

BAC 9432979

INIS-BR - - 2485



CNEN/SP

ipen Instituto de Pesquisas
Energéticas e Nucleares

AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO PROVOCADO
POR MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO EM MORADORES
DE CASAS POPULARES**

MARCIA PIRES DE CAMPOS

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

Orientadora: Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo

São Paulo

1994

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
AUTARQUIA ASSOCIADA A UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

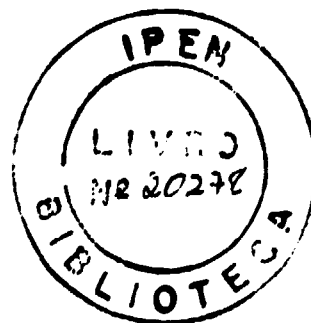
**AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO PROVOCADO POR MATERIAIS DE
CONSTRUÇÃO EM MORADORES DE CASAS POPULARES**

MARCIA PIRES DE CAMPOS

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
"Mestre em Ciências" na área de
Tecnologia Nuclear

Orientadora: Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequillo

**SÃO PAULO
1994**



COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR/SP - IPEN

AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO PROVOCADO POR MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO EM MORADORES DE CASAS POPULARES

MARCIA PIRES DE CAMPOS

RESUMO

O impacto radiológico provocado por materiais de construção nos moradores de casas populares na periferia de Santo André, SP, foi avaliado a partir da determinação da taxa total de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa e interna.

A taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa foi calculada a partir da determinação, por espectrometria gama, da concentração dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção empregados nas moradias, obtendo-se o valor médio de 0,67 mSv/a.

A taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação de ^{222}Rn foi calculada a partir da determinação, com detectores sólidos de traços nucleares, da atividade de radônio no ar das moradias, obtendo-se valores médios de 0,71 mSv/a para o verão, 0,94 mSv/a para o outono, 1,03 mSv/a para o inverno e 0,98 mSv/a para a primavera.

Para a taxa total de dose equivalente efetiva obtiveram-se os valores médios de 1,38 mSv/a para o verão, 1,61 mSv/a para o outono, 1,72 mSv/a para o inverno e 1,65 mSv/a para a primavera.

RADIOLOGICAL IMPACT ASSESSMENT OF BUILDING MATERIALS ON ORDINARY HOUSES DWELLERS

MARCIA PIRES DE CAMPOS

A B S T R A C T

The radiological impact due to building materials on habitants living in the Santo André district of São Paulo state, Brazil, was assessed through the total effective dose equivalent rate determination, for external and internal irradiation.

The effective dose equivalent rate for external irradiation was calculated by the gamma spectrometry determination of natural radionuclides specific activity in the dwelling materials, obtaining 0.67 mSv/y.

The effective dose equivalent rate due to ^{222}Rn inhalation was calculated through the radon indoor activity determination by using solid state nuclear track detectors, obtaining doses of 0.71 mSv/y for summer, 0.94 mSv/y for autumn, 1.05 mSv/y for winter and 0.98 mSv/y for spring.

For the total effective dose equivalent rate, mean values of 1.38 mSv/y for summer, 1.61 mSv/y for autumn, 1.72 mSv/y for winter and 1.65 mSv/y for spring were obtained.

INDICE

página

Capítulo 1: Introdução geral	1
Capítulo 2: Determinação dos níveis de radiação gama	12
2.1 Parte experimental	15
2.1.1 Preparo das amostras	15
2.1.2 Sistema de contagem	18
2.1.3 Análise dos espectros	18
2.2 Determinação da concentração de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nos materiais de construção	20
Capítulo 3: Determinação da concentração de radônio no ar	26
3.1 Método de detecção de radônio no ar	29
3.1.1 Detecção ativa de ^{222}Rn	29
3.1.2 Detecção ativa dos filhos do ^{222}Rn	30
3.1.3 Detecção passiva do ^{222}Rn	31
3.1.4 Detecção passiva dos filhos do ^{222}Rn	32
3.1.5 Detectores sólidos de traços nucleares	32
3.2 Determinação da concentração de ^{222}Rn no ar	34
Capítulo 4: Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn e da taxa de ventilação	38
4.1 Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn	39
4.1.1 Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn dos materiais de construção	39
4.1.2 Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn do solo	42
4.1.3 Determinação da taxa de exalação média da residência	44
4.2 Determinação da taxa de ventilação	48

Capítulo 5: Determinação da taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa	50
Capítulo 6: Determinação da taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação do ²²² Rn	55
Capítulo 7: Conclusões	58
Referências Bibliográficas	62

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

As fontes naturais de radiação são originárias de fontes extraterrestres, bem como de elementos radioativos presentes na crosta terrestre, em materiais de construção e no ar.

As fontes extraterrestres de radiação compreendem a radiação cósmica, que é composta por radiações de alta energia que penetram a atmosfera terrestre vindas do espaço (radiação cósmica primária) e por radiações criadas a partir da interação destas com a atmosfera terrestre (radiação cósmica secundária). Já as fontes terrestres de radiação compreendem os radionuclídeos presentes na crosta terrestre. Na natureza, existem aproximadamente 340 nuclídeos, dos quais 70 são radioativos, sendo encontrados

principalmente entre os elementos pesados. Todos os elementos com número atômico maior que 80 possuem isótopos radioativos e todos os isótopos de elementos com número atômico maior que 83 são radioativos⁽⁴⁴⁾. Esses radionuclídeos são divididos em primordiais, aqueles cujas meias-vidas são suficientemente longas para que tenham sobrevivido desde a sua formação, há vários bilhões de anos, e cosmogênicos, que são produzidos pela interação da radiação cósmica com átomos-alvo na atmosfera, tais como o ^{14}C , o ^7Be , o ^3H e o ^{22}Na ^(30,42).

Os radionuclídeos primordiais presentes na crosta terrestre podem ser classificados em radionuclídeos que compõem as séries radioativas do ^{232}Th (meia-vida de $1,40 \times 10^{10}$ anos)⁽⁴⁵⁾, do ^{238}U (meia-vida de $4,47 \times 10^9$ anos)⁽⁴⁵⁾ e do ^{235}U (meia-vida de $7,04 \times 10^8$ anos)⁽⁴⁵⁾ e que decaem para isótopos estáveis do chumbo e radionuclídeos como o ^{40}K (meia-vida de $1,28 \times 10^9$ anos)⁽⁴⁵⁾ que não compõem uma série radioativa e decaem diretamente para um nuclídeo estável⁽³⁰⁾. Dentre as séries radioativas naturais o interesse maior é pela série do ^{232}Th presente 100 % isotopicamente no tório natural e pela série do ^{238}U , com 99,27 % de percentagem isotópica no urânio natural, pois o ^{235}U constitui somente 0,7 % do urânio natural. Nas figuras 1.1 e 1.2 são apresentadas as séries do ^{238}U e do ^{232}Th .

A presença de altas concentrações de minerais radioativos no solo faz com que algumas regiões da terra apresentem altos níveis de radioatividade natural. Como exemplo, pode-se citar o Brasil e a Índia que são os países que apresentam as maiores concentrações de minerais radioativos no solo⁽⁴⁴⁾. No Brasil, as areias monazíticas de algumas praias dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro e as regiões de rochas intrusivas alcalinas presentes no Estado de Minas Gerais e na região urano-fosfática do Nordeste apresentam altos níveis de radioatividade natural^(44,25).

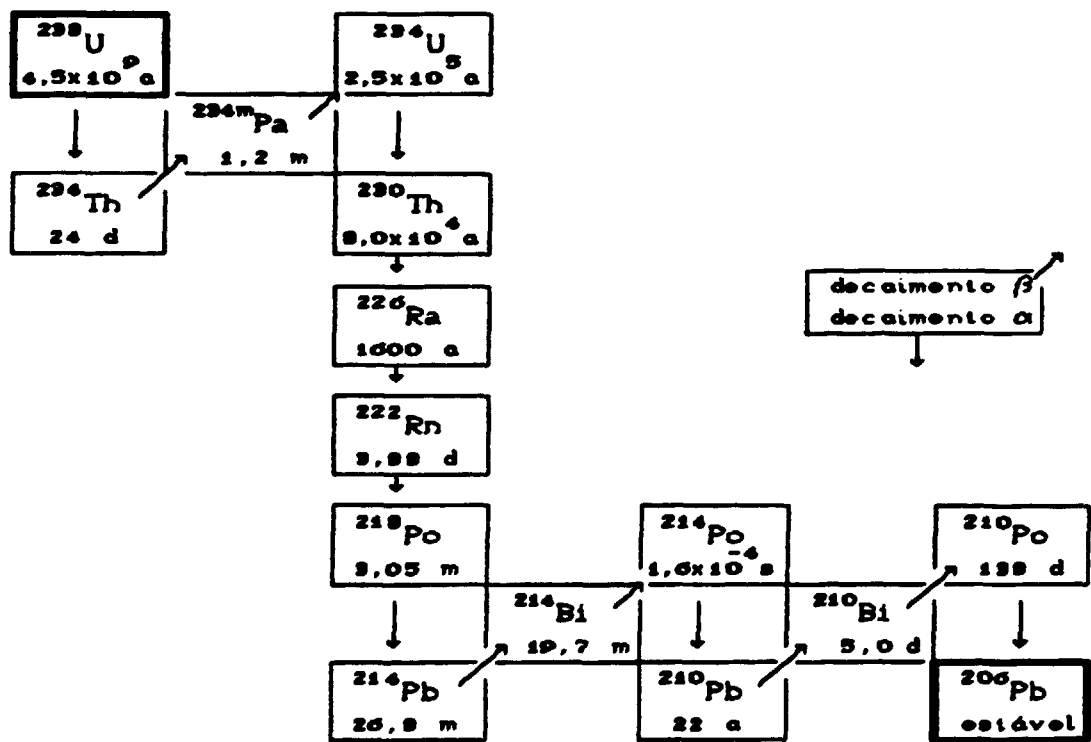


Fig.1.1: Série radioativa do ^{238}U com a meia-vida dos radionuclídeos⁽²²⁾

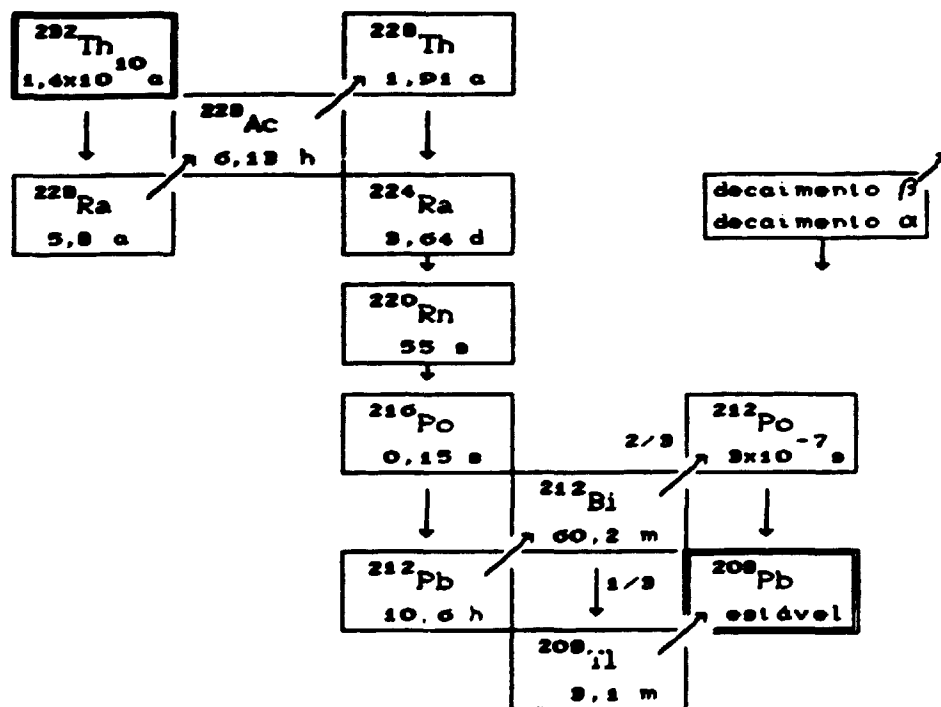


Fig.1.2: Série radioativa do ^{232}Th com a meia-vida dos radionuclídeos⁽²³⁾

A monazita é um mineral de terras raras altamente insolúvel existente em algumas areias de praia. Os principais radionuclídeos presentes na monazita são os que compõem a série do ^{232}Th , embora possa ser observada também a presença de urânio. No Brasil pode-se destacar a cidade de Guarapari no estado do Espírito Santo como um grande depósito radioativo de areia monazítica. As construções de Guarapari também apresentam altos níveis de radioatividade natural devido ao fato da areia da praia ser incorporada aos materiais de construção. Na Índia, as areias monazíticas presentes no Estado de Kerala, na costa sudoeste do país, apresentam altos níveis de radioatividade natural⁽¹¹⁾.

