)
- A relação entre o risco do radônio e o fumo.

Dessas fontes de incerteza, a relação entre o risco de radônio e o fumo é freqüentemente de maior preocupação, porque o fumo é a principal causa do câncer de pulmão. Embora, os dados são atualmente limitados, cientistas da Academia Nacional e Saúde argumentam que o fumo multiplica o risco da exposição ao radônio. Baseado nos cálculos de riscos do EPA, o risco do câncer de pulmão a partir da exposição ao radônio é quase 20 vezes maior para um fumante inveterado do que alguém que nunca fumou.

## CAPÍTULO IV

### IV.1. Detecção de Traços

A técnica de detecção de radiação por traços nucleares em materiais sólidos isolantes foi descoberta em 1958, por Young, [Durrani e Bull, 1987] quando analisava lâminas de fluoreto de lítio. É conhecido que partículas pesadas ou fragmentos de fissão nucleares, passando através de alguns materiais plásticos, produzem danos em função de sua energia de ionização. O método de detecção de traços nucleares tem aplicação em vários campos, tais, como datação, auto-radiografia mineral e dosimetria de nêutrons.

A principal desvantagem desse método de detecção reside no fato de se precisar de um longo tempo para se obter as informações necessárias para se determinar a densidade de traços e a micro distribuição dos fragmentos de fissão, que são relacionados à contagem do número de traços formados por unidade de área. Devido ao extenuante processo de contagem dos traços vários sistemas de medidas automatizadas vêm sendo desenvolvidos. Esses sistemas, entretanto, esbarram em problemas físicos, como a densidade e a distância entre os traços, que influenciam na precisão das medidas. Em compensação, os detectores sólidos de traços nucleares apresentam a vantagem de serem baratos, além de proporcionarem registros permanentes das partículas, serem insensíveis à luz e à temperatura ambiente.

### IV.2 Detectores Plásticos de Traços Nucleares.

Em princípio para medidas de radônio, um detector sensível às partículas alfa pode ser usado, sendo os mais utilizados os de nitrato de celulose (LR-115), policarbonado (Makrofol E), e Alil diglicol carbonado, conhecido comercialmente como CR-39. O desempenho desses detectores foi recentemente revisado por Durani (1997); a visualização dos traços por, Tommasino (1997), a calibração e a padronização por Miles (1997), a utilização em radiometria para o radônio, por Ilić e Sutej (Nikolaev et al, 1999).

O makrofol E, é um filme eletricamente isolante, semitransparente e maleável, com uma das faces lisas (face de irradiação) e outra levemente áspera.

O CR-39 é o detector de maior eficiência para o registro de traços nucleares, disponível comercialmente, sendo transparente, podendo ser irradiado em qualquer um dos

lados. É ainda um dos detectores mais resistentes contra possíveis danos causados por condições ambientais: temperatura, umidade e poluentes.

O LR-115 é um nitrato de celulose de cor avermelhada, translúcido, disponível comercialmente em lâminas com aproximadamente 13  $\mu\text{m}$  de espessura, montadas sobre uma base de plástico transparente, semelhante a dos filmes fotográficos.

### IV.3 Formação de Traços Latentes em Polímeros

Os detectores sólidos de traços nucleares, SSTND (Solid State Track Nuclear Detectors), têm como característica principal registrar os danos causados em sua estrutura pela interação de partículas carregadas. Sua principal vantagem reside no fato de fornecer o registro permanente de dados. Além disso, são econômicos, insensíveis à luz e às radiações beta e gama e diferenciam os prótons dos fragmentos de fissão.

O fenômeno de cauterização da partícula no detector ainda não é bem definido, mas sabe-se que uma partícula carregada positivamente causa perturbações às camadas eletrônicas dos átomos constituintes do polímero, que levam à cauterização iônica positiva, o que implica em repulsão entre os íons, já que são de mesma polaridade. Isso cria uma região de desordem a qual pode ser atacada por um reagente químico adequado, originando os traços latentes.

A figura IV.1 ilustra os processos de irradiação e de revelação dos traços. Os parâmetros da partícula (carga, massa, energia) encontram-se representados em P como dados de entrada. Após o processo de revelação, a visualização dos traços está relacionada aos parâmetros de saída (comprimento, perfil, contorno, eixo).

Onde o parâmetro do traço T é dado em função da velocidade de ataque V, do tempo de ataque químico h, do ângulo de incidência  $\theta$  e da irradiação.

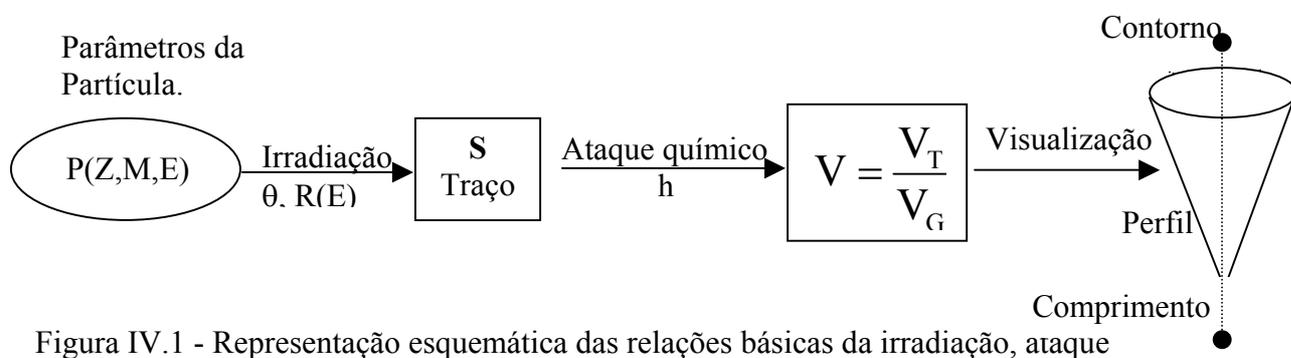


Figura IV.1 - Representação esquemática das relações básicas da irradiação, ataque químico e a fase de visualização do traço.

Os detectores sólidos de tratos nucleares podem ser divididos em duas categorias (Fleischer, Price e Walker 1975): sólidos inorgânicos (minerais e vidros) e sólidos orgânicos polímeros. Como esses detectores sólidos apresentam diferentes propriedades físicas e químicas, existem, então, vários modelos propostos para explicar o mecanismo de formação de traços latentes. A elaboração de um modelo que explique os mecanismos de formação de traços latentes deve ser consistente com as seguintes evidências experimentais.

1) não ocorrência de formação de traços latentes em metais e na maioria dos semicondutores:

2) cada meio é caracterizado por um  $(-dE/dx)$  crítico, isto é, existe um valor mínimo de perda de energia da partícula incidente por unidade de comprimento no material, abaixo do qual partículas ionizantes não são registradas;

3) os traços latentes são razoavelmente estáveis no tempo.

Para materiais que apresentam estrutura cristalina (sólidos inorgânicos), um modelo foi proposto por Fleischer e colaboradores (Fleischer, Price e Walker 1965), denominado modelo da ponta de explosão iônica ("The Ion-Explosion Spike Model"). De acordo com este modelo, uma partícula carregada positivamente e em alta velocidade ioniza os átomos da região pela qual ela passa (ionização primária), originando ao longo de seu percurso uma repulsão mútua entre os íons positivos, criando vacâncias e íons intersticiais, e dessa forma provocando deformação na estrutura do material. Esta deformação é devida basicamente a ionização primária (os elétrons são soltos de seus átomos e ejetados) seguida de um processo de explosão de íons, já que a estrutura do material é em geral pouco vulnerável a uma deformação por parte dos elétrons secundários (raios delta). Este processo conduz a criação de uma região de imperfeições (danos), que se caracteriza pela facilidade com que são atacadas quimicamente por um reagente em comparação com as regiões não danificadas.

No caso dos sólidos orgânicos (polímeros) as cadeias poliméricas são destruídas não só pelo processo primário de ionização, mas também pelos elétrons que recuam a partir da colisão com a partícula incidente (elétrons secundários). A grande sensibilidade dos detectores orgânicos ao registro de traços provém desse mecanismo secundário de desestruturação das cadeias poliméricas, pois a energia necessária ao rompimento das ligações químicas é menor do que aquela necessária à ionização de átomos. O processo de formação de um traço latente em um polímero orgânico é mostrado esquematicamente na figura IV.2 (Zylberberg, H, 1989). Uma quebra de

cadeia polimérica pode ser criada por um elétron secundário. O rompimento das moléculas de cadeia longa produz outras menores com radicais livres e de maior reatividade química.

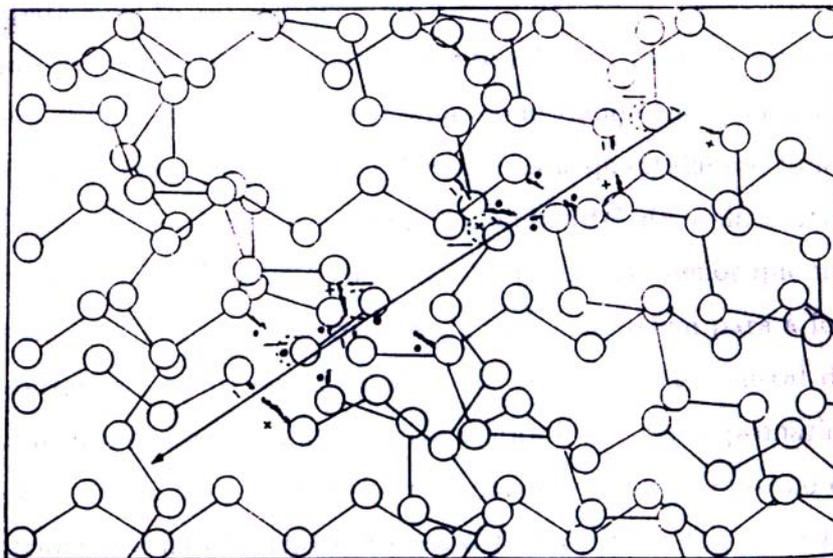


Figura IV.2: Formação de um traço latente de uma partícula carregada em polímero orgânico de ligações cruzadas através de quebra das longas cadeias de moléculas, produzindo outras menores com radicais livres e altamente reativas.

Segundo Enge [SOMOGYI,1980], a radiação ionizante altera profundamente a estrutura molecular dos materiais poliméricos, nos quais, uma vez irradiados, pode ocorrer a cisão da cadeia polimérica principal, levando a uma diminuição da massa molecular. As cadeias podem ser destruídas tanto pelo processo primário de ionização, como pelos elétrons de recuo (raios deltas), após o choque com a partícula incidente. A sensibilidade dos detectores plásticos está associada à desestruturação secundária das cadeias do polímero, ocasionada pela energia da partícula alfa. Oposto ao senso comum de que o dano na estrutura seja proporcional à energia da partícula alfa incidente,  $E_{\alpha}$ , observa-se que, quanto menor a energia, maior é o dano causado na estrutura. Em outras palavras, a taxa de perda de energia pela partícula  $\left(-\frac{dE}{dx}\right)$ , que representa energia dissipada no material por unidade de comprimento, é inversamente proporcional a energia  $E_{\text{PARTÍCULA}}$ .

$$\left(-\frac{dE_{\text{PARTÍCULA}}}{dx}\right) = \frac{1}{E_{\text{Partícula}}} \quad (\text{IV.1})$$

As partículas carregadas (prótons, dêuterons, alfas ou íons pesados) perdem sua energia no material, em função de:

1. Forças eletrostáticas entre as partículas e os elétrons circundantes ao núcleo alvo, que podem conduzir à retirada dos elétrons de suas órbitas características;
2. Desaceleração das partículas, ao interagirem com o núcleo do material frenador, que resulta na emissão de radiação eletromagnética conhecida como radiação de Bremsstrahlung, que é desprezível quando comparada ao item 1.

#### IV.4. Ataque Químico

É o método mais utilizado para o aumento da imagem do dano latente em detectores nucleares de estado sólido. A transformação do traço latente em um traço visível depende da ação simultânea de dois processos de ataque químico: dissolução química ao longo do traço da partícula,  $V_t$ , e dissolução química à resistência do material,  $V_g$ .

O traço latente, tem cerca de 30 a 100  $\text{Å}$  de diâmetro, e é visível apenas ao microscópio eletrônico ( em aumento da ordem de  $10^5$  x). Certos reagentes químicos (hidróxido de sódio plásticos e ácidos fluorídrico para vidros e mica) degradam as regiões danificadas numa razão muito maior que o material não danificado. é o processo de revelação de traços em detectores sólidos. Dessa forma, os traços podem atingir diâmetros da ordem de  $10^4$  ou  $10^5$   $\text{Å}$ : como este valor é comparável ao comprimento de onda da luz visível, os traços ampliados poderão ser vistos ao microscópio ótico (em aumento da ordem de  $10^3$  x).

Sob o ponto de vista microscópico, a revelação do traço latente é feita a partir da dissolução química preferencial, ao longo e ao redor da trajetória da partícula, conforme mostra a figura IV.3 ( Henke e Benton, 1971). A região danificada é rapidamente dissolvida em virtude da reatividade na mesma ser mais elevada que nas regiões não danificadas do detector. Essa maior reatividade ocorre ao longo do traço tanto nos casos onde há quebras de ligações químicas (como no caso de polímeros), como naquelas onde a rede cristalina é destruída (no caso de minerais). Quando os limites da região danificados são atingidos a taxa de dissolução diminui e a solução de ataque químico começa, então, a atacar as regiões não danificadas em torno do traço, possibilitando o aumento de suas dimensões.

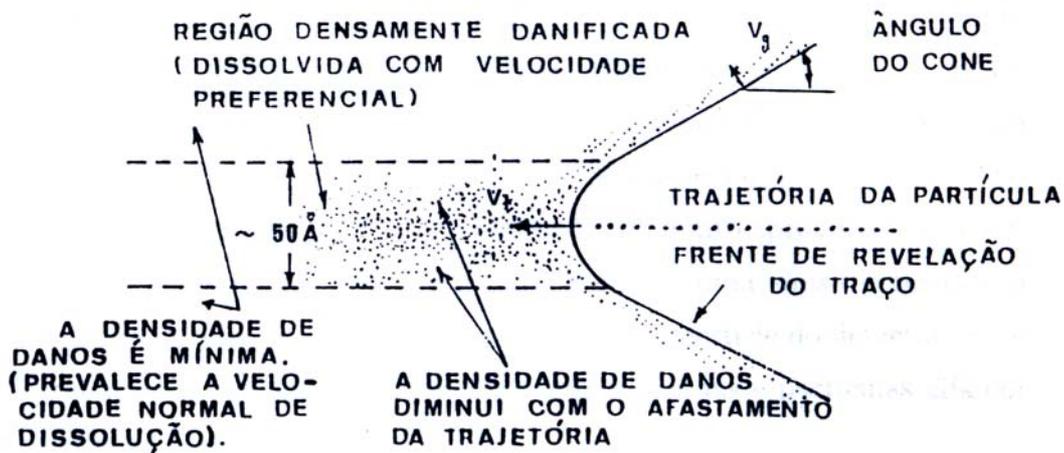


Figura IV.3. Representação esquemática do perfil microscópico do traço de uma partícula, formada mediante dissolução química preferencial ao longo da trajetória da partícula.

Do ponto de vista macroscópico, a evolução geométrica do traço pode ser descrita pela ação simultânea de dois processos de dissolução do detector, aos quais estão associadas duas velocidades que determinarão fundamentalmente os parâmetros e a eficiência de revelação.

- (i) dissolução ao longo do traço, com velocidade  $V_t$ , que é função da composição do material, das condições de ataque químico (tipo, concentração e temperatura do reagente) e dos parâmetros da partícula incidente (massa, carga e energia).
- (ii) dissolução química do material não danificado numa velocidade menor  $V_g$ , velocidade com a qual a superfície do detector e as paredes internas dos traços são dissolvidas em função da composição do detector e das condições de ataque químico.

Uma imagem qualitativa mostrando os parâmetros do traço durante o ataque químico é exibida na figura IV.4. Supondo que o traço tivesse resultado perpendicular a superfície do meio, ao ser exposto ao ataque químico, a região sem dano será corroída com uma velocidade  $V_g$ , perpendicular a superfície, uma velocidade de ataque através, da trilha, será  $V_t$ , maior que  $V_g$ , expressa por:

$$V_g = \frac{h}{t} \quad (IV.2)$$

$$V_t = \frac{\ell}{t} \quad (IV.3)$$

onde  $h$  é a camada dissolvida, em relação à superfície original do detector;  $t$  o tempo de ataque, e  $\ell$  é a extensão do traço dissolvido.

Considerando o caso de incidência normal a superfície, a figura IV.4 mostra que o material da superfície é removido, após algum tempo do ataque químico, resultando num comprimento do traço visível,  $\ell$ , e o diâmetro  $D$ , decorrentes da competição entre os efeitos  $V_g$  e  $V_t$  (Fleischer, Price e Walker, 1975).

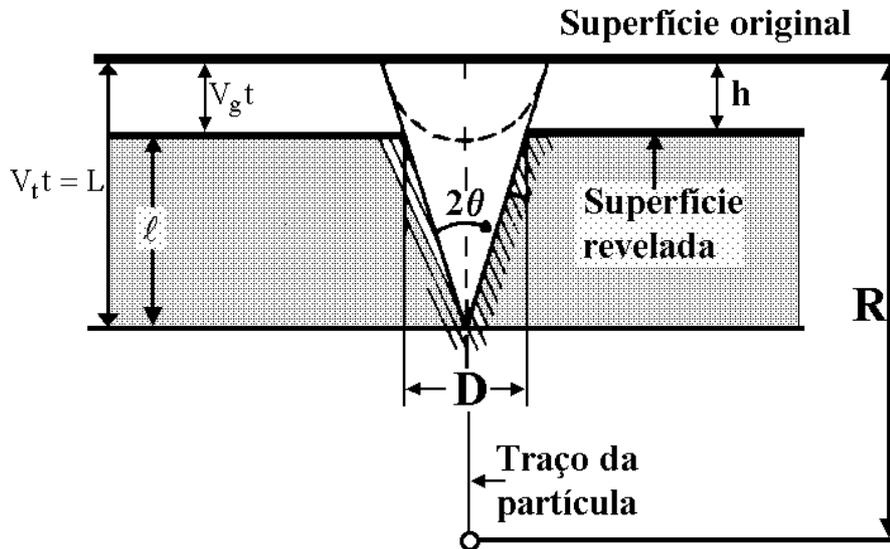


Fig.IV.4. Parâmetros envolvidos na formação do traço da partícula.