A cidade de Araxá, no estado de Minas Gerais, também apresenta altos níveis de radioatividade natural. O solo desta região apresenta, em algumas áreas, um mineral fosfático rico em minerais radioativos que contém urânio e tório. Ainda no Estado de Minas Gerais, próximo à cidade de Poços de Caldas encontra-se o Morro de Ferro, uma montanha que contém aproximadamente 30000 toneladas de tório e uma quantidade de elementos de terras raras estimada em 100000 toneladas⁽¹²⁾. Na região urano-fosfática do Nordeste, o teor de urânio varia na faixa de 10 a 550 ppm, com um teor médio de 170 ppm, enquanto que o teor de tório encontra-se na faixa de 1 a 5 ppm⁽²⁵⁾.

A partir de todas estas informações, pode-se observar que a população está constantemente exposta a muitos campos de radiação natural. A exposição devida à radiação terrestre é provocada pelos radionuclídeos presentes na crosta terrestre e por aqueles que são transferidos para a atmosfera (como exemplo, pode-se citar o gás radônio emanado pelos solos que contém urânio e tório). A avaliação da exposição à radiação terrestre requer informações sobre as fontes de radiação bem como a medida da dose de radiação a qual os indivíduos do público estão sujeitos. A UNSCEAR estimou em 2,4 mSv/a a taxa de dose equivalente efetiva para fontes naturais de radiação resultante de irradiações externas e internas^(30,42).

Nos últimos anos tem havido um interesse contínuo e crescente pelos níveis de radiação aos quais a população está sujeita, tanto por irradiação externa como interna, pois o uso da tecnologia nuclear na medicina, energia e armamentos tem levado a um crescimento da conscientização dos efeitos danosos da radiação. Têm-se observado também que as exposições devidas aos testes nucleares e à operação de instalações nucleares têm estado abaixo daquelas devidas às fontes naturais de radiação⁽²⁶⁾.

Além das fontes convencionais tais como a radiação cósmica e as fontes terrestres de radiação (rochas por exemplo), uma outra fonte tem revelado grande importância, os materiais de construção, tais como tijolos, cimento, concreto, gesso, etc.⁽²⁷⁾. Esses materiais contêm, em sua composição, elementos retirados do solo, constituindo-se assim, numa fonte de radiação. Estão presentes nos materiais de construção, entre outros elementos-traço, urânio e tório com os seus respectivos filhos, bem como ^{40}K .

As concentrações de ^{40}K e dos radionuclídeos das séries do urânio e do tório nos materiais de construção variam consideravelmente, dependendo da origem e do tipo da matéria prima utilizada na fabricação desses materiais. Na Suécia, por exemplo, foi verificado que a concentração média de rádio variava de um fator de aproximadamente 3 entre concretos fabricados em diferentes partes do país. Observou-se também que o concreto é o material de construção que apresenta as maiores concentrações de radionuclídeos naturais, ao contrário da madeira onde estas são bem mais baixas^(25,27).

O ^{40}K representa aproximadamente 0,0110 % do potássio natural, tendo uma atividade específica de $2,96 \times 10^4 \text{ Bq/kg}$. O ^{238}U representa 99,27 % do urânio natural que é encontrado em toda a crosta terrestre na forma de minérios de urânio e em quantidades-traço em todos os tipos de rochas e minerais. Em rochas ígneas, por exemplo, a quantidade presente é da ordem de

3 ppm. A quantidade de tório em várias rochas alcança valores desde 8,1 até 33 ppm para rochas ígneas, com um valor médio de 12 ppm. O conteúdo de tório em rochas ígneas é aproximadamente quatro vezes maior que o conteúdo de urânio, mas a atividade específica de 4,07 kBq/kg do ^{232}Th é menor que a de 12,2 kBq/kg do ^{238}U , o que significa que, mesmo havendo maior quantidade de tório nas rochas, a radioatividade devida aos dois radionuclídeos é aproximadamente igual^(11,15).

Os radionuclídeos naturais presentes nos materiais de construção emitem também radiação gama, além das radiações alfa e beta⁽²⁴⁾. Assim, os materiais de construção são uma fonte de exposição gama para os moradores das residências. Além da exposição gama, os materiais que contêm ^{226}Ra (série do ^{238}U) apresentam o risco de radiação alfa para o sistema respiratório humano devido à inalação do seu filho, o gás radônio (^{222}Rn). A incorporação dos descendentes de meia-vida curta do ^{222}Rn (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) representa um risco ainda maior para o sistema respiratório, uma vez que estes elementos se agregam a partículas sólidas podendo se depositar nos pulmões, ao contrário do ^{222}Rn que é facilmente eliminado. Para um outro isótopo do radônio, o ^{220}Rn , membro da série do tório, o risco torna-se desprezível em relação ao ^{222}Rn quando as quantidades de urânio e tório presentes no material são similares, pois que a sua meia-vida (55,6 s) é muito curta quando comparada com a meia-vida do ^{222}Rn (3,83 d). Deste modo, o impacto radiológico associado ao ^{222}Rn é muito mais relevante que o associado ao outro isótopo. Neste trabalho, nos preocupamos somente com o ^{222}Rn , portanto, no decorrer dos capítulos, quando for mencionado gás radônio, subentende-se ^{222}Rn .

As exposições ao radônio e aos seus filhos de meia-vida curta também são conhecidas como um importante risco ocupacional nas indústrias mineiras de urânio⁽⁸⁾.

Assim, tanto os níveis de radiação gama como a

concentração de radônio no ar dentro de uma certa moradia dependem da concentração dos radionuclídeos naturais presentes nos materiais empregados na construção.

A concentração dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção varia de material para material e a concentração de radônio presente no ar dentro das residências depende da construção ser fechada ou bem ventilada. A taxa de ventilação ou taxa de trocas de ar do ambiente com o ar livre é um dos principais fatores responsáveis pelo aumento ou diminuição da concentração de radônio no interior de ambientes. O aumento da taxa de ventilação facilita a remoção do gás ^{222}Rn . As residências localizadas em países de clima frio, por permanecerem mais tempo fechadas, tendem a apresentar concentrações de radônio mais altas quando comparadas àquelas de países com clima tropical⁽³⁴⁾.

Vários autores têm estudado os níveis de radioatividade natural e a concentração de ^{222}Rn provenientes de materiais de construção. Desde a década de 70 têm sido publicados muitos trabalhos^(10,17,19,29), mostrando o interesse na determinação da concentração de radionuclídeos naturais em materiais de construção e na determinação dos níveis de radônio no interior de ambientes. Na Alemanha, Keller e Muth⁽¹⁸⁾ têm pesquisado os níveis de radiação em residências. Ackers e outros⁽⁹⁾ mediram a concentração de radionuclídeos naturais e as taxas de exalação de radônio de materiais de construção na Holanda. Mollah e outros⁽²⁸⁾ determinaram, por espectrometria gama, a concentração de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em alguns materiais de construção utilizados em Bangladesh. No Canadá, Zilkovsky e Kennedy⁽⁴⁰⁾ determinaram a concentração de radionuclídeos naturais em materiais de construção e calcularam a dose equivalente efetiva devida à presença dos mesmos. Além destes trabalhos pode-se destacar ainda um estudo recente realizado por pesquisadores italianos no Estado do Rio Grande do Norte⁽²⁰⁾. Nesse estudo foram determinadas as concentrações de radionuclídeos naturais em

materiais de construção e foi calculada a taxa de dose equivalente efetiva devida a esses materiais.

No início do ano de 1990 foi criada no município de Santo André a Empresa Municipal de Habitação Popular para elaborar projetos e conseguir recursos financeiros dos governos estadual e federal para a realização de programas de casas populares. O objetivo destes projetos era remover centenas de famílias que moravam em favelas, habitando áreas consideradas de risco devido a desabamentos. Por meio de um programa denominado Programa de Moradia Económica, a prefeitura cedia os terrenos, a Empresa Municipal de Habitação Popular fornecia os materiais de construção e a Divisão de Habitação fornecia o apoio técnico para os moradores construírem as casas.

O programa da prefeitura compreende dois tipos de habitações: sobrados de toras de madeira e casas térreas de quarto-sala e banheiro, construídas de modo simples, utilizando blocos de concreto cimentados para as paredes, laje e viga de concreto no teto e uma base de concreto no chão.

Estudos mundiais dos níveis de radioatividade em residências devida aos materiais de construção mostraram que as concentrações de radionuclídeos naturais na madeira são baixas, enquanto que no concreto e na areia apresentam valores bem mais altos⁽²⁹⁾.

Quando do conhecimento do Programa de Moradia Económica, surgiu o interesse de se estudar os níveis de radioatividade nas casas térreas de quarto-sala e banheiro, pois há muito pouca informação sobre os materiais de construção do Brasil e no conjunto habitacional da Cata Preta foram empregados materiais de mesma procedência, que nos estudos mundiais apresentavam concentrações reconhecidamente altas de radionuclídeos naturais.

O objetivo do presente trabalho é a avaliação do impacto

radiológico causado nos moradores destas casas populares financiadas pela prefeitura de Santo André, a partir do estudo dos níveis da radiação gama nos materiais empregados na construção e da concentração de radônio no ar dessas moradias. Essa avaliação é feita mediante o conhecimento da dose de radiação devida à irradiação externa e interna recebida por esses moradores, determinada a partir dos resultados da concentração dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção (exposição gama) e da concentração de radônio no ar das residências. A simplicidade da construção facilitou o cálculo da dose de radiação proveniente dos materiais de construção usando modelos já conhecidos da literatura para habitações semelhantes⁽³⁷⁾.

Foi escolhido para o estudo o conjunto habitacional da Cata Preta, situado na periferia de Santo André. Este conjunto é composto de cerca de 40 casas iguais. Cada casa é uma habitação térrea de dois cômodos (quarto/sala e banheiro) de aproximadamente 15 m² com paredes de bloco de concreto, teto de laje pré-moldada e piso de cimento. Os principais materiais utilizados nessa construção são: areia, pedra, cimento, blocos de concreto e laje. Todos esses materiais foram doados pela prefeitura de Santo André, dos mesmos lotes, antes de começar as construções. Até o fim das medidas de exposição gama, os moradores já ocupavam as habitações.

Este trabalho é dividido em sete capítulos. No capítulo 2 é determinada a concentração dos radionuclídeos naturais nos materiais utilizados nas casas populares, a partir da medida da radiação gama proveniente desses materiais, para um posterior cálculo da taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa.

No capítulo 3, são apresentados vários métodos de determinação da concentração de radônio no ar com ênfase no método dos detectores de traços, utilizado neste trabalho. Ainda neste capítulo são apresentadas as concentrações de ²²²Rn no ar das

moradias. Os detectores de traços foram colocados nas residências já habitadas e os períodos de medida coincidiram com a mudança das estações.

O capítulo 4 apresenta a determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn a partir da concentração de ^{226}Ra nos materiais de construção e o cálculo das taxas de ventilação das residências estudadas durante os períodos em que foram feitas as medidas da concentração de radônio no ar.

O capítulo 5 trata da determinação da taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa resultante da presença dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção.

No capítulo 6 é apresentada a determinação da taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação do ^{222}Rn presente no ar das residências.

Finalizando, no capítulo 7 são apresentadas as conclusões gerais quanto ao impacto radiológico nos moradores das casas populares do conjunto habitacional da Cata Preta em Santo André, obtidas a partir do estudo da presença dos radionuclídeos naturais nos materiais empregados na construção destas habitações.

CAPÍTULO 2

DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE RADIAÇÃO GAMA

Para a avaliação do impacto radiológico provocado nos moradores das casas populares do conjunto habitacional da Cata Preta em Santo André devido à presença de elementos radioativos nos materiais de construção, é necessário conhecer-se os níveis de radiação gama presente no meio ambiente.

Por meio de espectrometria gama pode-se determinar os emissores gama presentes nos materiais de construção bem como a quantidade em que eles se encontram nos mesmos. Conhecendo-se a concentração dos radionuclídeos de interesse nos materiais pode-se determinar os níveis de radiação gama do ambiente. Os principais radionuclídeos que contribuem para os níveis de

radiação gama são o ^{40}K e os isótopos emissores gama que compõem as séries naturais do ^{238}U e do ^{232}Th .

O ^{40}K decai com 89,3 % de probabilidade por emissão de partícula β^- de 1,32 MeV para o ^{40}Ca , um isótopo estável do cálcio. Aproximadamente 11 % do ^{40}K decai por captura eletrônica da camada K para um estado excitado que decai para o isótopo estável ^{40}Ar por emissão de um raio gama de 1460 keV⁽²⁴⁾ (figura 2.1).

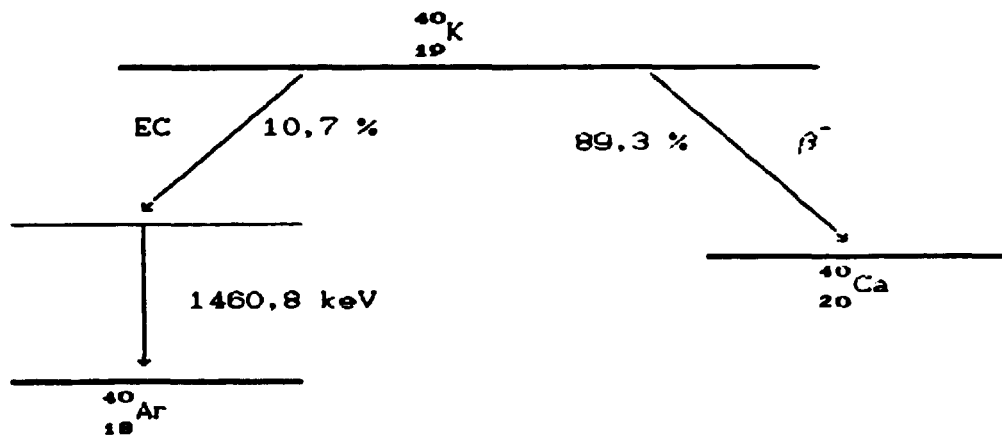


Fig.2.1: Esquema de decaimento do ^{40}K ⁽²⁴⁾

O ^{238}U decai por emissão alfa para o ^{234}Th e depois sucessivamente por emissão β^- ou alfa para outros radionuclídeos emissores alfa, beta e/ou raios gama, até o ^{206}Pb estável, compondo a série do urânio⁽³³⁾ (figura 1.1). Entre os vários radionuclídeos emissores de radiação gama de diversas intensidades presentes nas série do ^{238}U , pode-se destacar como de interesse neste trabalho o ^{214}Pb e o ^{214}Bi .

O ^{232}Th decai por emissão alfa para o ^{228}Ra e sucessivamente por emissão β^- ou alfa para radionuclídeos emissores alfa, beta e/ou gama, até o ^{208}Pb estável, dando origem à série do tório⁽¹³⁾ (figura 1.2). Os radionuclídeos emissores de radiação gama na série do ^{232}Th de interesse, neste trabalho são o ^{212}Pb , o ^{212}Bi e o ^{228}Ac .

Um aspecto de grande importância na determinação da concentração de urânio e tório nos materiais de construção é o que diz respeito ao equilíbrio radioativo entre os radionuclídeos da série do urânio e seus filhos e os radionuclídeos da série do tório e seus filhos⁽¹³⁾. Este equilíbrio geralmente é interrompido durante a extração e processamento das matérias primas ou durante a produção dos materiais de construção. Entretanto, durante o processo de produção dos materiais de construção, normalmente, nenhum dos radionuclídeos das séries do urânio e do tório é retirado desses materiais⁽¹⁵⁾.

No caso da série do urânio, os radionuclídeos anteriores ao ^{226}Ra (figura 1.1) emitem radiação gama de baixas energias e intensidades muito fracas que não contribuem relevantemente para a exposição. Assim, a maior importância na série do urânio é atribuída ao ^{226}Ra . A maior parte dos produtos de decaimento do ^{226}Ra possui meia-vida curta, portanto o equilíbrio radioativo é alcançado num período de tempo relativamente pequeno, desde que se garanta que o radônio não escape do material. A partir destas considerações, a atividade específica de ^{226}Ra pode ser determinada por meio de seus filhos ^{214}Pb e ^{214}Bi ^(15,24).

Para a série do tório, apenas o equilíbrio entre o ^{232}Th e o ^{228}Th é essencial para a determinação da concentração de ^{232}Th . Este equilíbrio pode ser interrompido pela perda de ^{228}Ra durante o processo de produção de alguns materiais de construção. Esta perda é estimada em aproximadamente 10%, o que faz com que se possa supor o equilíbrio entre o ^{232}Th e seus filhos, permitindo a determinação da concentração de ^{232}Th a partir dos seus filhos

2.1 - Parte experimental

Os materiais utilizados na construção das casas populares e doados pela prefeitura de Santo André são: cimento, areia, concreto, pedra, tijolo de laje e viga de laje. Todos esses materiais foram analisados por espectrometria gama de alta resolução e os níveis de radiação gama foram calculados a partir da medida dos espectros gama desses materiais. Num espectro gama, o centróide do pico permite a identificação do radionuclídeo e a área obtida dá informações sobre a quantidade do radionuclídeo presente na amostra ⁽²⁰⁾.

Para obter áreas com a precisão desejada num tempo razoável de contagem foram escolhidas as transições gama de maior intensidade das séries do urânio e do tório. Assim, da série do ^{238}U foram consideradas nos cálculos as transições de 352 keV do ^{214}Pb e 609 keV do ^{214}Bi e da série do ^{232}Th as transições de 238 keV do ^{212}Pb , 727 keV do ^{212}Bi e 911 keV do ^{228}Ac . No caso do ^{40}K foi analisada a transição única de 1460,8 keV.

2.1.1 - Preparo das amostras

Devido à falta de homogeneidade na composição e estrutura dos materiais de construção, a massa e o volume das amostras devem ser os maiores possíveis ⁽¹⁵⁾. Os frascos Marinelli são os recipientes que possuem a melhor geometria para grandes amostras, pois envolvem todo o volume do detector ⁽¹⁶⁾ (figura 2.2).

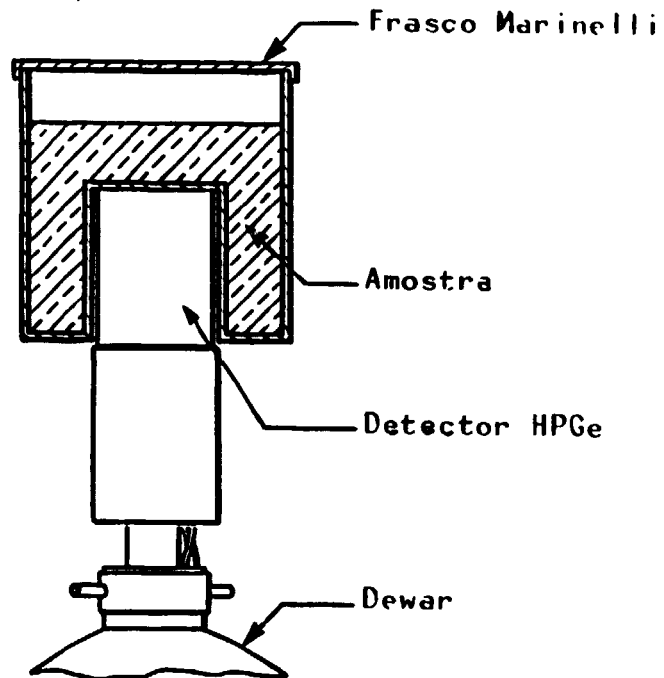


Fig.2.2: Detector HPGe com amostra em frasco Marinelli

Para os materiais de construção⁽¹⁵⁾ foi utilizada uma geometria de frasco Marinelli de 860 mL com 850 mL de amostra.

As amostras de areia, pedra e cimento foram colocadas diretamente nos frascos Marinelli.

As amostras de bloco de concreto, tijolo da laje e viga da laje foram quebradas em pedaços pequenos antes de serem colocadas nos frascos Marinelli.

A fim de se obter resultados precisos, a partir das quantidades doadas pela prefeitura de Santo André foi preparado o maior número de amostras possível. A massa das amostras foi medida com uma balança Marte modelo A 5000. Na tabela 2.1 encontram-se o número de amostras conseguido para cada material e a massa média das amostras para cada um dos materiais de construção. Este valor representa somente uma indicação da massa média das amostras.

Tabela 2.1: Massas médias das amostras de materiais de construção analisadas.

material	quantidade de amostras	massa média (g)
concreto	10	1200
areia	10	1300
pedra	8	1100
cimento	5	950
tijolo laje	2	905
viga laje	1	1056

Após o preparo, os frascos Marinelli foram selados⁽²⁸⁾, para que o gás ^{222}Rn não escape, e armazenados durante aproximadamente 4 semanas para que fosse atingido o equilíbrio radioativo⁽⁴⁹⁾ entre o ^{226}Ra e seus filhos.

2.1.2 - Sistema de contagem

As amostras foram medidas com um detector de germânio hiperpuro com eletrônica convencional (fonte de tensão Ortec 659 e um amplificador Ortec 572). O sistema de aquisição de dados é composto de um ADCAM Ortec 918A com multiplexer Ortec 476-8 acoplados a um microcomputador PC/AT 386SX. Os espectros gama foram adquiridos em 4 K de memória, numa faixa de energia de 60 a 3000 keV.

2.1.3 - Análise dos espectros

Para estabelecer o tempo de contagem, algumas amostras de areia foram medidas em diferentes tempos. Observou-se que, para um tempo de contagem de 25000 segundos, as áreas obtidas para os radionuclídeos de interesse tinham erros percentuais não maiores que 5%. Levando em consideração também a necessidade da otimização do tempo de utilização do detector por outros pesquisadores, foi escolhido o tempo de contagem de 25000 segundos para todas as amostras.

Qualquer sistema de detecção de raios gama com detector de germânio apresenta uma radiação de fundo característica do ambiente e que depende fortemente da geometria de contagem. A determinação da radiação de fundo do sistema utilizado neste trabalho para a geometria de contagem dos materiais de construção foi feita utilizando-se um frasco Marinelli de 860 mL com 850 mL de água, que simulava a amostra a ser medida, medida no mesmo tempo de contagem das amostras. Esta radiação de fundo foi descontada de todas as amostras medidas.

Os espectros gama obtidos foram analisados com o programa MicroSAMPO⁽⁹⁾ de análise de espectros.

MicroSAMPO é um programa de análise de espectros gama para computadores pessoais que incorpora algoritmos da versão principal SAMPO⁽³⁰⁾. Este programa permite a interação do usuário à medida que o ajuste dos picos é processado de modo a se poder mudar os parâmetros durante a análise⁽¹⁾. Com este programa foi possível fazer-se a determinação das intensidades e das energias dos picos, o registro dos resultados e as calibrações em energia.

A figura 2.3 mostra um espectro analisado com o programa MicroSAMPO.

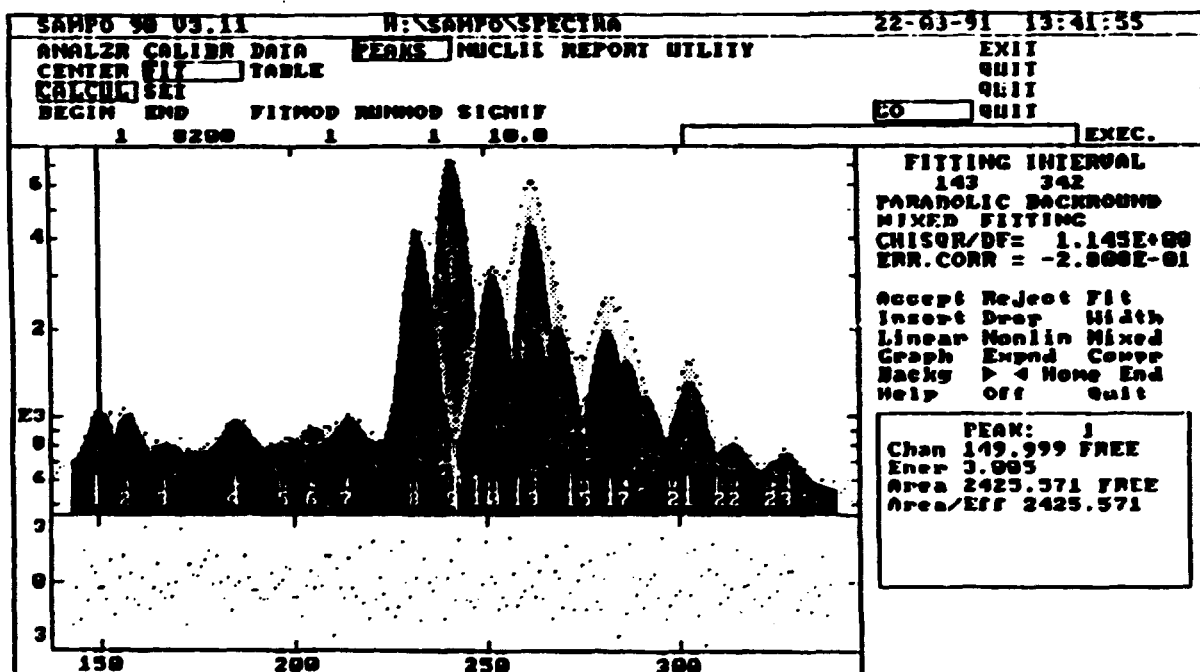


Fig.2.3: Análise de espectro com o programa MicroSAMPO

2.2 - Determinação da concentração de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nos materiais de construção

A determinação da concentração dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção foi feita por meio da seguinte equação, utilizando-se um programa de computador⁽⁴⁴⁾:

$$C = \frac{\text{Área} - \text{BG}}{m \ t \ \epsilon \ I_{\gamma}} \quad (2.1)$$

onde:

- C - concentração do radionuclídeo de interesse (Bq/kg)
- Área - área do pico da transição gama considerada
- BG - radiação de fundo para a transição gama considerada
- m - massa da amostra (kg)
- t - tempo de contagem (s)
- ϵ - eficiência do detector
- I_{γ} - intensidade absoluta da transição gama considerada

Para o cálculo da concentração (eq. 2.1) foram utilizados os dados experimentais da área, da radiação de fundo, da massa e do tempo de contagem. A massa considerada no cálculo da concentração é a massa real de cada amostra e não o valor médio da tabela 2.1. As intensidades absolutas das transições gama foram obtidas na literatura⁽⁷⁾.