Analisando-se a disposição geométrica de um traço decorrente da incidência normal da partícula a superfície do detector, pode-se obter os parâmetros relativos ao ataque químico:

$$\ell = (v_t - v_g)t \quad (IV.4)$$

$$D = 2v_g t \sqrt{\frac{(v_t - v_g)}{(v_t + v_g)}} \quad (IV.5)$$

A figura IV.4 apresenta uma região em forma de cone, formado ao longo da trilha. Essa hipótese geométrica da formação do traço, leva em conta as mudanças na taxa de ataque e os diferentes graus de dano, exhibe características da formação do traço observado, e possibilita demonstrar que o ângulo de incidência deve ser menor que um ângulo crítico  $\Theta_c$ , para que se visualize a imagem do traço após o ataque químico. O ângulo crítico é dado pela equação IV.6 [Durrani e Bull, 1987]

$$\Theta_c = \arcsen\left(\frac{v_g}{v_t}\right) \quad (IV.6)$$

#### IV.5. Procedimento para o Ataque Químico do Traço

Para a revelação dos traços em detectores plásticos, o agente químico mais utilizado é uma solução aquosa de NaOH, numa concentração que varia de 1 a 12 M, numa temperatura entre 40°C e 70 °C [Durrani e Bull, 1987]. Em alguns casos, adiciona-se álcool etílico à solução reveladora. O álcool é capaz de diminuir o limiar de ionização para o qual o traço se torna revelável. A tabela IV.1 exibe os parâmetros de revelação para alguns detectores plásticos, no que concerne à: solução química do revelador; temperatura e tempo de ataque químico.

Tabela IV.1 – Parâmetros de revelação adotados para alguns detectores.

Detector	Revelador (mol)	Temperatura (°C)	T (h)
LR-115	NaOH (2,5 M)	60	1,54
CR-39	NaOH (6,25 M)	70	6,5
Makrofol-E	80% de KOH (6 M) +20% C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH	70	7,5

#### IV.6. Limite de detecção da partícula alfa.

A perda de energia pela partícula alfa no plástico é limitada numa primeira aproximação, entre os valores mínimo,  $E_{MIN}$ , e máximo  $E_{MAX}$ , conforme ilustra a figura IV.5, observa-se um limiar dessa perda, representada por,  $\left(\frac{dE}{dx}\right)_{Th}$ , desde a energia mínima, nos quais os traços são reveláveis, até o limite de maior energia das partículas alfa. A extensão das cotas nesses limites até o cruzamento  $\frac{dE}{dx}$  definem dois pontos da reta horizontal, onde  $\frac{dE}{dx} = \left(\frac{dE}{dx}\right)_{Th}$ , [Durrani e Bull, 1987].

Na prática,  $E_{MIN}$  e  $E_{MAX}$  correspondem à formação de traços visíveis no detector.  $E_{MIN}$  é a mínima energia necessária para a visualização dos traços das partículas alfa.

$E_{MAX}$  será a energia na qual  $V_T$ , a densidade dos traços reveláveis, se torna tão baixa que os diâmetros dos traços são insuficiente para serem reconhecidos, neste caso há a necessidade de um tempo de revelação maior.

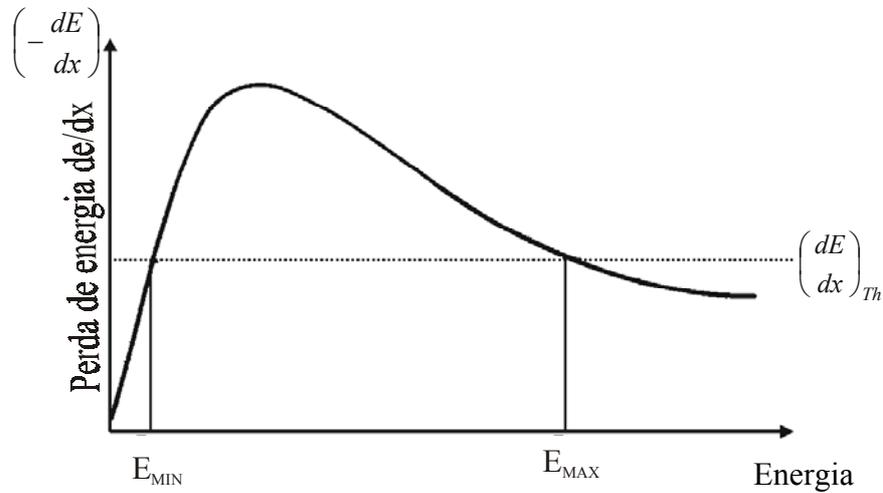


Figura IV.5 – Variação da energia sobre o qual o traço é revelável.

#### IV.7. Dosimetria das Emanações Provindas do Radônio

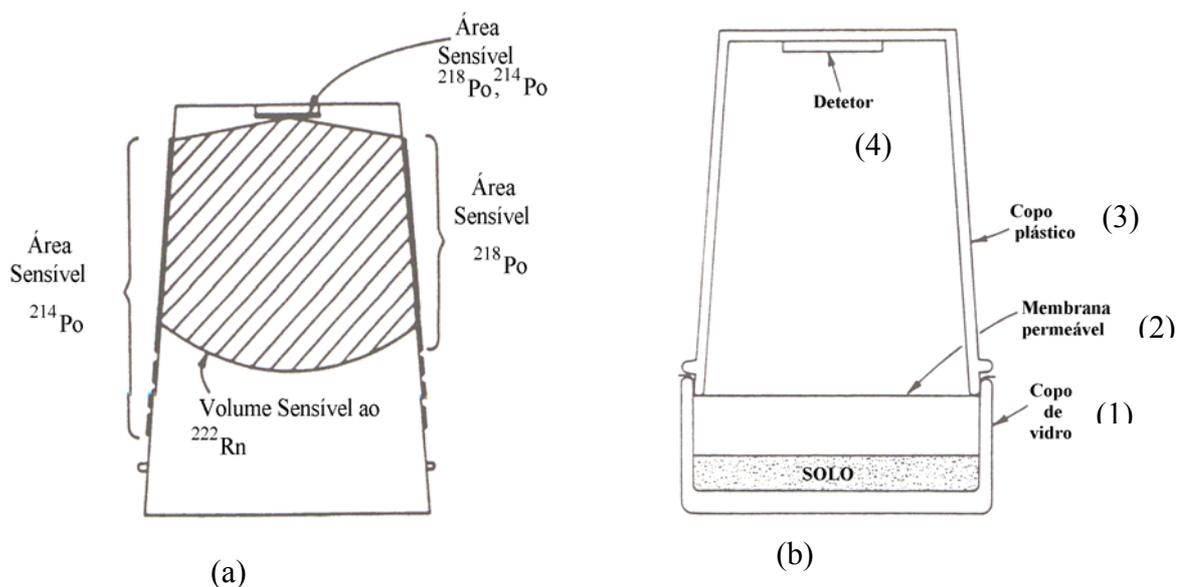
Considerando a necessidade de monitoração do radônio é primordial conhecer as meias-vida dos elementos que compõem a cadeia de decaimento do radônio. As características essenciais aparecem na tabela IV.2, na qual exibe três isótopos do radônio. Nove espécies podem produzir traços em detectores de traços que são expostos ao radônio. O radônio que é mais referendado é o  $^{222}\text{Rn}$ , filho do rádio-226. O Rn-219 é ignorado, pois tem uma meia-vida muito curta. [FLEISCHER, 1998]

Tabela IV.2. Isótopos do radônio e sua meias-vidas

Série do Th-232	Série do U-238	Série do U-235
Rn-220 (56s)	Rn-222 (3,8 dias)	Rn-219 (~ 4s)
Po-216 (0,15s)	Po-218 (3,1 min)	Po-215 (1,8 ms)
Po-212 (0,30 s)	Po-214 (0,16 ms)	Po-211 (0,53 s)

As câmaras abertas não podem evitar a ação dos componentes de aerossóis, umidade e radônio-220 no detector. Estes fatores podem ser eliminados empregando-se

um filtro (membrana) na entrada da câmara, como mostra a figura IV.6. Os filtros são barreiras que atuam para selecionar a entrada do  $^{222}\text{Rn}$ , na região de detecção, excluindo seus demais isótopos. Para tal, a área e a densidade da membrana são dimensionadas de forma excluir os outros emissores alfa, exceto o radônio-222. Os filhos do  $^{222}\text{Rn}$  que são produzidos após a sua entrada são também considerados. A membrana reduz a concentração no interior da região de detecção, devido a um atraso pela baixa difusão. Este atraso é designado de modo que o tempo gasto seja relativamente maior do que a meia-vida dos isótopos do radônio. O filtro protege o detector da umidade, aerossóis e dos isótopos do radônio-222, bem como impede a movimentação do ar dentro da câmara. Como consequência direta o filtro permite a passagem do  $^{222}\text{Rn}$  sem uma redução significativa e evita a passagem do  $^{220}\text{Rn}$  para o volume sensível em quantidade significativa. [RAMACHADRAN, 1988]



A figura IV.6 –Desenho esquemático de câmaras para dosimetria de radônio (a) câmara sem filtro sensível ao produto do decaimento do  $^{222}\text{Rn}$ ; (b) câmara contendo recipiente para amostra (1), membrana permeável (2), cilindro fechado (3) e o detector (4).

#### IV.8 Medidas de Emissão do Radônio no Solo

A emissão do radônio proveniente do solo é medida com aparatos simples como mostra a figura IV.7, que consiste de um cilindro fechado contendo uma membrana na extremidade aberta do cilindro, permeável ao radônio-222, o detalhe da câmara de difusão

empregado neste trabalho pode ser visto nas figuras V.4(a) e V.4(b) no Capítulo V. O procedimento para a realização das medidas ocorre da seguinte forma: faz-se um buraco no solo onde é inserido um cano de PVC para evitar o soterramento do copo, o buraco é então fechado para se isolar a mistura do ar atmosférico descendente no interior do buraco. Coloca-se um saco de  $\text{CaSO}_4$  no interior do copo, para retirar a umidade. No meio ambiente, a umidade constitui um grande problema, pois pode se condensar e impedir o movimento das partículas alfas, e, conseqüentemente reduzir o número de traços registrado pelo detector. O comportamento das partículas alfa decorrente da influência da umidade foi observado por Likes e Fleischer.[Likes e Fleischer, 1979], que mostraram que a utilização de um absorvedor de umidade juntamente com uma membrana anti- $^{220}\text{Rn}$  solucionava o problema.

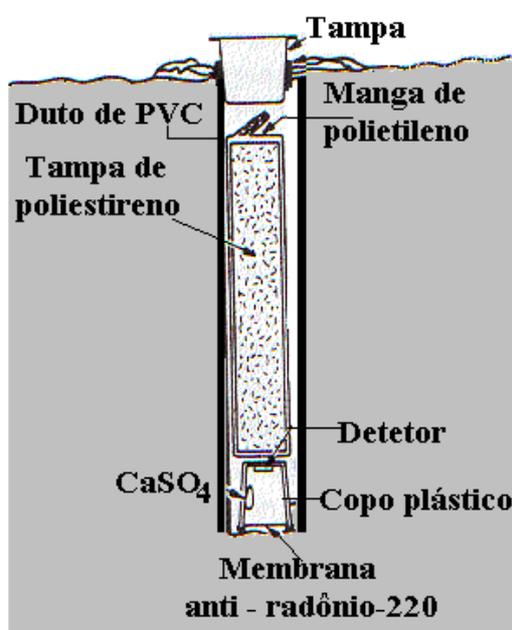


Fig IV.7 – Diagrama para a medida da emissão do  $^{222}\text{Rn}$  oriundo do solo.

#### IV.9. Medidas de Emissão de Radônio na Água.

Para medir a emissão de partículas alfa proveniente do radônio-222 na água pode ser aplicado o mesmo sistema descrito para essa medida no ar, de modo semelhante mostrado na figura IV.6.b. O copo deverá conter um certo peso para se assegurar que a membrana encerrada na extremidade esteja completamente submersa, devido ao pequeno alcance de difusão do radônio na água.

Esse sistema tem sido empregado na monitoração do radônio tanto no solo como na água. O fator de calibração do  $^{222}\text{Rn}$  na água é menor do que o relativo à monitoração no ar. A razão de concentração por unidade de volume  $\frac{^{222}\text{Rn}_{\text{água}}}{^{222}\text{Rn}_{\text{ar}}}$  é menor que a unidade, variando com a temperatura, que deve ser medida. A tabela IV.3 mostra alguns valores da razão da concentração do radônio no ar e na água, em função da temperatura (Faul, 1954).

Tabela IV.3: Valores da razão da concentração do radônio na água e no ar, em função da temperatura da água

Temperatura[°C]	0	25	40
Concentração[%]	52	25	16

#### IV.10. Respostas dos Detectores para Radônio e os Filhos do Radônio.

A escolha do modelo adequado para os dispositivos de medida, depende de informações a cerca da resposta dos detectores para as emanações provindas do radônio e dos filhos do radônio (FsR), que é função da geometria de exposição e da distribuição dos FsR dentro do dispositivo.

A resposta dos detectores depende dos fatores relacionados aos processos físicos envolvidos no sistema de detecção, a saber: decaimentos radioativos do radônio e FsR ; formação de carga elétrica dos FsR em superfícies (*plate-out*), permeabilidade do radônio através de membranas; adsorção de radônio no carvão.(Elié, 1999).

#### IV.11. Difusão do Radônio.

O transporte e difusão do radônio se dão pelos poros do meio material no qual esteja inserido, seja ele um material de construção ou diferentes tipos de solo. O processo de movimentação do radônio no solo é conhecido como emanação.

Materiais cerâmicos manufaturados com argila, que possuem traços residuais de urânio, conterão como parte integrante de sua estrutura, os filhos do urânio, que resultará numa quantidade significativa de radônio.

Quanto maior a umidade do solo no qual o radônio esteja presente, maior será sua difusão, pois a umidade impede a adsorção do radônio na superfície do material. E o alcance de recuo do radônio é menor na água do que no ar, em torno de 0,1  $\mu\text{m}$  e 60  $\mu\text{m}$ , respectivamente. Como as dimensões dos poros são da ordem de 1  $\mu\text{m}$  para o solo e materiais de construção, um átomo de radônio que ingresse num poro cheio de ar tem maior possibilidade de atravessar o poro e de penetrar na estrutura oposta do material. [ALDENKAMP e STOOP, 1994]

A difusão do radônio através do meio material obedece a seguinte equação:

$$N = N_0 \cdot e^{\left(-\sqrt{\frac{\lambda}{D}}\right)x} \quad (\text{IV.7})$$

onde N é a concentração do radônio num tempo “t”, a uma distância “x” da fonte;  $N_0$  é o valor dessa concentração da fonte no tempo inicial de contagem e  $\lambda$  é constante de decaimento do radônio. Se  $N_1$  e  $N_2$  são as concentrações de radônio à distância  $x_1$  e  $x_2$  da fonte, respectivamente, o uso da equação (IV.7) conduz à constante de difusão, D dada por: [SINGH,S; et al., 1999]

$$D = \lambda \left[ \frac{x_1 - x_2}{\text{Ln} \frac{N_1}{N_2}} \right]^2 \quad (\text{IV.8})$$

## CAPÍTULO V

### V. Metodologia

A concentração de radônio-222 no interior das mais variadas edificações, principalmente, em minas subterrâneas e habitações, tem sido medida exaustivamente em outros países, através de aparatos e metodologias diversificadas, sendo os métodos mais aplicados para a detecção do radônio os métodos passivo e ativo.

O sistema para a detecção do radônio pelo método ativo é dotado de uma bomba de sucção; entretanto, quando o ar é injetado no interior da câmara, poderá conter pó ou outras partículas em suspensão, produtos do decaimento de outros elementos, além do radônio. Nesse caso, uma mesma membrana é utilizada para selecionar o radônio das partículas dispersas.

O mais simples dos métodos é o passivo, pois não necessita de bomba de sucção. A coleta da amostra é feita pela difusão ou deposição para o meio de detecção de traços nucleares, no qual as partículas alfa provenientes do decaimento do radônio são registradas diretamente. O detector de traços no método passivo pode ser utilizado usando câmaras apropriadas ou não. Contudo, sem a utilização de câmaras e filtros apropriados, o detector registra os produtos do decaimento do radônio emanado tanto do ambiente quanto da amostra. Para a determinação da emanção do radônio-222 em ambientes fechado, foi utilizada somente câmara de difusão, e para a análise do material de construção empregou-se um dispositivo cilíndrico fechado simultaneamente com a câmara de difusão. A grande vantagem dessa técnica se deve ao fato do detector permanecer isolado da influência das partículas alfa do ambiente externo ao material de interesse. Além do método ativo, empregado na calibração do detector de traços, foi empregado um detector HPGe, para determinar as atividades do  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{40}\text{K}$ , visto que é um dos mais utilizados pela sua característica de resposta a radiação, para determinar os índices de atividade dos materiais de construção.