A eficiência ϵ de um detector HPGe depende da geometria e da densidade da amostra a ser medida. Para o detector utilizado, já foram previamente determinadas⁽⁴⁴⁾ as curvas de eficiência para várias densidades na geometria de frasco Marinelli com 950 mL de amostra, numa faixa de energia de 60 a 3000 keV.

Assim, para poder utilizar esses dados foi necessário determinar a densidade dos materiais de construção analisados. Para as amostras de bloco de concreto, pedra, viga de laje e tijolo de laje foram determinadas duas densidades, uma relativa à geometria de medida, utilizada na comparação da densidade para as curvas de eficiência (determinação da concentração) e outra, chamada densidade real do material de construção, utilizada em cálculos posteriores (taxas de dose equivalente). Na tabela 2.2 estão mostradas as densidades reais dos materiais de construção (d_{real}), as densidades dos materiais de construção para a geometria de frasco Marinelli com 850 mL de amostra (d_{Mar}) e as densidades para as quais foram determinadas as curvas de eficiência (d_e). O erro entre d_{Mar} e d_e está dentro do erro das curvas de eficiência utilizadas no cálculo das concentrações.

Tabela 2.2: Densidades dos materiais de construção analisados e densidade para as curvas de eficiência

material	d_{real} (g/cm ³)	d_{Mar} (g/cm ³)	d_e (g/cm ³)
areia	1,58	1,58	1,42
concreto	2,02	1,44	1,42
pedra	2,71	1,35	1,42
viga laje	2,61	1,24	1,21
cimento	1,15	1,15	1,21
tijolo laje	2,18	1,06	0,99

O erro associado à concentração para cada uma das transições consideradas foi calculado por propagação. Este erro

leva em consideração o erro da área obtida para a amostra e para a radiação de fundo, o erro da intensidade gama, o erro na eficiência para cada transição gama utilizada e o erro da balança utilizada na medida da massa das amostras.

A título de ilustração, na tabela 2.3 são mostradas as concentrações obtidas para cada uma das transições consideradas, para uma amostra de cada tipo de material analisado. Os resultados indicam que há equilíbrio radioativo na amostra. Para todas as amostras analisadas foram obtidos resultados semelhantes.

Tabela 2.3: Concentrações em Bq/kg para cada uma das transições consideradas

		Concentrações (Bq/kg)		
trans. \ mat.		areia	cimento	pedra
	$^{214}\text{Pb}(\text{C}^{238}\text{U})$		$32,0 \pm 1,2$	$53,9 \pm 1,9$
$^{214}\text{Bi}(\text{C}^{238}\text{U})$		$32,9 \pm 1,2$	$51,1 \pm 1,9$	$14,7 \pm 0,7$
$^{212}\text{Pb}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$56,4 \pm 3,0$	$17,6 \pm 0,9$	$62,5 \pm 3,2$
$^{212}\text{Bi}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$54,8 \pm 7,0$	$19,4 \pm 3,0$	$68,1 \pm 9,0$
$^{228}\text{Ac}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$55,5 \pm 11,0$	$18,2 \pm 2,7$	$63,2 \pm 8,1$

		Concentrações (Bq/kg)		
trans. \ mat.		concreto	tijolo	viga
	$^{214}\text{Pb}(\text{C}^{238}\text{U})$		$20,0 \pm 0,9$	$39,4 \pm 1,5$
$^{214}\text{Bi}(\text{C}^{238}\text{U})$		$22,6 \pm 0,9$	$39,7 \pm 1,6$	$29,4 \pm 1,3$
$^{212}\text{Pb}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$98,1 \pm 5,2$	$55,9 \pm 2,9$	$24,4 \pm 1,3$
$^{212}\text{Bi}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$103,0 \pm 13,7$	$54,4 \pm 6,6$	$26,6 \pm 4,1$
$^{228}\text{Ac}(\text{C}^{232}\text{Th})$		$95,9 \pm 12,2$	$54,3 \pm 7,8$	$25,2 \pm 3,7$

A concentração de ^{226}Ra e de ^{232}Th para cada amostra medida foi calculada supondo-se o equilíbrio radioativo das séries do ^{238}U e do ^{232}Th .

A concentração de ^{226}Ra para cada uma das amostras foi obtida a partir das atividades específicas do ^{214}Bi e do ^{214}Pb .

$$C(^{226}\text{Ra}) = \frac{C(^{214}\text{Pb}) + C(^{214}\text{Bi})}{2} \quad (2.2)$$

A concentração de ^{232}Th para cada uma das amostras foi determinada a partir das concentrações do ^{212}Pb , do ^{212}Bi e do ^{228}Ac .

$$C(^{232}\text{Th}) = \frac{C(^{212}\text{Pb}) + C(^{212}\text{Bi}) + C(^{228}\text{Ac})}{3} \quad (2.3)$$

O erro na concentração de cada uma das amostras de material foi calculado como o desvio-padrão das concentrações das transições consideradas.

A concentração média para cada material de construção foi determinada a partir da média das concentrações para todas as amostras analisadas daquele material. Para a viga da laje não foi possível calcular a concentração pois trata-se de amostra única.

$$\bar{C}_{mat. i} = \frac{\sum C_i}{n}$$

onde:

$C_{mat. i}$ - concentração média para cada material (Bq/kg)

C_i - concentração para cada amostra de material (Bq/kg)

O erro associado às concentrações médias foi calculado como sendo o desvio-padrão da população.

Na tabela 2.4 são apresentados os resultados das concentrações médias de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em Bq/kg para todos os tipos de materiais de construção analisados, bem como os desvios-padrão associados a estas concentrações médias. Na tabela 2.5 encontram-se as concentrações obtidas na literatura. Não foi possível encontrar valores para a viga da laje e para o tijolo da laje. Entretanto, no caso da viga da laje as concentrações de ^{226}Ra obtidas estão dentro do esperado, pois a viga é composta basicamente de ferro e concreto e sua concentração de ^{226}Ra é muito próxima ao valor obtido para o concreto. Para o tijolo da laje observa-se que a concentração de ^{226}Ra obtida é menor que o valor de 50 Bq/kg encontrado para tijolo comum⁽⁴²⁾.

Tabela 2.4: Concentrações médias (Bq/kg) de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em materiais de construção, obtidas neste trabalho.

material	Concentrações média (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
areia	31,2 ± 1,9	56,6 ± 4,5	349,0 ± 9,7
cimento	53,3 ± 1,2	18,7 ± 0,6	159,5 ± 6,3
pedra	14,0 ± 0,8	64,3 ± 6,8	866,0 ± 52,4
concreto	21,5 ± 0,6	98,3 ± 2,2	1049,9 ± 17,7
viga laje	28,8 ± 0,8	25,4 ± 1,2	331,9 ± 11,9
tijolo laje	41,4 ± 2,5	58,8 ± 5,5	605,3 ± 35,8

Tabela 2.5: Concentrações médias de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em de construção, obtidas na literatura^(12,15,29)

material	Concentração da literatura (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
areia	7 — 81	9 — 104	37 — 866
cimento	1 — 204	11 — 192	18 — 555
pedra	12 — 56	2 — 93	26 — 1262
concreto	8 — 146	9 — 225	394 — 1856

Pode-se observar que os resultados obtidos estão em concordância com os valores da literatura, os quais apresentam uma grande faixa de variação, já que são relativos a trabalhos de diversos países com materiais de vários tipos e procedências^(12,15,29).

CAPÍTULO 3

DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE RADÔNIO NO AR

Um outro aspecto que deve ser considerado na avaliação das doses recebidas pelos moradores das casas populares é o que diz respeito à concentração de radônio presente no ar das residências.

Todos os isótopos do radônio, membros das três séries radioativas naturais⁽⁹⁹⁾: ^{219}Rn (série do ^{235}U), ^{220}Rn (série do ^{232}Th) e ^{222}Rn (série do ^{238}U), são radioativos e emissores de partículas alfa. As meias-vidas do ^{219}Rn (3,96 s) e do ^{220}Rn (55,6 s) são muito curtas quando comparadas com a meia-vida de 3,83 d do ^{222}Rn . Além disto, o ^{235}U representa somente 0,7 % do urânio natural, o que torna a sua presença pouco significativa do

ponto de vista radiológico. Assim, devido a essas propriedades é interessante conhecer-se somente a atividade de ^{222}Rn ⁽³³⁾.

O ^{222}Rn é formado como um produto da série radioativa do ^{238}U , elemento presente na crosta terrestre numa proporção de 5 ppm. ⁽³⁶⁾

O decaimento do ^{238}U no solo dá origem a vários elementos (ver figura 1.1), dentre eles o ^{222}Rn . O ^{222}Rn é um gás nobre que tem a capacidade de se difundir através do solo, podendo emanar para o interior de ambientes. Assim, existe um certo fluxo de átomos de ^{222}Rn vindos do solo, em toda a crosta terrestre, que depende do conteúdo de ^{238}U no solo e da maior ou menor resistência que o solo oferece à difusão do ^{222}Rn ⁽³⁶⁾.

Seguindo a série, o radônio, por sua vez, decai para outros isótopos, os filhos do radônio. Os produtos de decaimento do ^{222}Rn de meia-vida curta: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po são quimicamente ativos, de modo que, quando incorporados, podem se depositar no pulmão. Suas meias-vidas são tão pequenas que é provável que eles decaiam até o ^{210}Pb de meia-vida longa, antes do pulmão poder eliminá-los. As partículas alfa emitidas no decaimento do ^{218}Po e ^{214}Po fornecem à camada dos brônquios uma dose substancial de radiação que é a causa provável de elevadas taxas de câncer no pulmão entre trabalhadores das minas de urânio ⁽³⁴⁾.

A maior parte do radônio encontrado no ar das residências se origina do solo debaixo dessas construções ⁽³²⁾. No entanto, não apenas o solo, mas também os materiais de construção das residências são fontes de radônio, uma vez que esses materiais são fabricados a partir de substâncias retiradas do solo ^(19,36).

A concentração de ^{222}Rn no solo alcança valores entre 10000 e 75000 Bq/m³ ⁽³⁶⁾. A quantidade de radônio formado que escapa de um material por unidade de tempo é conhecida como taxa

de *emanação*⁽³³⁾. Para o solo a taxa de *emanação* tem um valor médio da ordem de $20 \text{ Bq/m}^3 \cdot \text{h}$ ⁽³⁶⁾, enquanto que para materiais de construção o valor médio é da ordem de $2 \text{ Bq/m}^3 \cdot \text{h}$ ⁽³⁶⁾.

A taxa de transferência de atividade por unidade de área do material para o ar é chamada de *taxa de exalação*. Para o solo, essa taxa alcança valores entre 7 e $250 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$ ⁽⁴²⁾, enquanto que para materiais de construção foram encontrados valores variando desde $7 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$ para concreto até $1,1 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$ para tijolos⁽⁴²⁾.

Comparando-se os valores das taxas de *emanação* e *exalação* de radônio para o solo e materiais de construção, pode-se notar que o solo contribui muito mais para os níveis de radônio no meio ambiente que os materiais de construção.