#### V.1. Descrição do sistema HPGe.

Os seguintes equipamentos fazem parte do sistema de aquisição de dados do detector HPGe, fabricado pela Canberra, utilizado nesse trabalho:

2 NIM Bin / Power Supply Modelo 2100 Canberra

- 2 Fontes de Alta Tensão Modelo 3106D Canberra
- 1 Fonte de Alta Tensão Modelo 459 ORTEC
- 2 Amplificadores Modelo 2022 Canberra
- 1 Amplificador Modelo 571 ORTEC
- 2 ADC 8k Modelo 8701 Canberra (conversor analógico digital)
- 1 ADC 8k Modelo 8715 Canberra
- 2 Multiplexadores AMX Modelo 8224 Canberra
- 2 RPI Modelo 554 (controlador do multiplexador AMX) Canberra
- 2 AIM Modelo 556 ("Acquisition Interface Module") Canberra

Para a espectrometria gama, utilizou-se o Laboratório de Espectrometria do IEN/CNEN, que conta com duas blindagens de chumbo de 5 cm de espessura, sendo que uma é revestida interiormente com folhas de cádmio e cobre e está sendo usada com o detector denominado Ge1. Este está acoplado diretamente a um ADC Mod. 8701 de 8192 canais no sistema 1. Os outros dois detectores, Ge2 e Ge3, estão conectados ao sistema 2 através de um multiplexador e um ADC Modelo 8715 (ultra rápido), cada um com 4096 canais. Os equipamentos que compõe o sistema 2 estão apresentados no diagrama em bloco da figura 1. [Bellido, 2002]

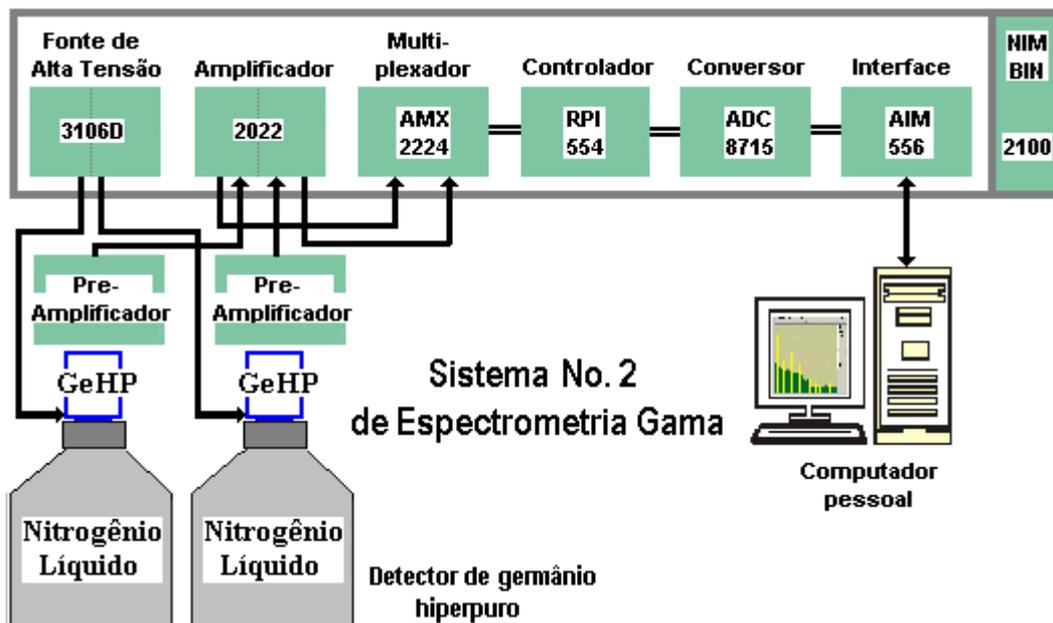


Figura V.1. Sistema de espectrometria gama [Fonte: Bellido,2002].

## V.2. Análise de espectros gama

Para se determinar as atividades absolutas, foi escolhido o programa ANGES, desenvolvido sob o patrocínio da Agência Internacional de Energia Atômica. Como o programa ANGES não reconhece o formato dos espectros do Genie 2000 (extensão CNF), foi elaborado um programa chamado CNF2SPE, em Quick Basic, para criar um arquivo contendo as contagens dos canais em ASCII e com extensão "SPE". [Bellido, 2002]

## V.3. Calibração da Câmara de Difusão.

Em princípio, o método passivo é simples, mas, na prática, é difícil manter um controle eficiente da qualidade do detector, devido a alguns fatores tais como:

- i) influência ambiental no processo de fabricação;
- ii) acondicionamento impróprio;
- iii) cortes ou marcas na folha;
- iv) envelhecimento;
- v) mudanças nas condições de ataque químico;
- vi) eficiência nas contagens dos traços.

Durante a calibração da câmara de difusão contendo CR-39, foi empregado um analisador do tipo AlphaGuard 2000 PRQ da Genitron Instrumentos [Danis,A.,et al., 2001] e [Mazur,D., 1999], que, além de medir a exposição do radônio, monitora também as condições ambientais, tais como: temperatura, umidade relativa e pressão. O método empregado foi o ativo, o qual consistiu de uma bomba de sucção que mantinha o fluxo constante e controlado a uma taxa de 0,8 l/min. Isso é necessário porque, após a injeção de uma quantidade fixa de radônio, a concentração no interior da câmara decai segundo uma constante de decaimento que corresponde à meia-vida de 3,8 dias, equivalente à meia-vida do  $^{222}\text{Rn}$ . A bomba injeta ar através de um recipiente contendo sílica e posteriormente atravessa uma fonte padrão de radônio-222 do tipo Pylon 1025, fabricada pela Pylon Electronic Development Ltda, contendo sal de rádio-226 com uma atividade inicial 2,03  $\mu\text{Ci}$ , em 16 de março de 1982. Após o ar passar pela fonte, carrega consigo o radônio-222 e seus descendentes até a câmara de calibração construída em alumínio. A figura V.2 exibe um diagrama esquemático do processo de calibração. A calibração foi realizada no

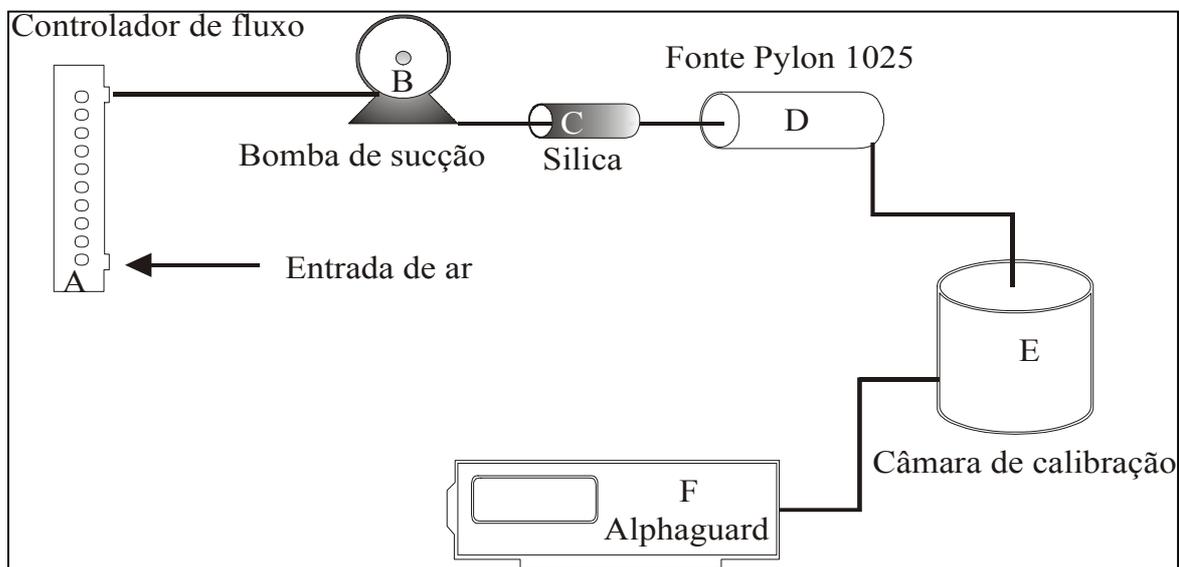


Figura V.2 – Sistema de calibração da câmara de radônio: controlador de fluxo (A); bomba de sucção (B); sílica (C); fonte Pylon 1025 (D); câmara de calibração (E); Monitor AlphaGuard (F).

O sistema de calibração assume valores constantes para a concentração do radônio-222, já que a fonte de rádio-226 encontra-se em equilíbrio com os seus descendentes. Nesta situação, a densidade de traços obtidos no detector de traços montado na câmara de difusão é dada por [Danis,A.,et al., 2001]:

$$\rho = k.A_r.t_e \quad \text{V.1}$$

onde:  $\rho$  é a densidade de traços;  $k$  é a constante de calibração;  $A_r$  é o volume da concentração do radônio em torno do detector; e  $t_e$  é o tempo de exposição. A constante de calibração,  $k$ , é expressa em (traços.cm<sup>-2</sup>/kBqm<sup>-3</sup>h) e depende de outros parâmetros tais como:

- i) volume monitorado de atividade decorrente do decaimento alfa;
- ii) tipo do detector de traço;
- iii) umidade relativa e temperatura;
- iv) condições de ataque químico.

#### V.4. Sistema de Detecção para o Sistema Passivo.

O sistema experimental empregado para a medida da taxa de emissão de radônio é constituído de um tubo de PVC com altura de 250 mm e 50 mm de diâmetro que contém, uma câmara de difusão com diâmetro de 1,5 cm.

Conforme mostra a figura V.3, no interior do cano de PVC em sua porção superior é colocada a câmara de difusão, que dispõe em seu interior de um filtro permeável ao radônio-222 acoplado ao detector CR-39, com abertura voltada para amostra, a qual ocupa a porção inferior do cano.

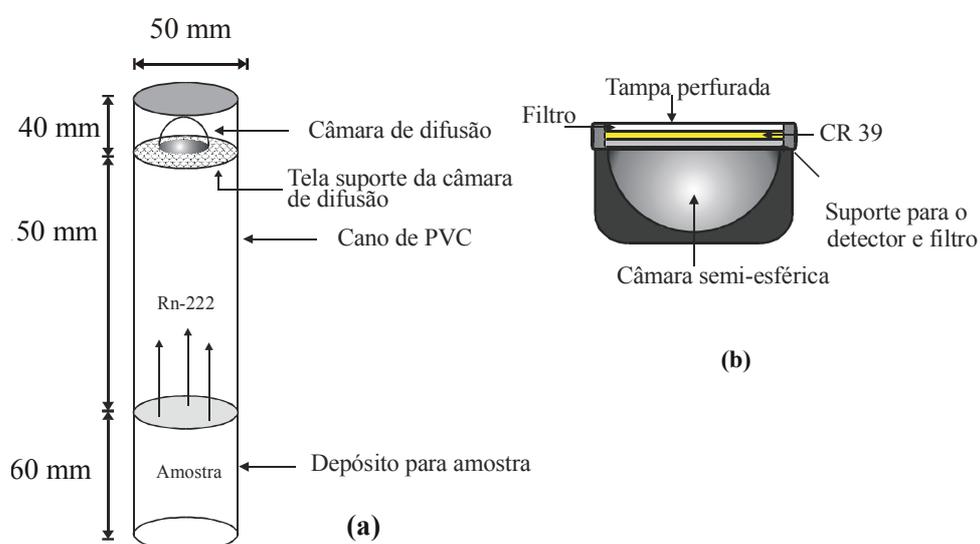


Figura V.3 – (a) Dispositivo cilíndrico fechado utilizado para medir a emissão do radônio-222 das amostras, bem como o dimensionamento do sistema; (b) secção transversal da câmara de difusão.

A câmara de difusão, cujo volume interior é de forma semi-esférica com raio de 1,5 cm, permite que uma membrana permeável seja acoplada no detector visto figura V.4. A espessura dessa membrana é calculada de forma a atrasar a difusão dos gases radônio-222 e radônio-220, fazendo com que o Rn-220 decaia antes de atravessá-la.

Como consequência direta, o filtro permite a passagem do  $^{222}\text{Rn}$ , sem praticamente atenuá-la, e evita a passagem do  $^{220}\text{Rn}$  para o volume sensível, numa taxa significativa. [RAMACHADRAN, 1988]

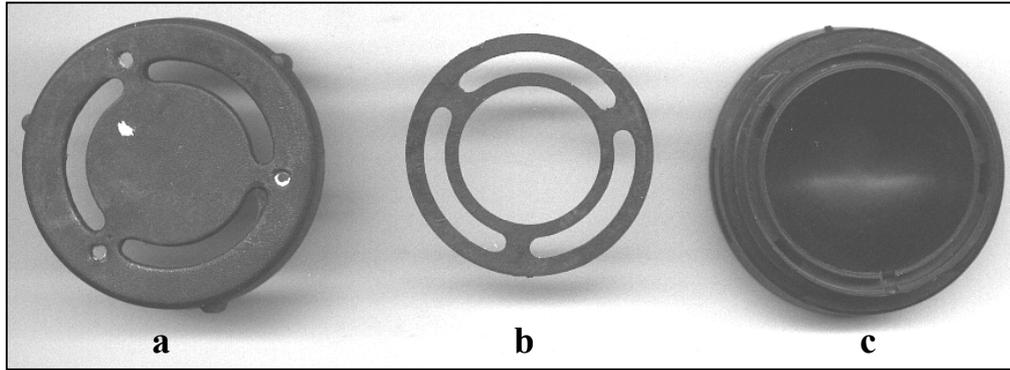


Figura 5.4 – Detalhe da câmara de difusão: a) tampa perfurada; b) suporte para o detector e o filtro antiisótopos do radônio-222; c) câmara semi-esférica de raio 1,5 cm.

A câmara de difusão é feita com fibra de carbono (material condutor), entretanto a ocorrência de campos eletrostáticos dentro dela podem afetar a distribuição por plate-out dos produtos de decaimento do radônio. Por esta razão, uma boa relação linear entre a densidade de traços e a exposição será mantida. [Rio Doce,1997]

#### V.5 Taxa de Emissão em Ambiente Fechado

A taxa de emissão deriva da concentração de radônio como uma função do tempo no recipiente. Em geral, a dependência temporal da concentração de radônio da atmosfera no volume de medição [Ching-Jiang Chent, et al, 1993] é descrita por:

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{EA}{V} - C(t)(\lambda + \lambda_v) + \frac{S}{V} + C_i\lambda_v \quad V.2$$

onde: o primeiro termo do lado direito da equação é a produção resultante da emissão, sendo A a área da superfície da amostra coberta pelo volume V, E, é a taxa de emissão, considerada independente do tempo; S, outras fontes de radônio e  $\lambda_v$  é a razão da troca de ar ( ventilação). O segundo termo do lado direito da equação é a perda devido ao decaimento do radônio-222 e  $\lambda$  é a constante de decaimento.

Integrando-se a equação V.2 obtém-se:

$$C(t) = \frac{EA}{\lambda V} (1 - e^{-\lambda t}) \quad V.3$$

## V.6. Exposição

A quantidade medida por um dosímetro de radônio é a concentração de  $^{222}\text{Rn}$  em tempo integral. A exposição ao radônio correspondente,  $X_{\text{Rn}}$ , é dada por: [Urban, et al., 1986]

$$X_{\text{Rn}} = \int_0^T C(t) dt \quad \text{V.4}$$

onde  $X_{\text{Rn}}$  é expressa em  $\text{Bqd/m}^3$  e  $T$  é o tempo de irradiação, em dias (d).

## V.7. Emissão.

A taxa de emissão do radônio na superfície dos materiais de construção é descrita pela equação [Ching-Jiang Chent, et al, 1993]:

$$E = \frac{X V \lambda}{A \left[ T - \frac{1 - e^{-\lambda t}}{\lambda} \right]} \quad \text{V.5}$$

onde  $E$  é a taxa de emissão de radônio pelos materiais de construção e é expressa em  $\text{kBqm}^{-2}\text{d}$ ;  $t$  é o tempo de exposição;  $\lambda$  é a constante de decaimento de radônio,  $A$  e  $V$  são a área superficial e volume da amostra, respectivamente e  $X$  a exposição.

## V.8. Índices de Atividades.

Os índices de atividades servem para referendar os materiais de construção em termos de segurança em relação a atividade, para uso na construção civil, em estradas, edifícios e pontes. Esses índices são calculados com base nas concentrações dos elementos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  e  $^{137}\text{Cs}$ , segundo as expressões [Stuk/ST-Guide12.2, 1993]:

Para materiais de construção:

$$I_1 = \frac{C_{\text{Th}}}{200} + \frac{C_{\text{Ra}}}{300} + \frac{C_{\text{K}}}{3000} \quad \text{V.6}$$

Para materiais utilizados em estradas, áreas abertas e outras construções semelhantes:

$$I_2 = \frac{C_{Th}}{500} + \frac{C_{Ra}}{700} + \frac{C_K}{8000} + \frac{C_{Cs}}{2000} \quad V.7$$

Para materiais utilizados em aterro:

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000} \quad V.8$$

onde  $C_{Th}$ ,  $C_{Ra}$ ,  $C_K$  e  $C_{Cs}$  são as atividades respectivamente para  $^{232}Th$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{40}K$  e  $^{137}Cs$ , sendo o produto final expresso em Bq/kg.