O radônio contido no solo muitas vezes se dissolve nas águas subterrâneas⁽³¹⁾. Por ser inerte, este gás não combina com outras substâncias, sendo, portanto, bastante solúvel. Devido a essa grande solubilidade, a *emanação* de radônio da água, em temperaturas e pressões normais, é pequena quando comparada com a *emanação* de radônio do solo. O radônio da água pode ser removido por aquecimento, pela redução da pressão externa ou pelo borbulhamento de outro gás através da água^(32,39).

A *emanação* de radônio de diversas fontes (solo, materiais de construção e água) leva a uma contaminação radioativa tanto do ar no interior de ambientes como da atmosfera da Terra. A taxa de ventilação de um ambiente, isto é, a razão de troca de ar do interior de um ambiente para o ar livre, é um dos fatores que determina o nível de concentração de radônio no ar desse ambiente. No interior de ambientes, a concentração de ^{222}Rn no ar tem um valor médio mundial de 50 Bq/m^3 ⁽³⁶⁾ enquanto que para o ar livre tem um valor médio mundial de 5 Bq/m^3 ⁽⁴²⁾. Isso se deve ao fato de que o ^{222}Rn tende a se acumular no interior de ambientes, uma vez que, em geral, a taxa de *emanação* é maior que a taxa de saída do ^{222}Rn dada pela ventilação⁽³⁹⁾.

3.1 - Métodos de detecção de radônio no ar

Para medir a atividade de radônio no ar existem várias técnicas que podem ser agrupadas em dois métodos básicos: detecção ativa e detecção passiva. Na detecção ativa uma amostra de vários litros de ar do ambiente onde se deseja efetuar a medida é coletada pelo bombeamento deste ar ambiente. Na detecção passiva não existe um processo de coleta de ar, os detectores são simplesmente expostos ao ar ambiente^(36,49).

Os métodos de detecção podem ainda ser subdivididos na detecção apenas do ^{222}Rn e na detecção dos filhos do ^{222}Rn .

A escolha da técnica de medida é baseada no tipo de informações necessárias, no tempo de amostragem, na sensibilidade dos instrumentos e nos custos do projeto⁽¹⁴⁾.

3.1.1 - Detecção ativa de ^{222}Rn ^(8,33,36)

A amostra de ar é coletada por meio do bombeamento do ar ambiente. Para que somente o ^{222}Rn esteja presente, a amostra ou é filtrada para a retirada dos átomos dos filhos do ^{222}Rn ou é deixada em repouso durante um tempo de espera de 3 ou 4 horas para que praticamente todos os átomos dos filhos do ^{222}Rn desapareçam por meio do decaimento radioativo. Após a filtragem ou tempo de espera, restam na amostra de ar coletada apenas o ^{222}Rn e os seus filhos produzidos após a coleta de ar. A amostra é então colocada num sistema de contagem onde o detector pode ser tanto uma câmara de Lucas como uma câmara de ionização.

A câmara de Lucas é um recipiente metálico, de plástico ou de vidro, cujas paredes são revestidas com material

cintilador ZnS(Ag). As cintilações produzidas pela incidência das partículas alfa sobre as paredes internas da câmara são amplificadas por uma fotomultiplicadora.

Na câmara de ionização, a incidência de partículas alfa produz corrente elétrica.

Por meio do conhecimento da eficiência de detecção, do volume de ar coletado e da fração de átomos de ^{222}Rn que decaem no intervalo de tempo entre a coleta e a medida, pode-se estabelecer uma relação entre a atividade medida e a atividade de ^{222}Rn no ar ambiente.

Um outro método bastante utilizado para se medir ativamente o ^{222}Rn é o chamado Método dos Dois Filtros. O equipamento consiste de um filtro de alta eficiência, que retém aerossóis atmosféricos, particularmente os produtos de decaimento do ^{222}Rn , uma câmara ou tubo, um filtro de saída para a coleção dos produtos filhos formados na câmara durante a passagem do gás e uma bomba para bombear o ar através do sistema.

Nesse método, uma certa quantidade de ar é bombeada através do primeiro filtro ao longo da câmara até o segundo filtro durante aproximadamente 5 minutos. Após isso, o segundo filtro é retirado e colocado em contato com um sistema de detecção. A atividade desse filtro, quando corrigida para o crescimento e decaimento dos produtos filhos e para a perda dos filhos que ficaram retidos nas paredes da câmara, fornece uma estimativa da atividade do gás radônio.

3.1.2 - Detecção ativa dos filhos do $^{222}\text{Rn}^{(36)}$

A detecção ativa dos filhos do ^{222}Rn também se baseia na

utilização de filtros. Nesse caso, uma certa quantidade de ar é bombeada através de um filtro, o qual é levado até um sistema de contagem, sendo então detectada a atividade dos filhos do ^{222}Rn que são retidos no filtro.

As quantidades relativas de cada um dos filhos do ^{222}Rn podem ser obtidas separadamente por meio de espectrometria alfa ou então por meio de uma técnica conhecida como "Método de Contagem Integrada". Essa segunda modalidade se baseia na detecção da atividade alfa apresentada pelos filtros durante três intervalos de tempo diferentes (normalmente de 2 a 5 minutos, de 6 a 20 minutos e de 21 a 30 minutos), após o período de coleta dos filhos do ^{222}Rn . Por meio das leis do decaimento radioativo⁽¹⁸⁾, pode-se estabelecer uma relação entre a atividade de cada um dos filhos do ^{222}Rn e as medidas obtidas nos três períodos de contagem.

3.1.3 - Detecção passiva de ^{222}Rn ^(14.36.41)

A técnica mais comumente empregada neste tipo de detecção é baseada na utilização de câmaras de difusão. As câmaras de difusão são recipientes permeáveis apenas ao ^{222}Rn , ou seja, o ^{222}Rn consegue penetrar nesses recipientes, mas não seus filhos. O detector situado no interior da câmara de difusão [geralmente um detector sólido de traços nucleares - Solid State Nuclear Track Detector (SSNTD)], registra as partículas alfa do ^{222}Rn que penetrou na câmara e também as partículas alfa dos filhos do ^{222}Rn que foram produzidas no interior da câmara. Por meio de um fator de calibração, pode-se estabelecer uma relação entre a quantidade de traços detectados e a atividade do ^{222}Rn no ar ambiente.

Uma outra técnica, desenvolvida recentemente, que visa a

medição passiva do ^{222}Rn , se baseia na utilização de carvão ativado. Uma amostra de carvão ativado é deixada em contato com o ar ambiente durante um certo período de tempo (normalmente utiliza-se um tempo de exposição de alguns dias). O carvão ativado tem a propriedade de adsorver átomos de ^{222}Rn . Após um período mínimo de 3 horas a partir do final da exposição (para que seja estabelecido o equilíbrio radioativo entre o ^{222}Rn e seus filhos), a amostra de carvão é contada num detector de radiação gama. A detecção da atividade gama dos filhos do ^{222}Rn (^{214}Pb e ^{214}Bi), formados pelo decaimento do ^{222}Rn , no interior da amostra de carvão, permite que seja avaliada a concentração de ^{222}Rn presente no ar ambiente.

3.1.4 - Detecção passiva dos filhos do ^{222}Rn ^(36,43)

Nesse tipo de técnica de detecção, os detectores são expostos ao ar ambiental sem qualquer restrição quanto aos filhos do ^{222}Rn . Podem ser utilizados detectores de traços e dosímetros termoluminescentes (TLD - Thermoluminescent Dosimeter). A principal desvantagem no uso de dosímetros termoluminescentes é a baixa sensibilidade para partículas alfa comparada com a sensibilidade para partículas beta e raios gama. O detector de traços é o detector mais comumente utilizado e detecta a atividade alfa devida ao ^{222}Rn e seus filhos.

3.1.5 - Detectores sólidos de traços nucleares ^(4,5,33,34,36,43)

Neste trabalho, para a determinação da atividade de radônio no ar, foi utilizado o método de detecção passiva com detectores sólidos de traços nucleares, numa câmara de difusão.

Quando uma partícula pesada (fragmentos de fissão, partículas alfa, prótons, etc.) incide sobre um detector de traços, provoca um desarranjo na estrutura molecular do mesmo (traço latente) o qual pode se estender por vários micrometros dependendo da energia da partícula incidente. Esse traço é lido num microscópio óptico e fornece informações sobre a radiação que o produziu. Para que os traços sejam observáveis no microscópio óptico é necessário primeiro revelá-los, o que é feito ou com ataque químico ou com ataque eletroquímico. Nesse segundo processo, junto com o ataque químico habitual, aplica-se alta voltagem no material a ser analisado. Esse tipo de revelação, apesar de prejudicar de certa forma a regularidade do formato dos traços, facilita a análise dos detectores por processos automáticos.

Até o momento, existem aproximadamente 150 materiais detectores de traços conhecidos. Os mais comuns são: o nitrato de celulose (LR-115), os policarbonatos (MAKROFOL e LEXAN) e o allyldiglycol-carbonato (CR-39). Todos esses materiais são utilizados na dosimetria de radônio e são insensíveis a partículas beta e raios gama.

Ao contrário do CR-39, a qualidade do MAKROFOL não varia muito de um grupo de detectores para outro. O MAKROFOL é produzido industrialmente como uma folha, em grandes quantidades, enquanto que até o momento ainda não foi possível a produção de CR-39 em grandes quantidades com qualidade constante. Esse fato barateia o custo do MAKROFOL, tornando mais interessante economicamente o seu uso.

Na figura 3.1 são resumidos os métodos de detecção e as técnicas utilizadas para medir radônio no ar⁽³⁶⁾.

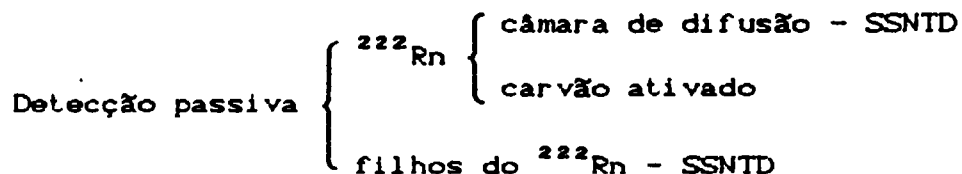
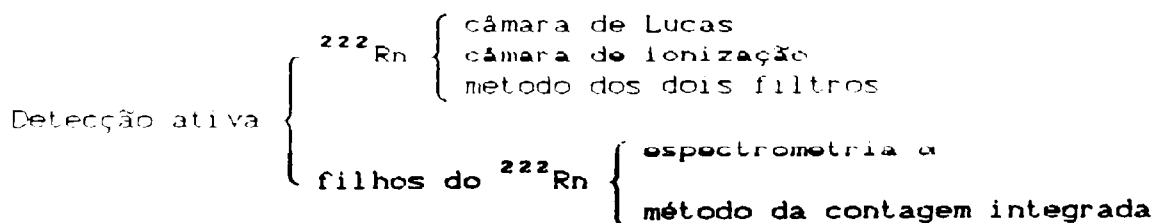


Fig. 3.1: Métodos e técnicas de detecção de ^{222}Rn e filhos

3.2 - Determinação da concentração de ^{222}Rn no ar

A concentração de ^{222}Rn no ar das residências do conjunto habitacional da Cata Preta em Santo André foi determinada utilizando-se o método passivo com detectores de traços de plástico MAKROFOL.

Estes detectores foram fornecidos pelo Instituto de Engenharia Nuclear (IEN) do Rio de Janeiro, que também realizou a leitura e enviou os resultados. O tempo de exposição foi estipulado em 3 meses, de acordo com a orientação dos pesquisadores do IEN⁽⁶⁾.

O ideal seria colocar detectores nas 40 residências do conjunto habitacional da Cata Preta. Contudo, devido ao longo tempo de exposição (1 ano) e à resistência apresentada por alguns moradores, conseguiu-se permissão somente dos habitantes de 8 residências. Para aumentar a precisão, foram colocados 2 detectores em cada quarto/sala das 8 casas.

Para que se tenha um período longo de monitoração, cobrindo as variações sazonais e portanto as várias taxas de ventilação, a monitoração do radônio foi realizada durante 1 ano, com trocas trimestrais dos detectores, acompanhando as estações do ano.

Os detectores de traços puderam ser colocados somente após o término da construção, em fins de novembro de 1992. Assim, a monitoração começou somente em dezembro de 1992.

Foram realizadas 4 trocas dos detectores de traços, cobrindo o verão (dezembro 92 - fevereiro 93), o outono (março 93 - maio 93), o inverno (junho 93 - agosto 93) e a primavera (setembro 93 - dezembro 93).

Na tabela 3.1 são apresentados os resultados fornecidos pelo IEN, referentes aos períodos de monitoração, em termos da concentração de radônio no ar, em Bq/m^3 .