Como o material analisado neste trabalho é empregado em construção civil, a equação utilizada será a V.6 Reescrevendo-se as equações V.3 e V.6. Considerando-se que o volume  $V$  e a área  $A$  são constantes para todas as amostras, obtém-se:

$$I = \frac{A}{V} \left[ \left( \frac{E}{\lambda} \right)_{Th} \frac{1 - e^{-\lambda_{Th}t}}{200} + \left( \frac{E}{\lambda} \right)_{Ra} \frac{1 - e^{-\lambda_{Ra}t}}{300} + \left( \frac{E}{\lambda} \right)_{K} \frac{1 - e^{-\lambda_K t}}{3000} \right] \quad V.9$$

Se o resultado do índice de atividade dada pela na equação V.9 for superior a 1, o responsável pelo projeto ou pela execução da obra deverá especificar quais os procedimentos de segurança a serem adotados na construção em curso. Se o valor do índice de atividade for menor ou igual a 1, não haverá restrições. Se o valor do expresso pela equação V.7, exceder a 1, o material poderá ser usado em estradas, desde que seja recoberto por material absorvedor de radiação gama. [Stuk/ST-Guide12.2, 1993]

#### V.9. Revelação do Filme.

As partículas alfa, quando incidem sobre o detector de traços nucleares, formam traços latentes, que não são perceptíveis. Então, para se obter traços visíveis através de microscopia, utilizam-se soluções alcalinas como: NaOH e KOH, sendo observados alguns parâmetros como: temperatura, normalidade e tempo de ataque químico. Amin, et al., 1981, elaboraram uma tabela que relaciona as normalidades das soluções NaOH e KOH, vide apêndice B.

Rio Doce, em 1997, utilizou uma solução de KOH a 6N adicionando 20% de álcool etílico, no ataque químico convencional durante 2 horas e mais 2 horas de ataque

eletroquímico. No entanto, Al-Jarallah, et al.,2001, utilizaram uma solução de KOH, nas seguintes condições para o ataque químico: 30% de KOH a 70°C durante 9 horas. Entretanto, a solução utilizada com maior frequência é a solução de NaOH e os parâmetros adotados podem variar dependendo do objetivo da pesquisa, como mostra a tabela V.1 e os seus respectivos autores.

Tabela V.1. Autores e alguns valores dos parâmetros adotados para o ataque químico do CR-39.

Autores	Normalidade	Temperatura (°C)	Tempo (h)
Khan, et al.,1990	6 M	70	12
Chinh-Jiang Chen, et al., 1993	2,5 M	60	1,16
Silva, 1994	6,25 M	70	5
Ranjbar,et al., 1995	6 M	70	15
Mazur, et al., 1999	10 M	70	7
Huniadi, et al., 1999	6,25 M	-	6

Descoberto por Cartwright et al, em 1979, o polímero CR-39 foi empregado na técnica de detecção de traços nucleares (SSNTD). As propriedades mais relevantes para a técnica SSNTD são: ele é transparente, possui estrutura amorfa; é termorígido; tem cadeia molecular tridimensional, cuja formula é  $[C_{12}H_{18}O_7]_n$ ; e densidade de 1,31 g/cm<sup>3</sup>. O polímero CR-39 usado foi fabricado pela empresa Pershore Page Mouldings.

Utilizou-se o CR-39 com espessura de 625 µm, tendo sido revelado numa solução de NaOH a 6,25 N, durante 5 h, na temperatura de 70 °C (SILVA, 1994). Para visualizar as dimensões dos traços revelados foi empregado o microscópio fabricado pela NIKON modelo ECLIPSE E400, nessas condições, a visualização dos traços era possível a partir de um aumento de 100 vezes.

#### V.10. Concentração do Radônio-222

A densidade de traços obtida é proporcional à exposição de radônio e à concentração de radônio (D.Mazur, et al, 1999), sendo dada por:

$$C = \frac{N - N_B}{kstM}$$

V.10

onde:

C é a concentração do radônio expressa em  $\text{kBqm}^{-3}$ ;

N é o número de traços contados;

$N_B$  é o número de traços contados devido à radiação de fundo;

t é o tempo de exposição;

k é o fator de calibração dado em  $\text{kBqhm}^{-3}$  ;

s é a área de um campo óptico;

M é o número de campos contado.

#### V.11. Aquisição de Dados.

Os dados foram obtidos a partir de exposições do CR-39 em períodos regulares de 7, 10, 14 e 30 dias nos seguintes locais na cidade do Rio de Janeiro: Construção do túnel do Metrô - Estação Siqueira Campos, Estação Cardeal Arcoverde, Estação Metrô Estácio Linha II, Hospital Universitário Clementino Fraga filho, subsolos do centro Tecnológico/UFRJ no Bloco G; e garagens em níveis de solo e subsolo de um edifício residencial na Ilha do Governador. Os materiais de construção analisados constituem-se basicamente de materiais cerâmicos: telhas oriundas de diferentes fábricas do Ceará; granito, pedra de São Tomé oriundos de Minas Gerais. As telhas cerâmicas e os granitos foram triturados para facilitar a difusão do radônio através dos espaços intersticiais. Há de se considerar que no presente trabalho não pode ser feito um estudo criterioso das dimensões dos grãos das diferentes amostras e suas conseqüências para os resultados. Como o processo de preparação das amostras foi o mesmo, é de se esperar que o tamanho do grão não tenha variado significativamente.

Diferentes recintos foram escolhidos para a coleta de amostras do ar, em função de sua localização e da circulação aérea, a saber: 1) O subsolo do Centro Tecnológico da UFRJ, nas mediações do bloco G, sob a construção de espessa laje de concreto e paredes duplas revestidas de cimento. Nesse subsolo, foram escolhidos dois lugares específicos: a) depósito abandonado, apresentando piso úmido e água empoçada, com pouquíssima circulação de ar ou quase nenhuma; b) marcenaria, onde o ambiente é dotado de maior circulação de ar do que no depósito, mas a temperatura é mais elevada, apresentando muita dispersão de pó de madeira. Para efeito de comparação, um detector foi também fixado num local onde havia grande circulação de ar, próximo às imediações do bloco I.

2) No túnel em construção para a nova linha do Metrô, foram posicionados detectores em três locais diferentes: a) um detector na superfície, pelo lado interno da entrada da caverna totalmente de granito; b) outros dois, no subsolo. O local de perfuração é bastante amplo, quente e úmido bifurcando em dois túneis: um totalmente perfurado, com grande circulação de ar, e o outro em fase de perfuração. Um detector foi posto na caverna em fase de perfuração, como indicado na figura V.5.a, sendo o ambiente bastante quente, com circulação de ar ineficaz realizada por duto de ventilação. Um outro detector foi posicionado de frente para o túnel em perfuração exibido na figura V.5.b.



Figura V.5. Túnel do Metro - Estação Siqueira Campos em fase de construção.

3) Na Estação Cardeal Arcoverde, foram colocados dois detectores. a) um deles, sobre a cabine de controle construída em concreto na entrada da estação; b) outro foi posicionado no subsolo, que fica a uma profundidade aproximada de 30 m, onde a temperatura local é quente, mas com grande fluxo de ar decorrente da movimentação dos vagões.

4) Na Estação Estácio de Sá foi posicionado um detector sobre uma cabine. No subsolo, que está aproximadamente 40 m de profundidade, foi posto um detector no final da Linha II, que é diferente da outra estação, que é mais aquecida e tem pouca circulação de ar.

No Hospital Universitário Clementino Fraga filho, foram colocados detectores em dois lugares no setor Medicina Nuclear. Um dos detectores foi colocado num quarto radioterápico, o qual é revestido por paredes duplas de tijolos tendo uma espessa camada de laje de concreto, um segundo foi posicionado em uma área próxima ao quarto radioterápico.

## CAPÍTULO VI

### Resultados

#### VI.1. Calibração da câmara de difusão

Para se calibrar a câmara de difusão, o procedimento e o equipamento adotados foram descritos na seção V.5. A concentração do radônio-222 no interior do recipiente cilíndrico é constante; dessa forma pode-se considerar que a exposição sobre o detector de traços também é constante. Os tempos de exposição escolhidos para os detectores CR-39 foram 1,38 h, 4,66 h, 16,66 h, 72h e 168h. Após a exposição do detector de traços à fonte de radônio-222, executou-se o ataque químico durante 5 horas numa solução de NaOH a 6,25 M a 70°C. Após ao ataque químico, os traços revelados foram contados empregando-se a microscopia óptica, no LNRTR/COPPE/UFRJ, e relacionados à exposição como mostra a tabela VI.1.

Tabela VI.1. Exposição em função da densidade de traços.

Tempo de exposição (h)	Exposição (kBqhm <sup>-3</sup> )	Traços/ cm <sup>2</sup>
1,38	15,0 ± 1,79	158 ± 20
4,66	48,6 ± 2,94	353 ± 42
16,66	184 ± 6,56	1144 ± 137

Foram desconsiderados os tempos de exposição de 72h e 168h, pois a densidade de traços revelados foi elevada, gerando saturação no detector CR-39. Então, com os dados da tabela VI.1 foi criado um gráfico relacionando à exposição ao número de traços revelados/cm<sup>2</sup>.

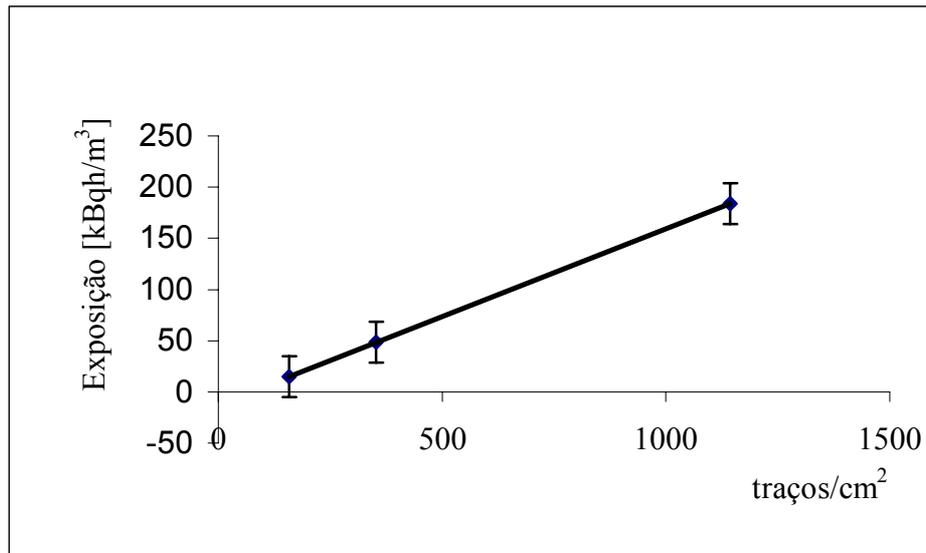


Figura VI.1. Retas de calibração para o detector CR-39

Para se obter o gráfico foi utilizado o programa Excel da Microsoft e os pontos foram ajustados pelo método dos mínimos quadrados, obtendo-se a reta de calibração para o detector CR-39, onde a exposição é expressa por:

$$X = 0,1713.(N - N_B) - 11,987 \quad \text{VI.1}$$

onde:

N: número de traços

$N_B$  : número de traços da radiação de fundo.

## VI.2. Análise dos Dados

Empregando-se a equação VI.1, pode-se determinar a exposição e, pela equação V.6, determina-se a taxa de emanção referente aos materiais de construção e às amostras aéreas.

A tabela VI.2 apresenta os dados referentes às amostras aéreas, para diferentes locais de coleta.

Tabela VI.2. Resultados experimentais relativos às amostras ambientais.

Local	N	N <sub>B</sub>	X [kBqd/m <sup>3</sup> ]	E [mBq/m <sup>2</sup> h]
Caverna 1	623	102	77,26 ±6,38	2,78 ±0,23
Caverna 2	854	102	116,86 ±9,96	4,20 ±0,36
Controle/Caverna	177	83	4,11 ±1,26	0,15 ±0,05
Controle/COPPE	193	108	2,57 ±0,87	0,09 ±0,03
Deposito	360	83	35,46 ± 6,94	1,28 ±0,25
Marcenaria	483	83	56,53 ± 14,6	2,00 ±0,53
Controle/Metrô/Arcoverde	234	102	10,62 ±0,35	0,38 ±0,01
Metrô/Subsolo/Arcoverde	417	102	41,97 ± 1,92	1,51 ±0,07
Metrô/Estácio/controle	282	102	18,85 ± 1,01	0,68 ±0,04
Metrô/Subsolo/Estácio	460	102	49,33 ± 4,39	1,77 ±0,16
Hospital/ Jardim	153	76	1,20 ±0,3	0,04 ±0,001
Hospital/Quarto	216	76	11,96 ± 2,6	0,43 ±0,09
Garagem	308	76	27,75 ± 8,09	0,99 ± 0,29
Controle/garagem.	157	76	1,89 ± 0,59	0,06 ± 0,02

Observando-se a tabela VI.2, verifica-se que a marcenaria, localizada no subsolo do Bloco I, UFRJ, tem a maior taxa de emissão. Isto é decorrente de alguns fatores, tais como: falta de ventilação, dispersão de serragem no ambiente, umidade e temperatura relativamente alta. A menor exposição foi encontrada na garagem/controle.

Avaliando a taxa de exposição nas estações do Metrô Arcoverde e Estácio citadas na tabela VI.2, encontrou-se a maior taxa no subsolo da Estação Estácio de Sá Linha 2, no final da linha, onde não existe circulação aérea, ocorrendo um fluxo decorrente ao deslocamento de ar provocado pelos trens. Por outro lado, no subsolo da Estação Arcoverde, além do fluxo decorrente de deslocamento de ar pelos trens, existem exaustores que permitem a aeração do local, e além desses fatores, o túnel da Estação Cardeal Arcoverde comunica-se com o túnel da nova estação Siqueira Campos, pela qual flui uma grande quantidade de ar.

Nos túneis da estação Siqueira Campos, denominados de caverna 1 e caverna 2, a caverna 2 apresentou maior taxa de exposição, visto que não estava completamente perfurada, apresentando umidade e temperatura elevadas. A renovação de ar no interior das referidas cavernas era feita através de dutos, mas de maneira ineficaz, o que contribuiu

significativamente para o aumento da concentração do gás em seu interior. Na caverna 1, a taxa foi medida em local que já apresentava um certo grau de aeração, mas ainda resultou na segunda maior taxa dos ambientes fechados.

Comparando as taxas dos diferentes ambientes fechados verifica-se, que quanto maior a aeração, menor será a taxa de exposição. Isso mostra como é importante manter-se a renovação constante do ar no ambiente, a prova dessa afirmação é a comparação entre as taxas de emanção desses ambientes fechados e as amostras aéreas do caso-controle. Tem-se uma melhor visualização dos dados apresentados através da figura VI.2

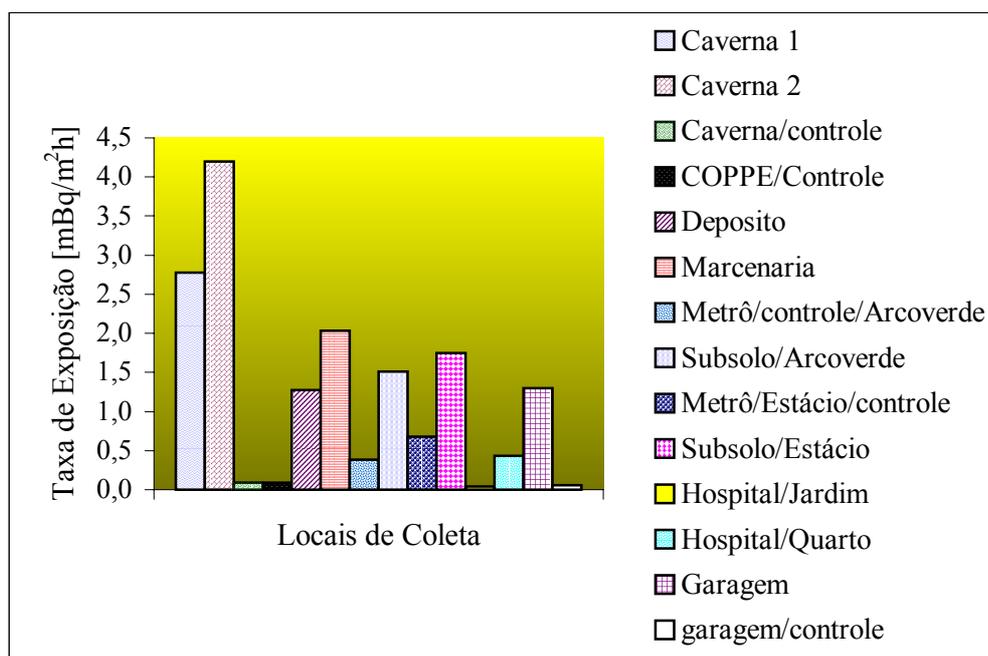


Figura VI.2. Taxa de emanção das amostras aéreas

A tabela VI.3 exhibe os valores encontrados para a emanção, X, e para a taxa de emanção E.

VI.3 Resultados experimentais para as amostras de material de construção

Amostras		N	N <sub>B</sub>	X[kBqd/m <sup>3</sup> ]	E[mBq/m <sup>2</sup> h]
Granito	Marrom	352	97	31,69 ± 0,744	10,69±0,25
	Branco	363	97	33,58 ± 7,08	11,33±2,39
	Cinza	458	97	49,85 ± 2,17	16,82±0,73
Telhas	União	350	83	33,75 ± 2,71	11,39±0,91
	Itataia	260	83	18,33 ± 4,07	6,18±1,37
	Castro	286	83	22,79 ± 0,116	7,69±0,04
	Cacimba Nova	309	83	26,73 ± 6,34	9,02±2,14
Pedras/Pocinhos		1257	105	189,12 ± 13,29	63,82±4,48

Dentre os materiais analisados as maiores taxas de exposição foram das pedras oriundas de Pocinhos e no granito cinza. A princípio, devido às altas taxas de exposição, o uso desses materiais em construções não é recomendável. Ainda há necessidade de se analisar esses materiais através do índice de atividade, e somente após definir se o seu emprego é recomendável. Contudo, para os demais materiais analisados não há nenhuma restrição ao seu emprego em construções. A figura VI.3 é meramente comparativa, e se pode então verificar a menor e a maior taxa de exposição entre os materiais de construção. Dessa forma fica visível que as pedras provenientes de Pocinhos possui a maior atividade.