Tabela 3.1: Concentração de ^{222}Rn no ar das residências (Bq/m^3)

residência	Concentração (Bq/m^3)			
	VERÃO ^(a)	OUTONO ^(b)	INVERNO ^(c)	PRIMAVERA ^(d)
1 ^f	32±4 29±4	— —	— —	— —
2	30±4 31±5	38±5 41±6	— ^h —	— ^h —
3	26±3 28±4	31±4 35±5	— ^h —	— ^h —
4	28±4 30±4	37±5 40±6	40±6 45±6	38±7 42±7
5	22±3 24±3	28±4 26±4	36±6 38±6	— ^h —
6	30±4 32±4	36±5 37±5	40±6 38±5	— ^h —
7	— —	34±2 ^g 37±2	42±6 38±5	38±7 35±6
8 ^e	— —	— —	— —	— —
média ^t	29±3	35±5	40±3	38±3
média ^j	29±1	37±2	41±3	38±3

a. Período: de 14/12/92 a 15/03/93

b. Período: de 15/03/93 a 28/06/93

c. Período: de 28/06/93 a 29/09/93

d. Período: de 29/09/93 a 15/12/93

- e. Os detectores foram inutilizados pelos moradores durante o primeiro período e não permitiram posterior colocação.
- f. Nessa residência só foi possível a medida da concentração de radônio relativa ao período do verão, pois os detectores colocados em 15/03/93 foram arrancados e jogados fora pelos moradores, que não permitiram nova colocação.
- g. Essas concentrações referem-se a 6 meses de exposição: verão e outono. Os detectores não puderam ser trocados nos primeiros 3 meses, pois os moradores não se encontravam no dia da troca.
- h. Os moradores não permitiram que os detectores continuassem expostos por mais 6 meses.
- i. Concentração média de ^{222}Rn por período, considerando todas as residências.
- j. Concentração média de ^{222}Rn por período, levando-se em consideração apenas as residências monitoradas em todas as estações.

Os resultados apresentados mostram que a concentração de ^{222}Rn no ar das casas populares de Santo André encontra-se abaixo do valor médio mundial que é de $50 \text{ Bq/m}^{3(30)}$.

Pode-se observar um aumento da concentração de radônio do período do verão para o outono e depois no inverno, decrescendo novamente na primavera. O aumento das concentrações do verão para as outras estações já era esperado, pois as taxas de ventilação ou taxas de troca de ar nestes períodos tendem a ser menores do que no verão, uma vez que as residências permanecem mais tempo fechadas. No outono e na primavera esperam-se resultados semelhantes. As diferenças existentes são provocadas por verões ou invernos longos que avançam nas outras estações.

CAPÍTULO 4

DETERMINAÇÃO DA TAXA DE EXALAÇÃO DE ^{222}Rn E DA TAXA DE VENTILAÇÃO

A dose equivalente efetiva causada pela inalação do radônio e seus filhos nos moradores de uma residência é função direta da atividade de radônio no ar ambiente. O radônio no interior da residência provém do decaimento do ^{226}Ra presente nos materiais empregados na construção e no solo da fundação da casa e sua atividade no ar ambiente depende tanto da taxa de exalação de ^{222}Rn destes materiais e do solo como da taxa de trocas de ar do interior para o exterior do ambiente, isto é, da taxa de ventilação.

Assim, para o cálculo da dose equivalente efetiva é importante conhecer a taxa de exalação de ^{222}Rn e a taxa de ventilação para a residência considerada.

Neste trabalho, para a o cálculo da dose equivalente efetiva foram consideradas a taxa de exalação de ^{222}Rn dos materiais de construção, a taxa de exalação de ^{222}Rn do solo abaixo das construções transmitida pelo piso de concreto e a taxa de ventilação do ambiente.

4.1 - Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn

4.1.1 - Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn dos materiais de construção

A taxa de exalação de ^{222}Rn pode ser determinada a partir da concentração de ^{226}Ra nos materiais de construção, pois o ^{222}Rn é filho do ^{226}Ra (figura 1.1).

Para atingir a atmosfera, o radônio deve difundir-se através do material no qual está contido e alcançar a superfície antes do seu decaimento. O caminho de difusão é tortuoso e alguns átomos de radônio podem ficar retidos no material. A quantidade que escapa do material por difusão pode ser descrita matematicamente por meio da taxa de exalação⁽⁴²⁾.

O cálculo da taxa de exalação de radônio é feito conhecendo-se a atividade específica de ^{226}Ra nos materiais de construção, por meio da seguinte equação⁽⁴²⁾:

$$R = \lambda_{Rn} \rho_{mat} C_{Ra} F L_{Rn} \tanh\left(\frac{L_h}{L_{Rn}}\right) \quad (4.10)$$

onde:

- R - taxa de exalação superficial ($Bq/m^2 \cdot h$)
- λ_{Rn} - constante de desintegração do ^{222}Rn (h^{-1})
- ρ_{mat} - densidade do material de construção (kg/m^3)
- C_{Ra} - concentração de ^{226}Ra no material de construção (Bq/kg)
- F - poder de emanação do ^{222}Rn
- L_{Rn} - comprimento de difusão do ^{222}Rn (m)
- L_h - meia-espessura do material de construção (m)

A concentração de ^{226}Ra nos materiais de construção foi obtida a partir dos dados experimentais da tabela 2.4. A densidade utilizada foi a densidade real (d_{real}) dos materiais de construção cujos valores encontram-se na tabela 2.1. Para o poder de emanação (F) e para o comprimento de difusão do radônio no material (L_{Rn}), foram utilizados os valores sugeridos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾. Esses valores encontram-se na tabela 4.1. Para a meia-espessura de cada um dos materiais foram considerados os 7,5 cm relativos à meia-espessura de 15 cm das paredes da habitação, de acordo com a planta das residências, fornecida pelo engenheiro⁽⁹⁵⁾ responsável pela construção.

Tabela 4.1: Valores para o poder de emissão (F) e para o comprimento de difusão do radônio (L_{Rn}) para os vários materiais de construção ⁽⁴²⁾.

material	F	L_{Rn} (m)
concreto	0.20	0.15
cimento	0.01	0.15
areia	0.16	0.15
pedra	0.07	0.15
tijolo laje	0.20	0.15
viga laje	0.20	0.15

Na tabela 4.2 encontram-se os resultados das taxas de exalação de ^{222}Rn obtidas a partir da concentração de ^{226}Ra para os vários materiais de construção.

Tabela 4.2: Taxa de exalação de ^{222}Rn ($Bq/m^2 \cdot h$) para os materiais de construção analisados.

material	taxa de exalação ($Bq/m^2 \cdot h$)
concreto	4.52
cimento	0.32
areia	4.14
pedra	1.38
tijolo laje	9.42
viga laje	7.85

4.1.2 - Determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn do solo

O radônio exalado pelo solo penetra no ar ambiente por difusão, por diferenças de pressão criadas pelo vento, por diferenças entre as temperaturas interna e externa ou ainda por fissuras no concreto das fundações das construções⁽³⁴⁾.

Para a determinação da taxa de exalação de ^{222}Rn do solo do conjunto habitacional da Cata Preta é necessário conhecer-se a concentração de ^{226}Ra neste solo. Assim, foram coletadas e medidas três amostras do solo logo abaixo do piso da residência número 4, localizada na parte central do terreno onde estão distribuídas todas as moradias do conjunto. As concentrações obtidas a partir das amostras medidas foram calculadas pela equação 2.1. Além da concentração de ^{226}Ra , foram determinadas as atividades específicas de ^{232}Th e ^{40}K em cada uma das amostras pelo mesmo método descrito no capítulo 2. A tabela 4.3 apresenta as concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K no solo.

Tabela 4.3: Concentrações médias de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K no solo

radionuclídeo	Concentração média (Bq/kg)
^{226}Ra	23.1 ± 1.1
^{232}Th	27.3 ± 1.2
^{40}K	179.9 ± 12.4

Comparando-se os resultados da concentração de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K no solo com os resultados nos materiais de construção (tabela 2.4), pode-se notar que as concentrações obtidas para o

o solo são menores que as concentrações obtidas para a maioria dos materiais de construção analisados.

Neste trabalho será considerada apenas a quantidade de radônio exalada pelo solo e transmitida por difusão através do piso de concreto, desprezando-se os demais modos de penetração do radônio contido no solo no interior de ambientes.

A taxa de exalação do solo transmitida por difusão através de uma placa de concreto de espessura L foi calculada por meio da seguinte equação⁽⁴²⁾:

$$R_T = R \left[\cosh \left(\frac{L_c}{L_{Rn,conc}} \right) + \frac{F_{solo} L_{Rn,solo}}{F_{conc} L_{Rn,conc}} \sinh \left(\frac{L_c}{L_{Rn,conc}} \right) \right]^{-1} \quad (4.2)$$

onde:

- R_T - taxa de exalação transmitida por difusão do solo através de um pedaço de concreto de espessura L (Bq/m²·h)
- R - taxa de exalação do solo sem cobertura (Bq/m²·h)
- L_c - espessura de concreto (m)
- $L_{Rn,conc}$ - comprimento de difusão do radônio no concreto (m)
- $L_{Rn,solo}$ - comprimento de difusão do radônio no solo (m)
- F_{solo} - poder de emanação do solo
- F_{conc} - poder de emanação do concreto

A taxa de exalação R do solo sem cobertura foi determinada utilizando-se a seguinte expressão⁽⁴²⁾:

$$R = \lambda_{Rn} \cdot F \cdot C_{Ra,solo} \cdot \rho_{solo} \cdot L_{Rn} \quad (4.3)$$

onde:

- R - taxa de exalação do solo sem cobertura ($Bq/m^2 \cdot h$)
 λ_{Rn} - constante de desintegração do ^{222}Rn (h^{-1})
 F - poder de emanação do solo
 $C_{Ra,solo}$ - concentração de ^{226}Ra no solo (Bq/kg)
 L_{Rn} - comprimento de difusão do ^{222}Rn (m)

O resultado obtido para a taxa de exalação do solo utilizando-se a equação (4.3) foi de $43,27 Bq/m^2 \cdot h$.

Utilizando-se este resultado para a taxa de exalação do solo e os valores sugeridos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ para o comprimento de difusão do radônio no concreto (0,15 m), para o comprimento de difusão do radônio no solo (1 m), para o poder de emanação do solo (0,2) e para o poder de emanação do concreto (0,2), para a espessura de concreto de 13 cm da habitação estudada, calculou-se, a partir da equação (4.2), a quantidade de radônio exalada pelo solo transmitida por difusão através do piso de concreto das casas estudadas. O valor encontrado foi de $5,54 Bq/m^2 \cdot h$, ou seja, aproximadamente 13 % do radônio exalado pelo solo.

4.1.3 - Determinação da taxa de exalação média da residência

A determinação da taxa de exalação média de uma residência do conjunto habitacional da Cata Preta foi feita a partir da taxa de exalação de ^{222}Rn de cada um dos materiais de construção utilizados e da taxa de exalação de ^{222}Rn do solo

transmitida pelo piso de concreto considerando as dimensões de uma residência típica, representada esquematicamente na figura 4.1.

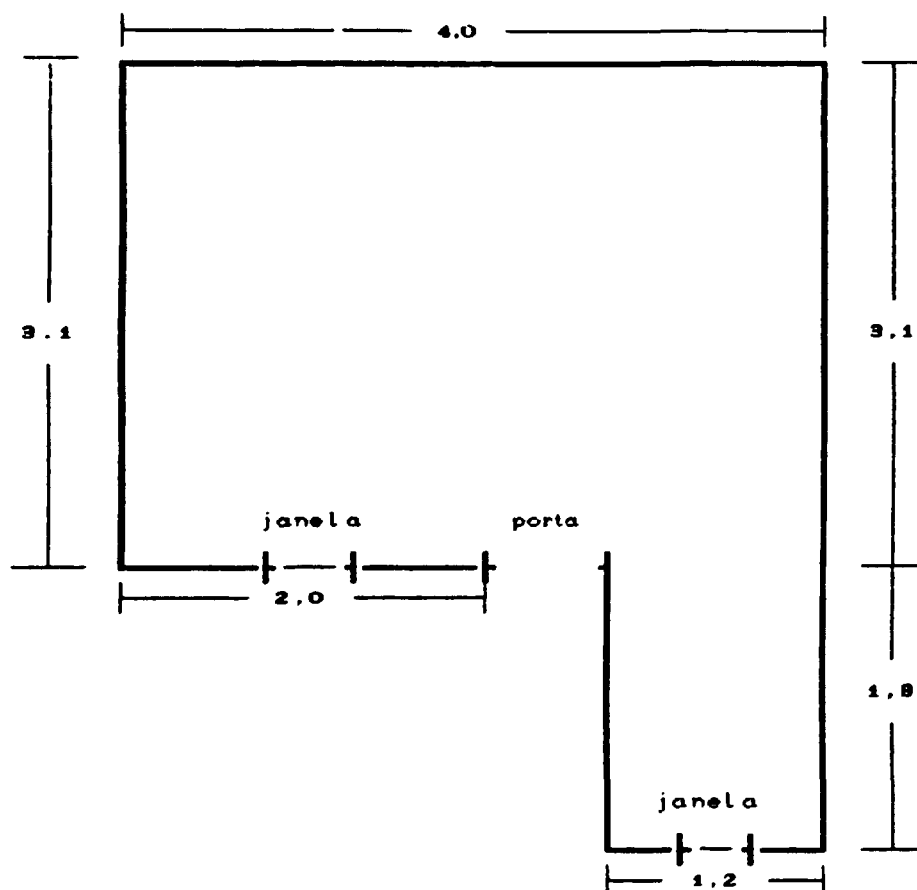


Fig.4.1: Representação esquemática da planta de uma residência do conjunto habitacional da Cata Preta (dimensões em metros).