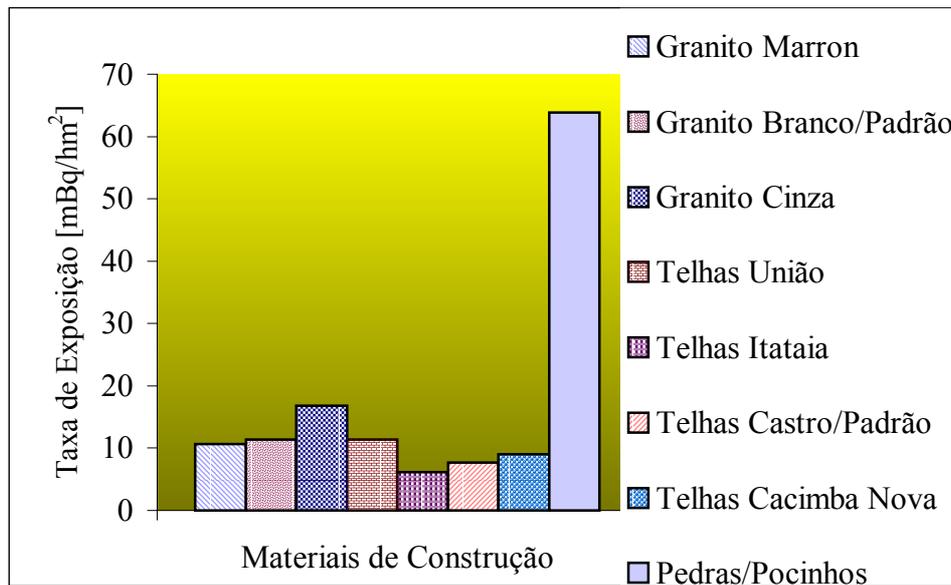


Figura VI.3. Taxa de exposição para os materiais de construção.

Para as amostras de material de construção foi determinado o índice de atividade do material, tal índice indicará se o referido material poderá ser empregado em construções civis ou considerado rejeito radioativo. A análise do material é feita a partir da atividade dos radionuclídeos:  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ .

As medidas das atividades desses elementos foram feitas para o fóton com maior probabilidade de emissão, haja vista que os fótons possuem várias energias, com exceção dos emitidos pelo  $^{40}\text{K}$ . A atividade do  $^{40}\text{K}$  foi determinada para o fóton de 1460 keV. Para o  $^{226}\text{Ra}$ , além do fóton de 186 keV com 3,53% de probabilidade de emissão, levou-se em consideração os radionuclídeos filhos, o  $^{214}\text{Pb}$ , cujos fótons considerados são os de energias 295 keV e 352 keV, e o  $^{214}\text{Bi}$ , que emite fótons com energias de: 609 keV, 768 keV, 1120 keV, 1238 keV, 1764

keV, 2204 keV. Para se determinar a atividade do  $^{232}\text{Th}$  é necessário fazê-lo através de seus filhos, nesse caso: o  $^{228}\text{Ac}$ , que emite fótons com energia de 911 keV, e 27% de probabilidade de emissão  $^{212}\text{Bi}$ , com fótons de energia 727 keV e probabilidade de emissão de 11%, e o  $^{208}\text{Tl}$ , com fótons de energia 2416 keV e com 99% de probabilidade de emissão.

A tabela IV.4 mostra os valores das atividades da radiação de fundo para o  $^{226}\text{Ra}$  e os seu filhos, para os filhos do  $^{232}\text{Th}$  e do  $^{40}\text{K}$ . As contagens foram acumuladas num período de 150000 segundos, sendo a atividade obtida expressa em Bq, como se observa na tabela VI.4.

Tabela VI.4. Atividade relativa à radiação de fundo dos radionuclídeos K-40 e aos filhos do Th-232 e do Ra-226.

Elemento	Energia (keV)	Atividade (Bq)	Incerteza	
Ra-226	186	0,026	0,004	
Pb-214	295	0,034	0,001	
	352	0,068	0,020	
Bi-214	609	0,088	0,025	
	768	0,010	0,001	
	1120	0,034	0,012	
	1238	0,013	0,001	
	1764	0,037	0,013	
	2204	0,012	0,000	
	2447	0,184	0,002	
Th-232	Bi	727	0,032	0,012
	Ac	911	0,122	0,001
	Tl	2614	0,1841	0,002
K-40	1460	0,38	0,004	

A tabela VI.5 exhibe a atividade líquida da solução de  $^{226}\text{Ra}$  para os radionuclídeos de interesse deste trabalho, onde o tempo de aquisição foi de 60000 segundos.

Tabela VI.5. Atividade líquida da solução de  $^{226}\text{Ra}$ .

Elemento	Energia(keV)	Contagem (cps)	Incerteza (cps)
Ra-226	186	0,966	0,0000
Pb-214	295	1,675	0,0026
	352	2,822	0,0030
Bi-214	609	2,279	0,0000
	768	0,195	0,0028
	1120	0,486	0,0000
	1238	0,177	0,0000
	1764	0,382	0,0000
	2204	0,101	0,0000
	2447	0,030	0,0000

Alguns fatores podem interferir na precisão das medidas tais como: interferência eletromagnética, sistema mal calibrado, blindagem do detector e auto-absorção devido à variação de densidade das amostras.

Em 1983, Larsen e Lee [LARSEN, I.L. LEE, S.Y, 1983], desejavam analisar amostras de solos e sedimentos de Nevada, através de ensaios não destrutivos utilizando espectrometria alfa e basearam-se na auto-absorção dos materiais.

A determinação do coeficiente de atenuação nesse trabalho foi efetuada em duas etapas a distintas. A primeira etapa consistia em medir as contagens das amostras por um período de 60000 segundos. Na segunda etapa, manteve-se a geometria inicial da amostra e posicionou-se sobre a mesma uma fonte de  $^{226}\text{Ra}$ , de atividade 1445 Bq/kg  $\pm$  3%, aferido em 25 de maio de 1983, e procedia-se a contagem por 1000 segundos. Após as aquisições, os dados eram aplicados na equação VI.2.

$$\frac{I}{A} = \frac{\text{Ln}\left(\frac{P}{T}\right)}{1 - \frac{T}{P}} \quad \text{VI.2}$$

onde:

$\frac{I}{A}$  Coeficiente de atenuação;

P refere-se à intensidade do fóton;

T à intensidade do feixe atenuado do fóton (fonte + amostra);

P e T refere-se as contagens líquidas, respectivamente, da fonte e da fonte agregada a amostra.

Seguindo o procedimento de Larsen e Lee procedeu-se à determinação do coeficiente de correção decorrente à auto-absorção da radiação gama em cada amostra do material de construção, como se vê na tabela VI.6

Tabela VI.6. Coeficiente de atenuação dos fótons.

Elemento	Energia (keV)	Cacimba Nova	Telhas Castro	Telhas Itataia	Telhas União
Ra-226	186	1,15 ± 0,09	0,98 ± 0,1	1,16 ± 0,14	1,16 ± 0,1
Pb-214	295	1,13 ± 0,04	0,99 ± 0,06	1,12 ± 0,07	1,14 ± 0,1
	352	1,12 ± 0,02	0,99 ± 0,03	2,75 ± 0,09	1,13 ± 0,05
Bi-214	609	0,29 ± 0,01	0,99 ± 0,02	1,09 ± 0,03	1,09 ± 0,02
	768	1,08 ± 0,12	0,98 ± 0,18	1,10 ± 0,15	1,08 ± 0,15
	1120	0,28 ± 0,01	1,00 ± 0,04	1,07 ± 0,04	1,07 ± 0,04
	1238	0,87 ± 0,06	0,81 ± 0,07	0,88 ± 0,08	0,88 ± 0,11
	1764	1,07 ± 0,03	1,00 ± 0,02	1,07 ± 0,03	1,07 ± 0,03
	2204	1,07 ± 0,05	1,03 ± 0,07	1,05 ± 0,04	1,06 ± 0,07
Bi-214	2447	0,98 ± 0,12	0,92 ± 0	2,05 ± 0,25	0,96 ± 0,1
Elemento	Energia (keV)	Granito Branco	Granito Marrom	Granito Cinza	Pedras Pocinhos
Ra-226	186	1,22 ± 0,14	1,29 ± 0,13	1,27 ± 0,22	1,54 ± 0,08
Pb-214	295	1,18 ± 0,11	1,24 ± 0,12	1,22 ± 0,16	1,57 ± 0,06
	352	1,17 ± 0,07	1,23 ± 0,06	1,20 ± 0,04	1,44 ± 0,03
Bi-214	609	1,13 ± 0,03	1,18 ± 0,03	1,16 ± 0,03	1,34 ± 0,03
	768	1,12 ± 0,07	1,17 ± 0,47	1,14 ± 0,31	1,33 ± 0,4
	1120	1,10 ± 0,05	1,13 ± 0,05	1,13 ± 0,05	1,25 ± 0,05
	1238	0,91 ± 0,08	0,93 ± 0,12	0,92 ± 0,08	1,25 ± 0,06
	1764	1,22 ± 0,16	1,13 ± 0,03	1,11 ± 0,03	1,47 ± 0,25
	2204	1,08 ± 0,07	1,11 ± 0,18	1,11 ± 0,04	1,50 ± 0,06
Bi-214	2447	0,99 ± 0,18	1,04 ± 0,26	0,99 ± 0,16	1,53 ± 0,32

Na prática, a atividade é corrigida, dividindo-se o coeficiente (I/A) por um fator de correção de uma fonte padrão. Esse fator é dado pela razão entre a atividade do elemento que se pretende investigar e a atividade da fonte, nesse caso os elementos citados na tabela VI.4. Sobre os dados constantes da tabela VI.4 deve-se aplicar os fatores correspondentes apresentados na tabela VI.7.

Tabela VI.7. Fator de correção devido a solução  $^{226}\text{Ra}$ .

Elemento	Energia (keV)	Fator (cps/Bq)	Incerteza
Ra-226	186	0,0037	± 0,0001
Pb-214	295	0,0065	± 0,0002
	352	0,0108	± 0,0003
Bi-214	609	0,0086	± 0,0003
	768	0,0007	± 0,0000
	1120	0,0018	± 0,0001
	1238	0,0006	± 0,0000
	1764	0,0014	± 0,0000
	2204	0,0003	± 0,0000
	2447	0,0000	± 0,0000
Th-232	Bi-212	727	0,0000 ± 0,0000
	Ac-228	911	0,0000 ± 0,0000
	Tl-208	2614	0,0000 ± 0,0000
K-40	1460	0,0000	± 0,0000

Utilizando os dados das tabelas VI.6 e VI.7, pode-se determinar as atividades finais relativas as amostras de material de construção, como se vê na tabela VI.8:

Tabela VI.8. Atividades corrigidas devido à auto-absorção e ao fator de correção da solução de  $^{226}\text{Ra}$  (Bq).

Elemento	Energia (keV)	Cacimba Nova	Telhas Castro	Telhas Itataia	Telhas União
Ra-226	186	0,02 ± 0,002	0,021 ± 0,002	0,02 ± 0,002	0,01 ± 0,001
Pb-214	295	0,45 ± 0,015	0,347 ± 0,022	0,40 ± 0,024	0,08 ± 0,007
	352	1,86 ± 0,032	1,923 ± 0,062	4,30 ± 0,133	0,59 ± 0,025
Bi-214	609	1,12 ± 0,020	3,166 ± 0,057	3,45 ± 0,080	0,69 ± 0,016
	768	0,01 ± 0,001	0,032 ± 0,006	0,02 ± 0,002	0,02 ± 0,003
	1120	0,19 ± 0,006	0,200 ± 0,008	0,31 ± 0,011	0,49 ± 0,019
	1238	0,06 ± 0,005	0,114 ± 0,009	0,06 ± 0,006	0,08 ± 0,010
	1764	1,08 ± 0,027	0,652 ± 0,016	0,92 ± 0,023	1,17 ± 0,029
	2204	0,01 ± 0,001	0,018 ± 0,001	1,06 ± 0,043	0,01 ± 0,000
	2447	0,00 ± 0,000	0,000 ± 0,000	0 ± 0,000	0,01 ± 0,000
Elemento	Energia (keV)	Granito Branco	Granito Marrom	Granito Cinza	Pedras Pocinhos
Ra-226	186	0,01 ± 0,002	0,003 ± 0,0	0,002 ± 0,000	150,53 ± 8,29
Pb-214	295	0 ± 0	0,101 ± 0,008	0 ± 0,000	183,05 ± 7,12
	352	0 ± 0	0,468 ± 0,014	0,128 ± 0,001	176,20 ± 3,19
Bi-214	609	0 ± 0	0,736 ± 0,004	0 ± 0,000	158,75 ± 3,13
	768	0 ± 0	0 ± 0,000	0 ± 0,000	113,86 ± 34,00
	1120	0 ± 0	0 ± 0,000	0 ± 0,000	178,46 ± 6,85
	1238	0 ± 0	0,084 ± 0,007	0,117 ± 0,001	169,95 ± 7,90
	1764	0 ± 0	0 ± 0,000	0 ± 0,000	894,15 ± 14,85
	2204	0 ± 0	0 ± 0,000	1,069 ± 0,003	192,30 ± 7,63
	2447	0 ± 0	0 ± 0,000	0 ± 0,000	0,00 ± 0,00

A atividade final dada é através da média ponderada dada pela equação:

$$A_T = \frac{\sum A\gamma}{\sum \gamma} \quad 6.3$$

onde:

$A_T$  : é a atividade final

A: é a atividade por energia

$\gamma$ : é a abundância gama

A tabela VI.9 exibe as atividades para o Th-232, Ra-226 e K-40

Tabela VI.9. Atividades para o Th-232, Ra-226 e K-40

Amostras		Atividade (Bq/Kg)		
		<sup>232</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>40</sup> K
Granito	Marrom	33,23 ± 5,44	3,21 ± 0,15	2084,49 ± 125,06
	Branco	0,3 ± 0,13	0,111 ± 0,006	2382,696 ± 142,35
	Cinza	11,04 ± 0,016	13,04 ± 1,02	3453,96 ± 414,25
Telhas	União	20,58 ± 3,23	0,02 ± 0,005	965,5487 ± 93,17
	Itataia	10,33 ± 1,17	3,01 ± 0,78	108,34 ± 25,76
	Castro	43,86 ± 4,59	10,16 ± 3,08	797,079 ± 62,16
	Cacimba Nova	93,86 ± 11,34	7,019 ± 0,66	880,35 ± 86,27
Pocinhos/Pedras		131,51 ± 5,27	254,4 ± 8,57	9582,59 ± 766

As amostras foram seladas por um período de 28 dias, já que o equilíbrio secular entre o <sup>226</sup>Ra e o <sup>222</sup>Rn ocorre em aproximadamente 7 períodos de meia-vida do radônio-222, que é de 3,82 dias. [Chiozzi, P., de Felice P., Fazio, V., Pasquale V., Verdoya, M., 2000]

Utilizando-se os valores das atividades corrigidas, dispostas na tabela VI.8 e aplicando-se os na equação V.6, determiná-se o índice de atividade, exibido na tabela VI.10, para cada material de construção.

Tabela VI.10. Índice de atividade para os materiais de construção.

Amostras		Índice de Atividade
Granitos	Marrom	0,87 ± 0,07
	Branco	0,79 ± 0,05
	Cinza	1,24 ± 0,14
Telhas	União	0,42 ± 0,05
	Itataia	0,097 ± 0,02
	Castro	0,51 ± 0,05
	Cacimba Nova	0,78 ± 0,09
Pocinhos/Pedras		4,69 ± 0,31

Avaliando-se a tabela VI.10 observa-se que os índices de atividade, para as pedras oriundas de Pocinhos e o granito cinza, possuem valores maiores que 1. Nesse caso, a utilização desses materiais para ambientes fechados não é recomendável, e, portanto, os dados devem ser introduzidos nas equações da seção V.9 até se atingir a um índice satisfatório.

Para um novo teste, foi adotada a equação V.8; verificou-se que o resultado é 0,69, o qual pode ser visto na tabela VI.11, e como o resultado é menor que 1, as pedras de Pocinhos só poderiam ser utilizadas em aterros.

Tabela VI.11. Índice de Atividade para as pedras oriundas da Cidade de Pocinhos.

Amostra	Th-232	Ra-226	K-40	IA
Pocinhos	131,51	254,4	9582,59	0,69

Em relação ao granito cinza, por ter um valor superior a 1, sua aplicação em ambientes fechados deve ser evitada. O critério de decisão para o emprego do mesmo é semelhante ao adotado para as pedras de Pocinhos, testa-se uma equação de cada vez até encontrar um valor menor que 1. Testando a equação V.8, obteve-se como índice 0,47; portanto, o seu uso fica restrito a estradas, áreas abertas e outras construções semelhantes. Como pode ser observado na tabela VI.12.

Tabela VI.12. Índice de Atividade para o granito cinza.

Amostra	Th-232	Ra-226	K-40	IA
Cinza	11,04	13,04	3453,96	0,47

Os demais materiais analisados podem ser utilizados em construções. É sempre aconselhável a adoção de certos cuidados para evitar o confinamento do gás radônio no interior do ambiente.

Fazendo-se uma comparação entre os índices de atividades dos materiais de construção, nota-se que a atividade das pedras oriundas de Pocinhos é maior do que os demais materiais. A figura VI.4 exibe o índice de atividade como critério de decisão para a utilização dos materiais em construções; e se pode verificar que os maiores índices são para o granito cinza e as pedras de Pocinhos, sendo que as demais permanecem com índices inferiores à unidade.