A área superficial de uma residência leva em consideração as dimensões das paredes, do piso e do teto das mesmas e é dada pela somatória das áreas de cada uma destas superfícies. Considerando-se as dimensões da habitação e sabendo-se que a altura das paredes é de 2,5 m, foram obtidas uma

área superficial total de 73.2 m², uma área de 14.7 m² para o piso e um volume de 36.6 m³.

A taxa de exalação média da residência foi obtida a partir da soma das taxas de exalação do teto, do piso e das paredes com a taxa de exalação do solo transmitida pelo piso de concreto, levando-se em consideração neste cálculo os materiais utilizados e as dimensões destas superfícies, conforme a equação 4.4.

$$R = (R_{\text{teto}} f_{\text{teto}} + R_{\text{piso}} f_{\text{piso}} + R_{\text{par}} f_{\text{par}}) + R_{\text{solo}} f_{\text{solo}} \quad (4.4)$$

onde:

- R - taxa de exalação média de ²²²Rn das residências (Bq/m²·h)
- R_{teto} - taxa de exalação de ²²²Rn do teto (Bq/m²·h)
- f_{teto} - fração da área superficial do teto em relação à área superficial total da residência
- R_{piso} - taxa de exalação de ²²²Rn do piso (Bq/m²·h)
- f_{piso} - fração da área superficial do piso em relação à área superficial total da residência
- R_{par} - taxa de exalação de ²²²Rn das paredes (Bq/m²·h)
- f_{par} - fração da área superficial das paredes em relação à área superficial total da residência
- R_{solo} - taxa de exalação de ²²²Rn do solo transmitida pelo piso de concreto (Bq/m²·h)
- f_{solo} - fração da área superficial do solo em relação à área superficial total da residência

O cálculo de R_{teto}, R_{piso} e R_{par} foi feito a partir das taxas de exalação de ²²²Rn dos materiais de construção que compõem estas superfícies (obtidas pela equação 4.1) levando-se também em

consideração a composição dos materiais de construção na residência.

O teto das residências estudadas é composto basicamente de tijolo de laje, viga da laje e argamassa (mistura de cimento e areia na proporção de 1:8). Sabe-se que aproximadamente 90 % da área superficial do teto é composta de laje (tijolo e viga) e que 10 % é composta por argamassa. Da área superficial ocupada pela laje, as vigas representam 23 % e os tijolos 77 %. Considerando-se todas estas informações, foi obtido, para a taxa de exalação de ^{222}Rn de teto R_{teto} , um valor de $8,52 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$.

O piso de concreto das residências é composto de uma mistura de cimento, areia e pedra numa proporção de 1:3:5. A taxa de exalação R_{piso} obtida para este piso foi de $2,18 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$.

As paredes das residências são compostas de blocos de concreto e argamassa, sendo que os blocos ocupam 90 % da superfície das paredes e a argamassa 10%. Considerando-se estas informações foi obtida para as paredes uma taxa de exalação R_{par} de $4,44 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$.

Para o cálculo das frações f_{teto} , f_{piso} e f_{par} foram consideradas as dimensões do teto, do piso e das paredes das residências. A partir destas informações, tem-se que as áreas superficiais do teto, do piso e das paredes representam, respectivamente, aproximadamente, 20%, 20% e 60% da área superficial total.

Para a taxa de exalação de ^{222}Rn do solo transmitida pelo piso de concreto foi utilizado o valor já calculado (eq. 4.2) de $5,54 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$. Sabendo-se que a superfície do solo que exala radônio para o interior da residência corresponde, aproximadamente, a 20 % da área superficial desta residência, f_{solo} foi considerado 20 %. A partir de todas estas considerações e utilizando-se a equação 4.4, foi obtida uma

taxa de exalação média R de ^{222}Rn de $5,91 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$ para uma residência típica do conjunto habitacional da Cata Preta.

4.2 - Determinação da taxa de ventilação

A taxa de ventilação ou taxa de trocas de ar das residências estudadas foi determinada a partir da atividade de ^{222}Rn no ar destas habitações e da taxa de exalação média de ^{222}Rn das mesmas.

Para a determinação da taxa de ventilação foi utilizada a seguinte equação⁽¹⁸⁾:

$$v = \frac{R S}{C_o} \quad (4.4)$$

onde:

v - taxa de ventilação (h^{-1})

R - taxa de exalação média das residências ($\text{Bq/m}^2 \cdot \text{h}$)

S - razão entre a área superficial e o volume (m^{-1})

C_o - atividade de radônio no ar das residências (Bq/m^3)

Utilizando-se as informações da planta da habitação⁽³⁵⁾ (figura 4.1), foram calculados a área superficial e o volume das mesmas, obtendo-se um valor de $2,0 \text{ m}^{-1}$ para a razão S.

Para a atividade de radônio no ar foram utilizados os valores obtidos com detectores de traços (tabela 3.1). Para a taxa de exalação média da residência foi utilizado o valor de $5,91 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{h}$ obtido anteriormente (capítulo 4.1.3).

Na tabela 4.4. encontram-se os resultados da taxa de ventilação nas residências, referentes aos períodos de verão, outono, inverno e primavera, uma vez que a concentração de radônio foi monitorada acompanhando as variações sazonais.

Tabela 4.4: Taxas de ventilação das residências (h^{-1}) do conjunto habitacional da Cata Preta, Santo André

residência	Taxa de ventilação (h^{-1})			
	VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
1	0,39	—	—	—
2	0,39	0,30	—	—
3	0,44	0,36	—	—
4	0,41	0,31	0,28	0,30
5	0,51	0,44	0,32	—
6	0,38	0,32	0,30	—
7	—	0,33	0,30	0,32

Pode-se observar uma diminuição nas taxas de ventilação do verão para as outras estações, principalmente entre o verão e o inverno. A diminuição das taxas de ventilação nas estações mais frias já era esperada, uma vez que nestas estações as trocas de ar tendem a ser menores, pois os ambientes permanecem mais tempo fechados.

CAPÍTULO 5

DETERMINAÇÃO DA TAXA DE DOSE EQUIVALENTE EFETIVA DEVIDA À IRRADIAÇÃO EXTERNA

A taxa de dose equivalente efetiva anual nas residências devida à irradiação externa foi calculada de acordo com os procedimentos descritos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ e adotando-se o conceito de sala - referência. A sala - referência é definida pela exigência de que a taxa de dose equivalente efetiva para uma pessoa nesta sala seja igual à taxa de dose equivalente efetiva média recebida por uma pessoa morando numa casa do tipo a ser considerada.

A determinação da taxa de dose equivalente efetiva resultante da irradiação externa devida aos materiais de construção é feita por meio da seguinte equação⁽³⁷⁾:

$$D = p \cdot T \cdot b \times 10^{-6} \sum_i [(q_K C_{K_i} + q_{Ra} C_{Ra_i} + q_{Th} C_{Th_i}) m_i] \quad (5.1)$$

onde:

D - taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa (mSv/a)

p - fração de ocupação interna

T - 8760 (h/ano)

b - fator de conversão de dose absorvida no ar para dose equivalente efetiva (Sv/Gy)

q_K, q_{Ra}, q_{Th} - fatores de conversão da concentração de K, Ra e Th nos materiais de construção para dose absorvida no ar, (nGy/h)(Bq/kg)⁻¹

C_K, C_{Ra}, C_{Th} - concentrações de K, Ra e Th (Bq/kg) no material de construção tipo i

m_i - fração de massa do material tipo i em relação à massa total

Para a concentração dos radionuclídeos nos materiais foram utilizados os dados obtidos experimentalmente (tabela 2.4). A fração de massa de cada material de construção foi obtida a partir das informações sobre a quantidade de cada material empregado na construção, contidas na planta das moradias que nos foi fornecida pelo engenheiro responsável pelas construções⁽³⁵⁾. Para a fração de ocupação interna (p) e para o fator de conversão de dose absorvida no ar para dose equivalente efetiva (b) foram utilizados, respectivamente, os valores de 0.8 e 0.7 Sv/Gy sugeridos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾.

Existem na literatura^(2,21,40) vários valores para os fatores de conversão da concentração de radionuclídeos naturais nos materiais de construção para dose absorvida no ar. Esses

valores variam com as dimensões das salas estudadas e com a densidade e espessura das paredes das mesmas. Os fatores de conversão da concentração de Ra e Th para dose absorvida no ar leva em consideração todos os radionuclídeos que compõem as séries do urânio e do tório. Na tabela 5.1 são apresentados fatores de conversão obtidos literatura, bem como as dimensões e espessura de parede das salas.

Tabela 5.1: Fatores de conversão da concentração de K, Ra e Th nos materiais de construção para dose absorvida no ar, em $(nGy/h)(Bq/kg)^{-1}$.

referência	dimensões da sala (m)	espessura de parede (cm)	fatores de conversão $(nGy/h)(Bq/kg)^{-1}$		
			^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
1 - (40)	9x5x2,5	20	0,08	0,88	1,04
2 - (40)	4x5x2,8	20	0,09	1,05	1,27
3 - (21)	4x5x2,8	20	0,09	1,05	1,18
4 - (21)	5,6x3,1x2,5	14	0,07	0,79	0,89
5 - (2)	6x4x3	20	0,05	0,62	0,89

Cada uma das moradias de Santo André possui um quarto-sala com dimensões dadas pela figura 4.1 [$4 \times 3,1 \times 2,5 + 1,2 \times 1,8 \times 2,5$ (m^3)] e espessura de parede de 15 cm. Assim, foram usados os fatores de conversão da referência 4-(21) da tabela 5.1 obtidos para uma sala com dimensões e espessura de parede muito próximas à estudada neste trabalho.

A taxa de dose equivalente efetiva foi calculada a partir da equação (5.1) primeiramente para cada material de construção empregado nas casas do conjunto habitacional da Cata Preta. Os resultados encontram-se na tabela 5.2.

Tabela 5.2: Taxas de dose equivalente efetiva

material	taxa de dose eq. efetiva (mSv/a)
areia	0.17
pedra	0.14
concreto	0.31
cimento	0.03
tijolo da laje	0.02
viga da laje	0,004

A taxa total de dose equivalente efetiva recebida por um morador das residências estudadas, devida à presença dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção, foi calculada a partir da soma das taxas de dose equivalente efetiva relativas a cada um dos materiais empregados nas construções. A contribuição da taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa da viga de laje não foi considerada pois o valor obtido (0,004 mSv/a) foi considerado desprezível.

O valor obtido para a taxa total de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa é de 0,67 mSv/a.

Pode-se observar que o valor obtido para a taxa total de

dose equivalente efetiva devida à irradiação externa nas residências estudadas está ligeiramente abaixo do valor de 0,8 mSv/a estimado pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ para a taxa de dose equivalente efetiva por irradiação externa.

CAPÍTULO 6

DETERMINAÇÃO DA TAXA DE DOSE EQUIVALENTE EFETIVA DEVIDA À INALAÇÃO DE ^{222}Rn

A taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação de ^{222}Rn foi calculada de acordo com os procedimentos descritos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ e adotando-se o conceito já definido de sala-referência.