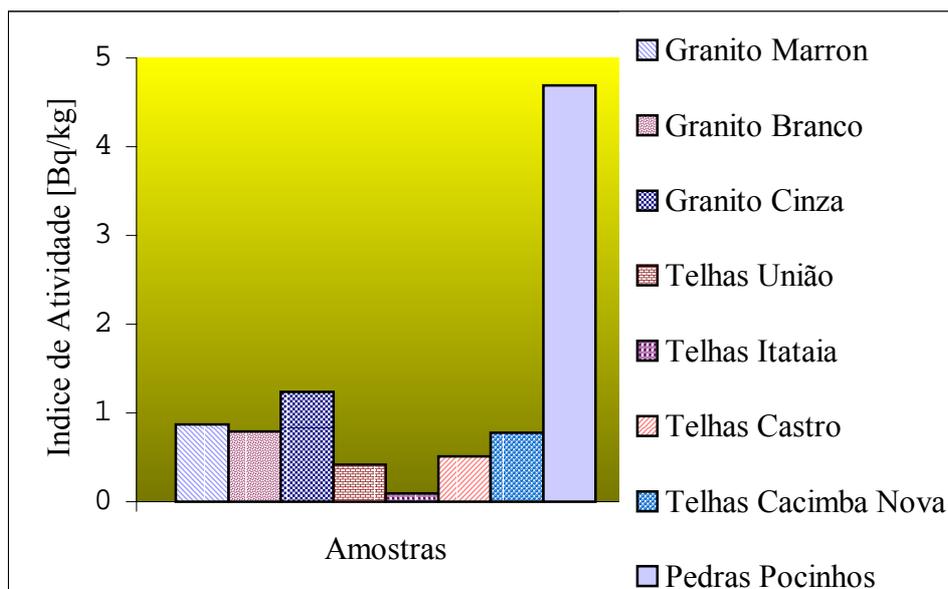


Figura VI.4. Índice de atividade dos materiais de construção.

A tabela VI.13 exhibe valores da dose equivalente, no pulmão, para um indivíduo do público em geral. As doses foram calculadas usando o fator  $0,4 \cdot 10^{-8} \frac{\text{Sv}}{\text{Bqhm}^{-3}}$  [UNSCEAR, 1980]. As doses apresentadas na tabela VI.13 são relativamente altas, e variam de 0,11 mSv a 11,21 mSv, e há necessidade de se encontrar uma maneira de se reduzir concentração de radônio nesses ambientes, aumentando-se a circulação de ar, ou evitando-se a entrada de radônio no ambiente interior, aplicando-se impermeabilizantes.

Tabela VI.13. Dose equivalente no pulmão para um indivíduo do público em geral.

Amostras	Dose Equivalente (mSv)		
Caverna 1	7,42	±	0,61
Caverna 2	11,22	±	0,96
Controle/Caverna	0,25	±	0,08
Controle/COPPE	0,39	±	0,13
Deposito	3,40	±	0,67
Marcenaria	5,43	±	1,40
Controle/Metrô/Arcoverde	1,02	±	0,03
Metrô/Subsolo/Arcoverde	4,03	±	0,18
Metrô/Estácio/controle	1,81	±	0,10
Metrô/Subsolo/Estácio	4,67	±	0,42
Hospital/ Jardim	0,12	±	0,03
Hospital/Quarto	1,15	±	0,25
Garagem	2,66	±	0,78
Controle/garagem.	0,18	±	0,06
Marrom	1,03	±	0,02
Branco	1,09	±	0,23
Cinza	1,61	±	1,37
União	1,09	±	0,09
Itataia	0,59	±	0,13
Castro	0,74	±	0,00
Cacimba Nova	0,87	±	0,21
Pedras/Pocinhos	6,13	±	0,43

A figura VI.5 exibe as doses equivalentes no pulmão decorrentes de emanções provindas das amostras analisadas. Percebe-se que as maiores doses estão concentradas nos túneis da estação do Metrô Siqueira Campos e nas pedras oriundas da cidade de Pocinhos.

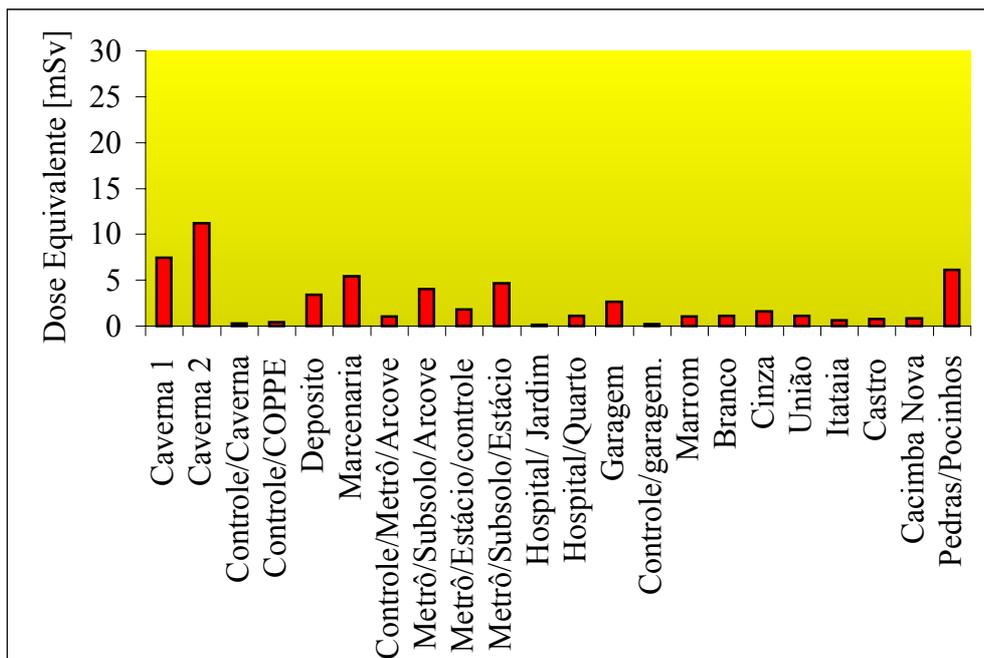


Figura VI.5. Dose equivalente para o pulmão.

Alguns trabalhos encontrados na literatura não se referem diretamente ao índice de atividade, mas a taxas de detrimentos; essas taxas são calculadas baseadas nos radionuclídeos: Th-232, Ra-226 e K-40. A diferença entre a taxa de detrimento e o índice de atividade reside nos coeficientes de cada radionuclídeo. Portanto, utilizando os dados experimentais desses trabalhos é possível determinar o índice de atividade, cujos resultados expressos em Bq/Kg podem ser vistos na tabela VI.14.

Tabela VI.14. Valores dos índices de atividade para alguns materiais de construção encontrado em trabalhos.

Amostras	Índice de Atividade		Bibliografia
	Outros trabalhos	Neste Trabalho	
Mármore	0,62	-	El-Dine, N. W, El-SHERSHABE, A, AHMED, F, ABDEL-HALEEM, A,S, 2001
	0,29	-	
Granito	0,73	0,41	MALANCA,A., PESSINA, V., DALLARA,G.,et al, 1995
Tijolo	0,18	8,85	
	0,55	0,96	SHARAF, M, EL SAYED, A ABBAS, E, 1995

Alguns resultados de taxa de emissão de radônio por dois tipos diferentes de granito são listados na tabela VI.15. Pela carência de estudos com o material de construção comparou-se telhas, à emissão pelos tijolos, visto que ambos contêm como matéria prima a argila, e possuem processos semelhantes de produção.

Tabela VI.15. Comparação de valores de taxa de emissão de granito e tijolos encontrados na literatura.

Amostras	Taxa de Emissão		Bibliografia
	Neste trabalho	Outros trabalhos	
Tijolo	11,39 mBq/m <sup>2</sup> h	294 Bq/m <sup>2</sup> h	SHARAF, M, EL SAYED, A ABBAS,E, 1995
	6,18 mBq/m <sup>2</sup> h	36 Bq/m <sup>2</sup> h	KELLER,G., HOFFMANN, B., FEIGENSPAN, T., 2001
Granito	Cinza	33 Bq/m <sup>2</sup> h	AL-JARALAH, M. I, ABU-JARAD, F, FAZAL-ur-REHMAN, 2001
	16,82 mBq/m <sup>2</sup> h		
	Marrom	8 mBq/m <sup>2</sup> h	KELLER,G., HOFFMANN, B., FEIGENSPAN, T., 2001
	10,69 mBq/m <sup>2</sup> h		

Pela tabela VI.15, observa-se que, para um mesmo material, pode ocorrer variação nas taxas de emissão de radônio.

## CAPÍTULO VII

### Conclusões e Sugestões

Em princípio, o objetivo deste trabalho consistia em se estudar a qualidade do material de construção civil, quanto aos níveis de emissão do radônio-222. Contudo, houve a necessidade de se estender esta pesquisa para ambientes fechados, visto que a qualidade do ar nesses ambientes depende dos tipos de materiais de construção empregados, inclusive, da contribuição de emissão oriunda do solo, implicariam num acréscimo significativo da concentração desse gás.

Dentre os materiais de construção investigados, aqueles que despontam, em termos de emissão de  $^{222}\text{Rn}$ , foram as pedras oriundas de Pocinhos, com taxa de emissão  $63,82 \text{ mBq/hm}^2$ , seguidas pelo granito cinza,  $16,82 \text{ mBq/m}^2\text{h}$ . De acordo com o critério de decisão indicado pelo índice de atividade, suas utilizações ficam restritas a aterros e calçamentos. Os demais materiais podem ser utilizados em construções civis, uma vez que o índice de atividade encontrado foi inferior a um. Entretanto, ao utilizá-los deve-se adotar certos cuidados para evitar o acúmulo do  $^{222}\text{Rn}$ , pois, em razão da presença de outros materiais, tais como, cimento e gesso, dentre outros, cuja matéria prima também deriva do solo.

A escolha dos ambientes fechados para a pesquisa foi baseada no tipo de construção, localização e na utilização desses espaços pelo público em geral. A opção pela Estação do Metrô Siqueira Campos deve-se ao fato da mesma estar em fase de construção. Na referida estação foram encontradas as maiores taxas de emissão para o radônio,  $4,20 \text{ mBq/m}^2\text{h}$ ; e, isso se deve ao fato de não haver renovação eficiente de ar. Associado a esse fator, paredes não recobertas com impermeabilizantes, como as das Estações do Metrô Arcoverde e Estácio Linha II. Aliás, essa foi uma das principais diferenças entre a estação Siqueira Campos e as demais.

A maior taxa de emissão de radônio encontrada nas Estações do Metrô/RJ em funcionamento ocorreu na Estácio Linha 2, sendo  $1,77 \text{ mBq/m}^2\text{h}$ , em razão do posicionamento do detector de traços. O detector de traços foi posto no final do túnel da linha 2, onde o deslocamento de ar provocado pelos trens é muito pequeno.

No subsolo do Bloco I, no Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, a maior taxa de emissão foi registrada no setor de marcenaria, sendo de  $2,03 \text{ mBq/m}^2\text{h}$ . No quarto radiológico, localizado no Hospital Universitário Clementino Fraga, registrou-se a taxa de  $0,43 \text{ mBq/m}^2\text{h}$ .

Dentre todos os ambientes investigados, as menores taxas de emissão do radônio registradas pelos detectores estão justamente nos locais de maior circulação de ar, identificadas nas amostras ditas controle, conforme se esperava.

Após avaliar os dados referentes às amostras retiradas de ambientes internos e com pouca circulação de ar, fica claro que, ao se projetar um prédio que normalmente utilize materiais cuja constituição da matéria prima provenha do solo, há necessidade de se priorizar a construção de um “corredor de ventilação”, ou então, desenvolver materiais de revestimento interno que possam reduzir a difusão do radônio para o interior das construções.

O CR-39 é um detector bastante eficiente na detecção de radônio-222, visto que ao decair emite partículas alfas de energia 5,48 MeV. Contudo a técnica de medida utilizando a reta de calibração não se mostrou eficaz para baixas taxas de emissão, onde a densidade de traços é inferior a 150 traços/cm<sup>2</sup>.

Qualificar materiais de construção apenas pela taxa de emissão de radônio não é adequado. Como critério de decisão deve-se ainda incluir na análise o índice de atividade. O índice de atividade indicará as condições de uso desses materiais de construção. Se uma taxa de emissão de radônio seja alta, o emprego do material de construção em ambientes fechado não será adequado, mas ele poderá ser usado em locais bem ventilados.

A espectrometria gama mostrou-se uma ferramenta extremamente importante para a determinação dos índices de atividade. Entretanto, para amostras ambientais se torna difícil, pois ao depender de equipamentos eletrônicos que em muitos casos são frágeis, além do inconveniente de não disponibilizar uma rede estabilizada, existem os fatores ambientais, tais como: chuva, umidade, calor, ventos e etc. Em face dessas dificuldades seria interessante encontrar uma relação entre o índice de atividade e a taxa de emissão do radônio-222, visto que o mesmo é filho do Ra-226, e que integra a equação dos índices de atividade.

Quando o radônio é inalado, existe a possibilidade dos filhos do radônio decaírem, em toda a extensão do trato respiratório. Em relação às doses recebidas por um indivíduo do público em geral, torna-se difícil precisar uma dose específica total que o mesmo recebe, pois o indivíduo, entra e sai de diferentes locais.

As técnicas empregadas neste trabalho podem ser estendidas a qualquer material de construção e ambientes internos e externos.

Sugere-se como complementação deste trabalho que se faça um estudo mais detalhado a respeito de doses recebidas por um indivíduo, em função dos locais em que ele permanece por longos períodos de tempo, tais como: trabalho, casa, etc.

Sugere-se ainda medir-se a concentração de radônio em residências com vários andares e comparar a concentração do gás por andar.

A Determinação do coeficiente de difusão de diferentes materiais de construção, testando diferentes tipos de impermeabilizantes, a exemplo do trabalho de Villalobos [VILLALOBOS, 1991], é também um estudo conveniente.

Além disso, uma vez que o radônio está presente no solo, medir-se contaminação de vegetais por radônio e seus descendentes, visto que, nesse caso, a contaminação se dará por ingestão, faz-se necessário e convém ser efetuada.

## Bibliografia.

- ABBAS, M.I., “Hpge Detector Photo-Peak Efficiency Calculation Including Self-Absorption And Coincidence Corrections For Marinelli Beaker Sources Using Compact Analytical Expressions”, Applied radiation and isotopes 54, pp 761-768, 2001
- ALDENKAMP, F.J., STOOP,P., “Sources And Transport Of Indoor Radon Measurements And Mechanism”, Thesis Of Environmental Radioactivity Research Group At The KVI, 1994.
- AL-JARALAH, M. I, ABU-JARAD, F, FAZAL-ur-REHMAN, “ Determination of radon exhalation rates from tiles using active and passive techniques”, Radiation Measurements 34, pp 491-495, 2001.
- AMIN, A.S., HENRSHAW, L. D., “ Efect Of Various Etching Solutions On The Response Of CR-39 Plastic Track Detector”, Nuclear Instruments And Methods 190, pp 415-421,1981
- AXELSON, O. “Cancer Risks From Exposure To Radon In Homes”, Environmental Health Perspectives 103, Supplement 2, 1995
- BELLIDO, LF, “Implantação do sistema de medidas e análise por espectrometria gama na Divisão de Segurança e Radioproteção”RT IEN 48, 2002.
- CHAMBAUDET,A., FELMMANN,M., KLEIN,D., “Counting In Plastic Track Detectors During Routine Work”, Nuclear Tracks Radiation Measurement, vol. 15, Great Britain-1998E
- CHAMEAUD,J.,MASSE,R.R., LAFUMA,J., “Influence Of Radon Daughter Exposure At Low Doses On Occurrence Of Lung Cancer In Rats”, Radiation Protection Dosimetry,Vol 7 n° 1-4, pp 385-388, 1984

- CHING-JIANG CHEN, PAO-SHAN WENG E TIE-CHI-CHU, “Radon Exhalation Rate From Various Building Material”, Health Physics 64, pp 613-619, 1993
- CHIOZZI,P.,DE FELICE P., FAZIO,V., PASQUALE V., VERDOYA, M., “Laboratory Application Of Nai(Tl)  $\gamma$ -Ray Spectrometry To Studies Of Natural Radioactivity In Geophysics”, Applied Radiation And Isotopes 53, pp 127-153, 2000
- DANIS,A., ONCESCU, M., CIUBOTARIU, M., “System For Calibration Of Track Detectors Used In Gaseous And Solid Alpha Radionuclides Monitoring”, Radiation Measurements 34 , pp 155-159, 2001
- DARBY, S.C., RADFORD,E.P. E WHITLEY, E., “Radon exposure and cancer other lung cancer in swedish iron miners”, Environmental Health perspectives 103, supplement 2, 1995
- D.MAZUR, M.JANIK, P.OLKO E J.SWAKON, “Measurements Of Radon Concentration In Soil Gas By Detector CR-39 Detectors”, Radiation Measurements 31, pp 295-300, 1999
- DENAGBE, SJ, “Radon-222 Concentration In Subsoils And Exhalation Rate From A Soil Sample”, Radiation Measurements 32 ,pp 27-34, 2000
- De PAULO, S.R., “Dosimetria Ambiental De Rn-222 E Filhos: Medida Da Eficência Absoluta Do CR-39 Levando-Se Em Conta Os Efeitos Do Plate-Out E Fatores Ambientais”, Tese De Doutorado, Universidade Estadual De Campinas,1991
- DURRANI,S.A e BULL, R.K, “Solid State Nuclear Track Detection Principles, Methods And Applications”, Pergamons Press, Great Britain, 1987
- El-Dine, N. W, El-SHERSHABE, A, AHMED, F, ABDEL-HALEEM, A,S, “Measurement of radioactivity and radon exhalation rate in different kinds of marbles and granites”, Applied Radiations and Isotopes 55, pp 853-860, 2001

- El-Shershaby,A., “ Study Of Radioactivity Levels In Granite Of Gable Gattar II In The North Eastern Desert Of Egypt”, Applied Radiations and Isotopes, pp 131-135, 2002
- FAUL,H., Nuclear Geology , J.Willey, pp140, New York,1959
- FLEISCHER, L. ROBERT, “Radon In The Enviroment – Oppotunities And Hazards”, Nuclear Tracks Radiations And Measurements, vol.14, N<sup>o</sup> 14, pp 421-435, Great Bretain, 1998
- FLEISCHER, RL. Nuclear Tracks In Solids, University of California Press, 1975
- HASHEMI-NEZHAD,S.R ; DURRANI,S.A, “Charged-Particle Radiograph Of Insects, Using Acelerated Alpha Particles And Plastic SSNTDs”, Nuclear Tracks, vol.12, Great Britain,1986
- HMOTO TAKESHI, FUJIMOTO KENJI, TOKONAMY SHINJP, KUROSAWA RYUHEP, “Characteristics Of Maior Filters Used For <sup>222</sup>Rn Progeny Measurements”, Radiation Measurements, vol 29, n<sup>o</sup>2,pp 161-164,1998
- HUNYADI,I, CSIGE,J.H., BARADÁCS,. DESZSÖ,Z., “Temperature Dependence Of The Calibration Factor Of Radon And Radium Determination In Water Samples By SSNTD”, Radiation Measurements 31, pp301-306,1999
- ILIÉ,RADOMIR, “Damage Tracks Detetors For Alpha Particle Registration- Track Formation And Detetor Processing, Procedings Of The International Workshop On Radon Monitoring”, Enviromental Radioactive And Earth Scince, 1989
- Kaplan, Irvin, Física Nuclear, Editora Guanabara Dois S.A, Rio de Janeiro, pp 26, 1978
- KARPINSKA,M., WOLKOWICZ,S., MNIC,Z., et al., “ Comparative Studies of Health Hazard From Radon (Rn-222) in Two Selected Lithologic Formations in

the suwalki Region ( in Poland)”, Journal of Environmental Radioactivity 61, pp 149-158, 2002

KHALID JAMIL, FAZAL-UR-REHMAN, SAFDAR ALI, KHAN, H.A., “Determination Of Equilibrium Factor Between Radon And Its Progeny Using Surface Barrier Detector For Various Shapes Of Passive Radon Dosimeters”, Nuclear Instruments & Methodos in Phisics Reserch section A 388 , pp 267-272, 1997

KHALID JAMIL, FAZAL-UR-REHMAN, SAFDAR ALI., “ Estimation of radon concentrations in coal mines using a hybrid technique a calibration curve”, Journal of environmental radioactivity 54, pp 415-422, 2001.

KHAN, A.J., VARSHNEY. A.K., RAJENDRA PASSAD, TYAGI,R.K, RAMACHANDRAN, T.M.,” Calibration Of A CR-39 Plastic Track Detector For The Measurements Of A Radon And Its Daughters In Dwellings”, Nuclear track radiation measurements, vol 17, n° 4, pp 497-502,1990

KHAN, A.J., “ A study of indoor radon levels in Idian dwellings, influence factors and lung cancer risk”, Radiation Measurements 32 (2000) pp 87-92.

KELLER,G., HOFFMANN, B., FEIGENSPAN, T., “ Radon Permeability And Radon Exhalation Of Building Materials”, The Science Of The Total Environmental 272, pp 85-89,2001.

KORHONER,P., HALONEN, R., KALLIOKOSKI,P., KOKOTTI, H., “Indoor Radon Concntrations Caused By Constructions Materials In 23 Workplaces”, The Science Of The Total Environmental, 272 (2001), pp 143-145

LDENKAMP,FJ; STOOP,P, “Soucer And Transport Of Indor – Measurements And Mechanism”, Thesis of Enviromental Radioactivity Reserch Group at the KVI, 1994

- LARSEN, I.L., LEE, S.Y. “Nondestructive photon analysis of  $^{241}\text{Am}$  in soils and sediment utilizing self-absorption corrections”, Journal of Radioanalytical Chemistry, vol 79, n° 1(1983) pp 165-169.
- LEPSCH, I.F. SOLOS FORMAÇÃO E CONSERVAÇÃO, 5ª edição, São Paulo Melhoramentos, pp 30-66, 1993
- LIKES R.S., MOGRO-CAMPERO A E FLEISCHER R.L, “Moisture-Insensitive Monitoring Of Radon”, Nuclear Instrum. Meth. 159, 395-400, 1979.
- MALANCA, A., PESSINA, V., DALLARA, G., et al, “ Natural Radioactivity in Building Materials from the Brazilian State of Espírito Santo”, Application Radiation and Isotopes vol 46 n°12, pp 1387-1392, 1995.
- MARLEY F, DENMAN A.F. E PHILIPS P.S., “Examination Of The Influence Of Water-Heated Central Heating System On The Levels Of Radon And Radon Progeny”, Radiation Measurements 32 ,pp 15-25, 2000
- MELO, VP, Avaliação Da Concentração Do  $^{222}\text{Rn}$  Nos Ambientes Internos E Externos De Residências Do Município Monte Alegre, Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 1999.
- MARLEY, F., “Investigation Of The Influences Of Atmospheric Conditions On The Variability Of Radon And Radon Progeny In Buildings”, Atmospheric Environment 35, pp 5347-5360, 2001
- MISDAQ, M.A., “Use Of Three New SSNTD Methods For Evaluating Thorium Contents In Different Building Materials And Measuring Thoron And Its Progeny Concentrations Inside Dwellings”, Applied Radiations And Isotopes, pp1-5, 2002
- MONNIN, M.M, “Methods of automatic scanning of SSNTDs”, Centre National de la Recherche Scientifique, Laboratoire de Physique Corpusculaire, IN2P3- Université de Clermont II, Aubière, France-1980

MURAMATSU, H, TASHIRO, Y, HASEGAWA, MISAWA, C, MINAMI,M,  
“Seasonal Variations Of  $^{222}\text{Rn}$  Concentrations In The Air Of Tunnel Located In  
Nagano City”, Journal Of Environmental Radioactivity 60, pp 263-274, 2002.

Microsoft Encarta Encyclopedia, 2000

MORLIER,JP., MORIN, M.,MONCHAUX, G., FRITSCH, P., PINEAU, J.F.,  
CHAMEAUD,J. et al., “Lung Cancer Incident Exposure Of Rats To Low Doses  
Of Radon: Influence Dose Rate”, Radiation Protection Dosymetry, 56,pp 93-97,  
1994

NCRP. 1994. *Exposure of the Population in the United States and Canada from  
Natural Background Radiation*. NCRP Report No. 94. National Council on  
Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland.

Nguyen Xuan Thang, Le Tien Dung, Le Van Vuong “Radon transport equation in  
earth's crust”, Radiation Measurements, Volume 25, Issues 1-4, PP 661-  
663,1995

NIKOLAEV, V.A E ILIÉ,R., “Etched Track Radiometers In Radon Measurements: A  
Review”, Radiation Measurements 30, pp1-13,1999

NUCCETELLI,C.,BOLZAN,C., “ In Situ Spectroscopy To Characterize Building  
Materials As Radon And Thoron Sources”, The Science Of The Total  
Environmental 272 (2001) pp 355-360, 2001

PASCOA, A.S., “Low Gamma Counting For Measuring NORM/TERM With A  
Radon Reducing System”, Radiation Physics And Chemistry 61, pp 501-504,  
2001

RAMACHADRAN,TV;LALIT,Bye MISHRA,UC, “Measurements Of Radon  
Permeability Through Some Membranes”, Nuclear Track Measurements, vol 13  
n°1, pp,1988, 81-84

- RANJBAR, A.H., DURRANI, A., “Scintilador-Filled Etch-Pit Method Of Counting Radon-Decay Alpha Tracks, And Calibration In A Diffusion Chamber”, Radiation Measurements, vol 25, n° 1-4, pp 757-760, 1995
- RIO DOCE, APC, Determinação da taxa de exalação de Rn-222 em materiais de construção, Tese de Mestrado-COPPE-UFRJ, pp 34,1997
- RIZZO,S., BRAI,M., BASILE,S., BELIA,S., HAUSER, S., “Gamma Activity And Geochemical Features Of A Building Material: Estimation Of Gamma Dose Rate And Indoor Radon Levels In Sicily”, Applied Radiation And Isotopes 55 pp 259-265, 2001
- C. R. SCIVYER,C.R., “Radon protection for new buildings: a practical solution from the UK”, The Science of The Total Environment, Volume 272, Issues 1-3, 14, pp 91-96,2001
- SILVA, A. X., 1994, “Estudos do Annealing de Traços de Prótons de 4 a 6 MeV e Partículas Alfa do Am<sup>241</sup> em Detectores Polímeros CR-39”, Tese de M.Sc., IF/UFF, Niterói, RJ, Brasil
- SINGH,S; KUMAR,J; SINGH,B; SINGH,J,”Radon Difusion Studies In Some Bulding Material Using Solid State Nuclear Track Detectors”, Radiation Measurements 30, pp 461- 464 , 1999.
- SOOMGYI,G., “Development of etched nuclear tracks”, Nuclear instruments and methods 173, pp 21-42, 1980
- SHARAF, M, EL SAYED, A ABBAS, E, “natural radioactivity and radon exhalation in Building Materials used in eEgypt”, Radiation Measurements 31, pp 491- 495, 1995.
- SHARMA,N., VIRK,H., “Exhalation Rate Study Of Radon/Thoron In Some Building Materials”, Radiation Measurements 34, pp 467- 469, 2001

STECK,D.J.,FIELD,R.W., “ The Use Of Track Registration Detectors To Reconstruct Contemporary And Historical Airbone Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) And Radon Progeny Concentrations For A Radon-Lung Cancer Epidemiologic Study”, Radiation measurements31, pp 401-406, 1999

Stuk/ST –Guide, 12.2, The radioactivity of construction materials, fuel peat and peat ash,Finnish centre for radiation and nuclear safety st 12.2, 1993

WACHA, R., Detecção De Microorganismo Em Meios De Cultura Pela Técnica De Neutrografia, Tese de Mestrado COPPE-UFRJ, 1999

WATTANANIKORN K, KANARREE M E WIBOOLSAKE S, Soil gasradon as na earthquake precursor: some considerations on data improvement, Radiation Measurements vol 39, n<sup>o</sup> 6, pp 593-598, 1998.

WANG, TIEN-KO, HOU, I-MIN, TSENG, CHIA-LIAN, “ Well-type HPGe – Detector absolute-peak-eficiencie Calibration and true-coincidence correction” Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 425, pp 504-515, 1999.

Villalobos,A.P.O, “ Medida do coeficiente de difusão do Rn-222 através de tintas usadas na construção civil”, Tese de Mestrado, Instituto de Física, Universidade Estadual de Campinas, julho de 1991

UNSCEAR, “Enviromental behavior and dosymetry of raionuclides”, twenty-nine session of united nations scientific comitee on the effects of atomic radiation, Viena, September, 1980.

URBAN,M; BINNS,DAC E ESTRADA,JJ, “Radon Measurements In Mines And Dwelling”, KFK3866,CNEN 110,p15, 1985

Sites consultados

<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Components of Radiação de fundo>

<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Cosmic Radiation>

<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Terrestrial Radiation>  
<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Series Radionuclides>  
<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Man-Made Sources>  
<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Cosmogenic Radiation>  
<http://www.normis.com/bkgrnd.htm#Cosmogenic Radiation>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Igneous Rocks>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Sedimentary Rocks>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Sandstones>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Weathering of Igneous Rocks>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Shales>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Carbonate Rocks>  
<http://www.normis.com/geo.htm#Soil>

Crédito pelas figuras

Figura 3.1: <http://sedwww.cr.usgs.gov:8080/radon/georadon/page7.gif>

Figura 3.2: <http://sedwww.cr.usgs.gov:8080/radon/georadon/page11.gif>

Figura 3.3: <http://sedwww.cr.usgs.gov:8080/radon/georadon/page13.gif>

## Glossário

1. Adsorver: Fixação de moléculas de uma substância na superfície de outra substância.
2. Antropogênicas: Fontes radioativas criadas pelo homem.
3. Advecção: Transmissão do calor por um movimento horizontal de massa de ar
4. Máfico: adj. relativo a um grupo de minerais escuros, ricos em magnésio e ferro.
5. Sáfico: Adj. Geol. Diz-se dos minerais silicaluminosos da norma (7), i. e., daqueles que figuram na composição mineralógica hipotética das rochas magmáticas.

## APÊNDICE A

### Equação de transporte do radônio na crosta terrestre

Considere o transporte de  $n$  moles de radônio num sistema multifásico consistindo de um fluido hidrotérmico em rochas matriz. A matriz rochosa consiste em um aglomerado de mineral formando um meio poroso. O decaimento radioativo que ocorre no sistema pode ser escrito na forma  $\lambda_1 N_1 = \text{constante}$ , onde  $\lambda_1$  é a constante de decaimento do sistema,  $N_1$  o número de átomos do radônio. Este processo de decaimento ambos homogêneos dentro de uma fase simples e heterogênea envolvendo a transferência de radônio em mais de uma fase. Num sistema fechado, o número de moles do radônio é uma função do tempo. A equação de transporte do radônio para um sistema contínuo envolvendo transporte por advecção -*Transmissão do calor por um movimento horizontal de massa de ar*-, difusão e *dispertive* pode ser obtido da equação:

$$\frac{dn}{dt} = \lambda n_{Rn} \quad (1)$$

Identificado pela fonte externa  $q(t)$  na integral do fluxo dentro de uma superfície fechada de cada elemento infinitesimal de volume.

$$q_{Rn}(t) = - \int_v J_i \sigma da \quad (2)$$

Onde  $\sigma$  é a unidade normal de saída da superfície do REV com área total  $\sigma V_{REV}$ . Introduzindo a concentração  $C_{Rn}$  expressa por unidades de moles por unidade de volume de fase  $\pi_i$  a fração do volume  $\Phi_\pi$  ocupada pela fase  $\pi_i$  em poros de tamanho médio, o número de moles do  $Rn - n_{Rn(t)}$  pode ser escrito como a integral de volume sobre cada REV de acordo com.

$$n_{Rn(t)} = \int_{V_{REV}} \phi_\pi(r, t) \cdot c_i(r, t) \cdot d^3r \quad (3)$$

Convertendo a integral de superfície do fluxo dada na equação (2) para divergência do fluxo integrada sobre o volume usando a lei de Gauss, que então conduz a um limite contínuo da equação de transporte do  $Rn$ .

$$\frac{\partial}{\partial t}(\phi C) + \Delta J = \sum_i \lambda(\phi C_{Rn}) - q_{Rn(t)} \quad (4)$$

Onde a equação constitutiva para o fluxo  $J_i$  para transporte em poros isotrópicos médio pode ser expressa como:

$$J_i = J_D + J_\alpha + J_V, \text{ onde}$$

$$J_D = -D\phi_\pi \nabla C_{Rn}$$

$$J_\alpha = -\alpha\phi_\pi \nabla C_{Rn}$$

$$J_V = -V_{\pi Rn} C_{Rn}$$

Onde  $\alpha$  denota o tensor dispersão e  $V_{\pi Rn}$  denota a velocidade do fluido. Para multifase fluxo fluido na presença de um gradiente de pressão e campo gravitacional,  $V_{\pi Rn}$  é dado pela lei de Darcy.

$$V_\pi = \frac{kk_\pi}{\eta} \left( \frac{\partial P}{\partial Z} - \sigma_\pi g \right) \quad (5)$$

Combinando a equação 4 com a lei de Stokes para a velocidade generalizada do fluido de  $Rn$ :

$$v = \frac{kk_\pi g}{\eta} (\rho_{Liq} - \rho_{Gas}) d^2 \quad (6)$$

Onde  $g$  denota a aceleração da velocidade ( $cms^{-1}$ ),  $P$  pressão do fluido em atmosfera,  $K$  permeabilidade absoluta ( $cm^2$ ),  $K_\pi$  permeabilidade relativa ( $cm^2$ ),  $\rho$  densidade ( $gcm^{-3}$ ),  $\eta$  viscosidade ( $gcm^{-1}s^{-1}$ ),  $d$  diâmetro do bulbo.

## APÊNDICE B

### Relação entre as normalidades das soluções de NaOH e KOH

As partículas alfa, quando incidem sobre o detector de traços nucleares, formam traços latentes, que não são perceptíveis. Então, para se obter traços visíveis através de microscopia, utilizam-se soluções alcalinas como: NaOH e KOH, sendo observados alguns parâmetros como: temperatura, normalidade e tempo de ataque químico. Amin, et al., 1981, elaboraram uma tabela que relaciona as normalidades das soluções NaOH e KOH, como se na tabela B.1

Tabela B.1 relação entre as normalidades das soluções de NaOH e KOH

NORMALIDADE [g-mol/l]									
KOH	0,832	1,423	3,032	4,212	5,223	6,292	7,425	8,017	9,896
NaOH	1,179	2,027	4,364	6,25	7,576	9,142	10,788	11,639	14,295

## APÊNDICE C

### Transformações Radioativas Sucessivas

$$\frac{dN_1}{dt} = \lambda_1 N_1 \quad (1)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (2)$$

$$\frac{dN_3}{dt} = \lambda_2 N_2 \quad (3)$$

Resolvendo-se a equação (1) obtém-se:

$$N_1 = N_1^0 e^{-\lambda_1 t} \quad (4)$$

Substituindo 4 em 2

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1^0 e^{-\lambda_1 t} - \lambda_2 N_2 \quad (5)$$

$$\frac{dN_2}{dt} + \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1^0 e^{-\lambda_1 t} \quad (6)$$

Multiplicando 6 por  $e^{\lambda_2 t}$

$$\left[ \frac{dN_2}{dt} + \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_1^0 e^{-\lambda_1 t} \right] e^{\lambda_2 t} \quad (7)$$

Agrupando os termos semelhantes

$$\frac{d}{dt} [N_2 e^{\lambda_2 t}] = \lambda_1 N_1^0 e^{-(\lambda_2 - \lambda_1)t} \quad (8)$$

Integrando 8 obtém-se

$$N_2 e^{\lambda_2 t} = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 e^{-\lambda_1 t} + C e^{-\lambda_2 t} \quad (9)$$

Para determinar C, utiliza-se  $t=0$  em  $N_2 = N_2^0$

$$C = N_2^0 - \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 \quad (10)$$

Substituindo 10 em 9 e fazendo as devidas mudanças

$$N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) + N_2^0 e^{-\lambda_2 t} \quad (11)$$

Substituindo 11 em 3, resolvendo de maneira semelhante, obtém-se:

$$N_3 = \left[ \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} (N_1^0 - N_2^0) e^{-\lambda_2 t} \right] - \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 e^{-\lambda_1 t} + N_1^0 + N_2^0 + N_3^0$$

$$N_3 = N_3^0 + N_2^0 (1 - e^{-\lambda_2 t}) + N_1^0 \left[ 1 + \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_2 t} - \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_1 t} \right] \quad (13)$$

Um dos casos mais comum na prática é aquele no qual só estão presentes inicialmente átomos radioativos do primeiro tipo. Neste caso, as constantes  $N_2^0$  e  $N_3^0$  são ambas iguais a zero, e as soluções para  $N_2$  e  $N_3$  se reduzem a:

$$N_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} N_1^0 (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (14)$$

$$N_3 = N_1^0 \left[ 1 + \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_2 t} - \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-\lambda_1 t} \right] \quad (15)$$

Para  $N$  decaimentos sucessivos

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= \lambda_1 N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \\ \frac{dN_3}{dt} &= \lambda_2 N_2 - \lambda_3 N_3 \\ &\vdots \\ \frac{dN_n}{dt} &= \lambda_{n-1} N_{n-1} - \lambda_n N_n \end{aligned} \quad (16)$$

A solução deste sistema de equações, na hipótese de que em  $t = 0$  somente a substância pai está presente, foi deduzida por Bateman. As condições iniciais são:

O número de átomo do  $n$ -ésimo membro da cadeia é dado por:

$$N_n(t) = C_1 e^{-\lambda_1 t} + C_2 e^{-\lambda_2 t} + C_3 e^{-\lambda_3 t} + \dots + C_n e^{-\lambda_n t} \quad (16)$$

com

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{\lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_n}{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) \dots (\lambda_n - \lambda_1)} N_1^0 \\ C_2 &= \frac{\lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_n}{(\lambda_1 - \lambda_2)(\lambda_3 - \lambda_2) \dots (\lambda_n - \lambda_2)} N_1^0 \\ &\vdots \\ C_n &= \frac{\lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_n}{(\lambda_1 - \lambda_n)(\lambda_3 - \lambda_n) \dots (\lambda_{n-1} - \lambda_n)} N_1^0 \end{aligned} \quad (17)$$

## APÊNDICE D

### Energia Potencial Alfa

A energia potencial alfa de um átomo,  $\epsilon_p$ , é a energia total emitida durante o decaimento deste átomo através da cadeia de decaimento até o  $^{210}\text{Pb}$  ou  $^{208}\text{Pb}$ , respectivamente. A energia potencial alfa total por Bq de atividade de um radionuclídeo é dado por  $\epsilon_p/\lambda_r$ , onde a constante de decaimento  $\lambda_r$  é expressa em  $\text{s}^{-1}$ , valores de  $\epsilon_p/\lambda_r$ , para o radônio e o torônio é dado na tabela a seguir.

RADIONUCLÍDEO	ENERGIA POTENCIAL ALFA			
	POR ÁTOMO ( $\epsilon_p$ )		Bq ( $\epsilon_p / \lambda_r$ )	
	MeV	$10^{-12}$ J	MeV	$10^{-12}$ J
$^{222}\text{Rn}$ (Rn)	19,2	3,07	$9,15 \cdot 10^6$	14700
$^{218}\text{Po}$ (RaA)	13,7	2,07	3620	5,79
$^{214}\text{Pb}$ (RaB)	7,69	1,23	17800	28,6
$^{214}\text{Bi}$ (RaC)	7,69	1,23	13100	21,0
$^{214}\text{Po}$ (RaC')	7,69	1,23	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$
$^{220}\text{Rn}$ (Tn)	20,9	3,34	1660	2,65
$^{216}\text{Po}$ (ThA)	14,6	2,34	3,32	$5,32 \cdot 10^{-3}$
$^{212}\text{Pb}$ (ThB)	7,80	1,25	$4,31 \cdot 10^5$	691
$^{212}\text{Bi}$ (ThC)	7,80	1,25	$4,09 \cdot 10^4$	65,5
$^{212}$ (ThC')	8,78	1,41	$3,85 \cdot 10^{-6}$	$6,2 \cdot 10^{-9}$

### CONCENTRAÇÃO DA ENERGIA POTENCIAL ALFA NO AR

A concentração da energia potencial alfa de qualquer mistura do  $^{222}\text{Rn}$  ou filho do  $^{222}\text{Rn}$  é o somatório da energia potencial alfa de todos os filhos dos átomos presentes por unidade de volume de ar. Esta quantidade pode ser expressa em SI, como:

$$1\text{Jm}^{-3} = 6,24 \cdot 10^{12} \text{MeV} \cdot \text{m}^{-3} = 6,24 \cdot 10^9 \text{MeV} \ell^{-1}$$

A unidade especial 1WL (nível operacional) é freqüentemente usada para esta quantidade:

$$1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV } \ell^{-1} = 2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3}$$

1 WL corresponde aproximadamente a concentração de energia potencial alfa dos filhos do radônio no ar o qual estão em equilíbrio radioativo com a atividade do  $^{222}\text{Rn}$  de 100 pCi  $\ell^{-1} = 3,7 \text{ Bq} \cdot \ell^{-1} = 3700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Na tabela abaixo o fator de conversão entre a concentração de atividade (em  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ) e a energia potencial alfa estão listados para os nuclídeos filhos do  $^{222}\text{Rn}$  e  $^{220}\text{Rn}$ .

RADIONUCLIDEO	$\text{MeV } \ell^{-1}$	$10^{-10} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3}$	$10^{-6} \text{ WL}$
$^{218}\text{Po}(\text{RaA})$	3,62	5,79	27,8
$^{214}\text{Pb}(\text{RaB})$	17,8	28,8	137
$^{214}\text{Bi}(\text{RaC})$	13,1	21,0	101
$^{214}\text{Po}(\text{RaC}')$	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
$^{216}\text{Po}(\text{ThA})$	$3,32 \cdot 10^{-3}$	$5,32 \cdot 10^{-3}$	0,0256
$^{212}\text{Pb}(\text{ThB})$	431	691	3320
$^{212}\text{Bi}(\text{ThC})$	40,9	65,6	315
$^{212}\text{Po}(\text{ThC}')$	$3,85 \cdot 10^{-9}$	$6,2 \cdot 10^{-9}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$

## APÊNDICE E

### Tipos de Rochas

#### Rochas Ígneas

As fontes das séries do urânio, tório, e actínio, potássio e da radioatividade do rubídio no ambiente terrestre são originários da crosta e do manto terrestre mostrada na tabela III.1. A medida que o magma esfria, os silicatos minerais são formados (diferenciação magmática). Nas fases anteriores ao resfriamento, os silicatos são máficos, mineral de coloração escura, com predominância de ferro e magnésio, e deficiente em sódio, alumínio, silicone, potássio. A figura mostra um processo de generalização e é conhecido como série de reação de Bowen ( Montgomery, 1990).

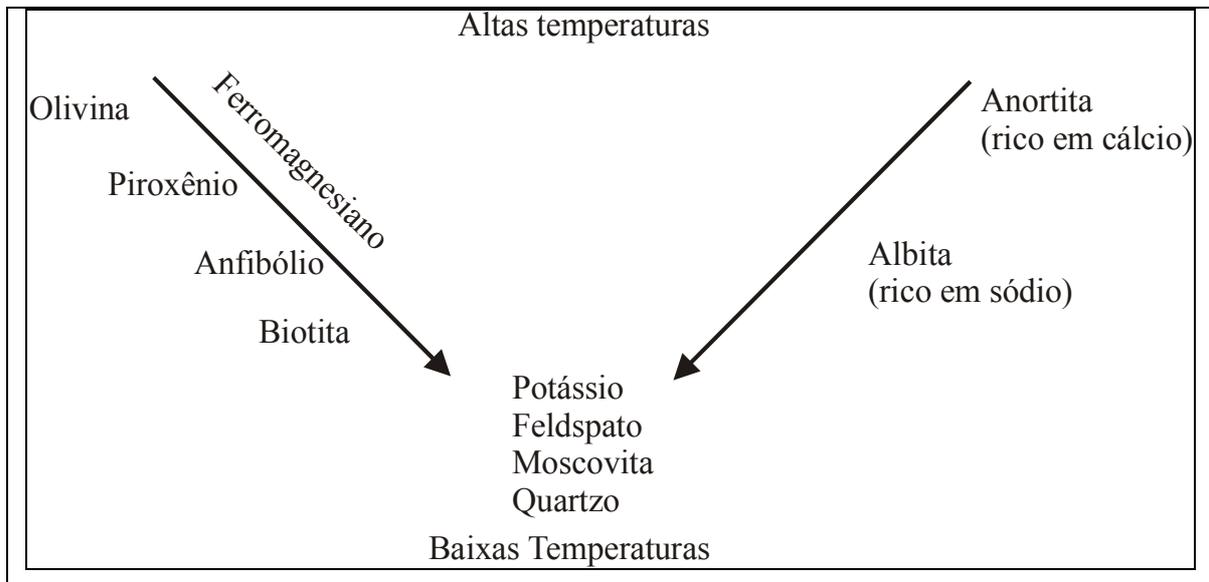


figura E. 1. Série e Reação de Bowen

Nem urânio ou o tório são compatíveis com a estrutura cristalina do silicato principal. Além disso, otem pequenas quantidades para formar um mineral no qual eles seriam os componentes principais. O resultado dessa relação é que o resto do magma esfria para formar minerais secundários variados que contém o urânio, tório e traços de outros elementos secundários. Os silicatos que possuem potássio e rubídio são os últimos a cristalizarem.

Tabela E.1. Concentrações de radionuclídeos na crosta terrestre.

Tipo de rochas	Concentração dos elementos (ppm)			
	Urânio	Tório	potássio	rubídio
Máfico	0,5 a 1	3 a 4	0,8%	40
Sáfico	3	17	4%	170 a 200

### Desgaste das rochas Ígneas

O processo físico-químico dos desgastes das rochas ígneas que ocorre no subsolo terrestre representa um papel fundamental na variabilidade da radiação de fundo. Os processos físicos dominam a fragmentação. A separação ocorre normalmente ao longo de limites minerais que conduzem para uma separação entre o silicato principal e os secundários que contém o tório e urânio. Esses minerais secundários incluem zircônio e monazita. Eles são estáveis e resistentes a degenerescência de substâncias químicas e são achados freqüentemente como pequenos grãos individuais.

Quando as pedras apresentam erosão, a argila contendo minerais com radionuclídeos adsorvido tende a ser separado dos minerais principais.

Portanto, se as rochas ígneas estiverem fragmentadas em grãos individuais, os produtos acabam atingindo a superfície terrestre formando: areias do mineral principal (esgotamento do radionuclídeos) minerais de argila granulados (ligeiramente enriquecido de radionuclídeos) e quantidades relativamente pequenas de grãos resistentes e densos dos minerais secundários, que contém a maioria dos radionuclídeos. O potássio e rubídio são removidos da solução

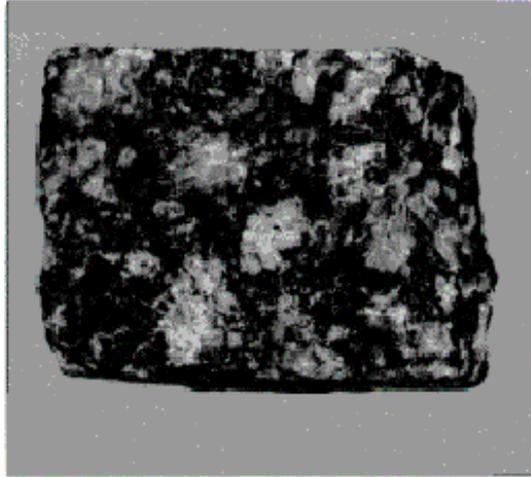


Figura E.3. Rocha ígnea

#### Rochas sedimentares

As rochas sedimentares formam uma pequena parte da crosta terrestre e uma grande parte do solo é derivado de rochas sedimentares. O processo natural de sedimentação forma vários tipos de pedras sedimentares (xistos, arenito e pedras de carbonato) com significativa concentração de radionuclídeos.

Da mesma forma que as pedras ígneas, o tório e o urânio tendem a ser secundários ou disseminados. O radionuclídeo pode se tornar móvel ou ser depositado por migração de água ou óleo. Alguns complexos orgânicos criam complexos móveis de urânio.

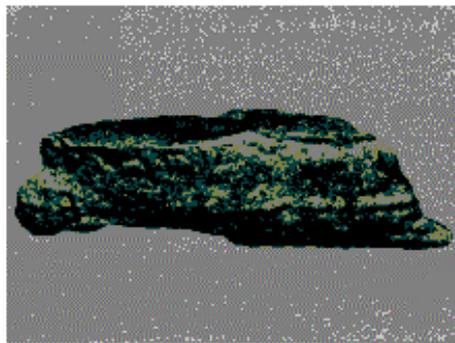


FIGURA E.4 Rocha Sedimentar

Urânio e traços de elementos secundários têm uma afinidade por óleo cru. Eles provavelmente são resíduos de depósitos orgânicos e marinhos. O petróleo assume uma

posição de potencial hidráulico em uma rocha de reservatório que pode ou não ser derivada de uma mesma fonte.

Os xistos possuem em sua constituição cerca de 35% de minerais cerâmicos e uma parcela significativa contém potássio. Xistos podem agregar a série de radionuclídeos. Os radionuclídeos também podem estar associados às matérias orgânicas em minerais secundários como precipitado ou co-precipitado no material que une as pedras.

O arenito é constituído principalmente de pequenos grãos de quartzo, mas pode ter em sua constituição potássio contendo feldspato. Quando houver uma concentração superior a 25% de feldspato o arenito é chamado de arcóseo e feldspato principal contendo potássio. Em geral, a concentração das séries e não-séries dos radionuclídeos são baixas nos arenitos. Porém, foram encontrados muitos depósitos de urânio em diferentes camadas de arenito.

#### As pedras carbonadas

São pedras calcárias ou dolomitas derivadas pela precipitação química da água ou pela acumulação de conchas, ossos e dentes de organismos. Embora os minerais de carbonato são relativamente livres de radionuclídeos, os espaços intergranulares podem conter elementos encontrados na água do mar, na qual eles foram depositados. Como o potássio é muito solúvel, não fica depositado na matéria. O tório é liberado na água do mar e não é metabolizado pelos organismos marinhos. Normalmente, as pedras carbonadas possuem baixas concentrações de potássio e tório, mas o urânio pode estar presente, porque pode ser fixado pela redução das condições de decaimento orgânico na matéria, onde as rochas foram depositadas. Urânio pode substituir cálcio ou pode ser adsorvido nos principais minerais de fosfato.

APÊNDICE F

TABELA F1- Parâmetro de acompanhamento de mineiros expostos aos filhos do radônio

País e minério	Exposição	Pessoas- anos	Morte Câncer de pulmão			ano
			Observada	esperada	SMR*	
Metal, Usa	0,05 a 0,4 WL	23,862	47	16,1	2,92	(19) 1963 (20) 1981
Urânio, EUA	821 WLM	62,596	185	38,4	4,82	(5) 1971
Urânio, Tchecoslováquia	289WLM	56,955	211	42,7	4,96	(21) 1983 (22) 1978
Estanho, U.K	1,2 a 3,4 WL	27,631	28	13,27	2,96	(23) 1981
Ferro, Suécia	0,5 WL	10,23	28	6,79	4,12	(24) 1984
Ferro, Suécia	81,4 WL	24,063	50	12,8	3,90	(25) 1984
Espatofluor, Canadá	Acima de 2040 WL	37,730	104	24,38	4,27	(26) 1985
Urânio, Canadá	40-90 WL	202,795	82	56,9	1,44	(27) 1985
Urânio, Canadá	17 WLM	118,341	65	34,24	1,9	(28) 1986
Ferro, U.K	0,02 a 32 WL	17,156	39	25,50	1,53	(29) 1988
Pyrite, Itália	0,12 a 0,36 WL	29,577	47	1,1	12,70	(30) 1989
Urânio, Não-fumantes EUA	720 WL	7,861	14	1,1	12,70	(31) 1989
Estanho, U.K	10 WLM anos para 30 anos	?	15	3,4	447	(32) 1990
Estanho, China	2,3 a 0,9 WL	175,143	981	—	Acima de 1,8	(33) 1993

SMR: Razão de morte unificada

TABELA F2 – Parâmetro de acompanhamento de casos-controle de mineiros expostos aos filhos do radônio

Minério e País	Exposição	Número de casos para controle	Número de caso exposto	Razão
Zinco, chumbo, Suécia	0,1 WL	29/174	21	16,4
Ferro, Suécia	0,2 – 20 WL	804/(467)	20	7,3
Ferro, Suécia	0,3 - 1,0 WL	38/403	33	11,5
Urânio, EUA	30 – 2,698WL	32/64	23	infinito
Urânio, EUA	472 WLM	65/230	Todos	1,5 % por WLM
Estanho, China	515 WLM	107/107	7	(20,0)
Estanho, China	373 WLM	74/74	5	(13,2) 1,7 % por WLM