A determinação da taxa de dose equivalente efetiva foi feita de acordo com a seguinte equação, obtida a partir de uma expressão sugerida pela UNSCEAR⁽³⁷⁾:

$$D_{Rn} = p T r_{Rn} (A/V) (1/v) (0,45 - 0,15v) R \quad (6.1)$$

onde:

- D_{Rn} - taxa de dose equivalente efetiva devida ao radônio (mSv/a)
 p - fator de ocupação interna
 T - 8760 horas (h/ano)
 r_{Rn} - fator de conversão da concentração de radônio em equilíbrio para dose equivalente efetiva por hora (mSv/h)(Bq/m³)⁻¹
 A - área superficial (m²)
 V - volume (m³)
 v - taxa de ventilação (h⁻¹)
 $(0,45 - 0,15v)$ - fator adimensional de equilíbrio para o radônio para a taxa de ventilação no intervalo de 0,1 a 2 trocas por hora
 R - taxa de exalação de radônio da residência estudada (Bq/m²·h)

A/V é a razão "área superficial sobre volume" igual a 2,0 m⁻¹, calculada anteriormente (capítulo 4), a partir da planta da habitação. Para o fator de ocupação interna (p) e para o fator de conversão da concentração de radônio para dose equivalente efetiva (r_{Rn}) foram utilizados, respectivamente, os valores de 0,8 e $0,9 \times 10^{-5}$ (mSv/h)(Bq/m³)⁻¹ sugeridos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾.

Para a taxa R de exalação de radônio dos materiais de construção foi considerada a taxa de exalação média R de uma residência do conjunto habitacional da Cata Preta (capítulo 4.1.3), no valor de 5,91 Bq/m²·h.

Na tabela 6.1 encontram-se os valores da taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação de ²²²Rn para cada uma das residências estudadas, de acordo com as variações sazonais, calculada a partir da equação 6.2.

Tabela 6.1: Taxas de dose equivalente efetiva devidas à inalação de ^{222}Rn

residência	Taxa de dose equivalente efetiva (mSv/a)			
	VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
1	0,75	—	—	—
2	0,75	1,01	—	—
3	0,65	0,82	—	—
4	0,71	0,97	1,09	1,01
5	0,55	0,65	0,94	—
6	0,77	0,94	1,01	—
7	—	0,90	1,01	0,94
média ^a	0,70	0,88	1,01	0,98
média ^b	0,71	0,94	1,05	0,98

- a. Taxa de dose equivalente efetiva média, considerando-se todas as residências monitoradas.
- b. Taxa de dose equivalente efetiva média, considerando-se apenas as residências monitoradas durante todos os períodos considerados.

Analisando-se esses resultados, pode-se observar um aumento da taxa de dose equivalente efetiva nas estações do outono, do inverno e da primavera. Este fato é explicado pela diminuição das taxas de ventilação nestes períodos mais frios (capítulo 4.2), o que leva a um aumento na concentração de ^{222}Rn no ar das residências.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÕES

Analisando-se os resultados obtidos neste trabalho, vemos que as concentrações dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção encontram-se dentro da faixa de variação dos valores obtidos em vários países e que nenhum dos materiais de construção apresentou níveis de radioatividade muito elevados, principalmente de ^{226}Ra , que apresenta risco devido à inalação do ^{222}Rn .

Os níveis de radônio no ar das residências estudadas (tabela 3.1) também estão abaixo do valor médio mundial estimado em 50 Bq/m^3 . Embora não se tenha muitos dados, pode-se supor que a concentração de radônio no ar ambiente é menor⁽⁴²⁾ em países de clima tropical do que em países de clima temperado, pois nos países mais frios a taxa de ventilação torna-se menor pelo fato

dos ambientes permanecerem mais tempo fechados.

A taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação gama externa foi de 0,67 mSv/a, ligeiramente inferior ao valor de 0,8 mSv/a estimado pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ para fontes naturais de radiação. Contudo, pode-se observar a contribuição dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção para a taxa de dose, uma vez que a dose equivalente efetiva devida à irradiação externa por radiação gama terrestre (desconsiderando-se os materiais de construção como fontes terrestres de radiação) é de 0,34 mSv/a⁽⁴²⁾.

Cabe ressaltar também que o fator de ocupação interna utilizado de 0,8 foi o sugerido pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ e que no caso das casas populares de Santo André esse fator pode ser menor, pois as moradias são muito pequenas e os moradores passam mais tempo fora das casas, o que significa que a dose recebida por esses moradores pode ser menor que a apresentada.

As taxas de dose equivalente efetiva devidas à inalação do ²²²Rn (tabela 6.1) foram maiores nos períodos do outono, do inverno e da primavera devido às maiores atividades de radônio no ar nestes períodos causadas por menores taxas de ventilação (tabela 4.4). Entretanto, estes valores ainda encontram-se abaixo do valor de 1,2 mSv/a sugeridos pela UNSCEAR⁽⁴²⁾ para a taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação interna pela inalação do ²²²Rn para fontes naturais de radiação.

A partir da taxa de dose equivalente efetiva devida à irradiação externa e da taxa de dose equivalente efetiva devida à inalação do ²²²Rn, foi calculada a taxa total de dose equivalente efetiva recebida pelos moradores das casas populares, representada pela soma das duas taxas. Os resultados são apresentados na tabela 7.1.

Tabela 7.1: Taxa total de dose equivalente efetiva (mSv/a) nas residências estudadas.

residência	Taxa total de dose equivalente efetiva (mSv/a)			
	VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
1	1,42	—	—	—
2	1,42	1,68	—	—
3	1,32	1,49	—	—
4	1,38	1,64	1,76	1,68
5	1,22	1,32	1,61	—
6	1,44	1,61	1,68	—
7	—	1,57	1,68	1,61
média ^a	1,37	1,55	1,68	1,65
média ^b	1,38	1,61	1,72	1,65

- a. taxa total de dose equivalente efetiva média, considerando-se todas as residências monitoradas.
- b. taxa total de dose equivalente efetiva média, considerando-se apenas as residências monitoradas nos períodos considerados.

Pode ser observado que em nenhuma das residências a taxa total de dose equivalente efetiva devida à presença dos radionuclídeos naturais nos materiais de construção ultrapassa o valor de 2,4 mSv/a, estimado pela UNSCEAR⁽⁴²⁾, para fontes naturais de radiação. Como era esperado, no verão, a taxa total de dose equivalente efetiva foi menor que nas outras estações.

Um outro estudo com materiais de construção vem sendo realizado por pesquisadores do IPEN, para a determinação da concentração de radionuclídeos naturais e da taxa de exalação de ^{222}Rn desses materiais, utilizando o método do carvão ativado. Como sugestão para complementação do nosso trabalho, poderá ser feita uma comparação entre as taxas de exalação já calculadas a partir da concentração de ^{226}Ra nos materiais de construção e aquelas medidas com o uso do carvão ativado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AARNIO, A.P.; ROUTTI, J.T.; SANDBERG, J.V. MicroSAMPO—Personal computer based advanced gamma spectrum analysis system. J. Radioan. and Nucl. Chem., Art. 124(2):457-466, 1988.
2. ACKERS, J.G.; BOSNJAKOVIC, B.F.M.; STRACKEE, L. Limitation of radioactivity concentrations in building materials based on a practical calculation model. Radiat. Prot. Dosim., 7(1-4):413-416, 1984.
3. ACKERS, J.G.; DEN BOER, J.F.; DE JONG, P.; WOLSCHRIJN, R.A. Radioactivity and Radon exhalation rates of building materials in the Netherlands. The Science of the Total Environment, 45:151-156, 1985.
4. AL-KOFAHL, M.M.; KHADER, B.R.; LEHLOOH, A.D.; KULLAB, M.K.; ABUMURAD, K.M.; AL-BATAINA, B.A. Measurement of Radon 222 in Jordanian dwellings. Nucl. Tracks Radiat. Meas., 20(2):377-382, 1992.
5. ANDAM, A.A.B. Indoor and soil radon measurement in a tropical climate. Nucl. Tracks Radiat. Meas., 20(2):371-375, 1992.
6. BINNS, D.A.C. Comunicação pessoal
7. BROWNE, E.; FIRESTONE, R.B. Table of radioactive isotopes. University of California, Virginia S. Shirley Editor, 1986.
8. BUDNITZ, R.J. Radon-222 and its daughters - A review of instrumentation for occupational and environmental monitoring. Health Phys., 26: 145-163, 1974.
9. CANBERRA NUCLEAR. CISE 512 SAMPO 90 use.'s manual.

10. CLIFF, K.D.; GREEN, B.M.R.; MILES, J.C.H. The levels of radioactive materials in some common UK building materials. The Science of the Total Environment, 45:181-186, 1991.
11. EISENBUD, M. Environmental radioactivity. Academic Press, 1987.
12. ETTENHUBER, E.; LEHMANN, E. The collective dose equivalent due to the naturally occurring radionuclides in building materials in the German Democratic Republic. Part 1: external exposure. Health Phys., 50(1):49-56, 1986.
13. EVANS, R.D. Radioactive series decay. In: The atomic nucleus. McGraw-Hill, 1955.
14. GEORGE, A.C. An overview of instrumentation for measuring environmental radon and radon progeny. IEEE Transactions of Nuclear Science, 37(2):892-901, 1991.
15. GWIAZDOWSKI, B. Assessment of the radiological impact of selected building materials. Warsaw, Poland, Central Lab. for Radiol. Prot., Feb. 1983. (IAEA-R-2415-F)
16. HUSSAIN, S.S. Sample collection, treatment and measurements of soil, bedrock and building materials. Rome, Italy, Laboratorio Di Misura, 1989. (ENEA-DISP).
17. KAHN, B.; EICHHOLZ, G.G.; CLARKE, F. Search for building materials as sources of elevated radiation dose. Health Phys., 45(2):340-361, 1983.
18. KELLER, G.; MUTH, H. Radiation exposure in German dwellings, some results and a proposed formula for dose limitation. The Science of the Total Environment, 45:299-306, 1985.

19. KHAN, A.J.; PRASAD, R.; TYAGI, R.K. Measurement of radon exhalation rate from some building materials. Nucl. Tracks Radiat. Meas., 20(4):609-610, 1992.
20. KNOLL, G.F. Radiation detection and measurement. John Wiley & Sons, 1989.
21. KOBLINGER, L. Calculation of exposure rates from gamma sources in walls of dwelling rooms. Health Phys., 34 :459-463, 1978.
22. LANGRO, M.K.; WISE, K.N.; DUGGLEBY, J.C.; KOTLER, L.H. A nation-wide survey of radon and gamma radiation levels in australian homes. Yallambie, Victoria, Australian Rad. Lab., April, 1990. (CARL/TR0090 ISSN 0157-1400)
23. LAWRENCE, B.L. Instrumentation for environmental monitoring. volume 1, Radiation. Wiley-Interscience, 1983.
24. LEDERER, C.M.; SHIRLEY, V.S. Table of isotopes. 7th ed. John Wiley & Sons, Inc. New York, N.Y., 1978.
25. LIMA, R.A. Comunicação pessoal
26. MALANCA, H.; PESSINA, V.; DALLARA, G. Radionuclides content of building materials and gamma ray dose rates in dwellings of Rio Grande do Norte, Brazil. Radiat. Prot. Dosim., 40(2):199-203, 1993.
27. MJONES, L. Gamma radiation in swedish dwellings. Radiat. Prot. Dosim. 15(2):131-140, 1986.
28. MOLLAH, A.S.; AHMED, G.U.; HUSSAIN, S.R.; RAHMAN, M.M. The natural radioactivity of some building materials used in Bangladesh. Health Phys., 50(6):849-851, 1986.

29. MUSTONEN, R. Natural radioactivity in and radon exhalation from finnish building materials. Health Phys., 46(6):1195-1203, 1984.
30. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. Natural background radiation in the United States. Nov. 15, 1975. (NCRP-45).
31. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. Exposure from the uranium series with emphasis on radon and its daughters. Mar 15, 1984. (NCRP-77).
32. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. Evaluation of occupational and environmental exposure to radon and radon daughters in the United States. May 31, 1984. (NCRP-78).
33. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. Measurement of radon and radon daughters in air. Nov. 15, 1988. (NCRP-97).
34. NERO, A. Earth, air, radon and homes. Physics Today (ISSN 0031-9228), 42:32-39, 1989.
35. NEVES, R. A. T. Comunicação pessoal.
36. PAULO, S. R. Dosimetria ambiental de Rn-222 e filhos: Medida da eficiência absoluta do CR-39 levando-se em conta os efeitos do plate-out e fatores ambientais. IFGW, Campinas, 1984. (Tese de doutoramento, Universidade Estadual de Campinas).
37. QUINDOS, L. S.; NEWTON, G. J.; WILKENING, M. H. On the dose rate indoors from building materials. Radiat. Prot. Dosim., 19(2):125-128, 1987.

38. ROUTII, J.T. Sampo, a Fortran IV program for computer analysis of gamma-ray spectra from Ge(Li) detectors and others spectra with peaks. 1969. UCRL-19452.
39. RUSHING, D.R.; GARCIA, W.J.; CLARK, D.A. The analysis of effluents and environmental samples from uranium mills and of biological samples for radium, polonium and uranium. In: Radiological health and safety in mining and milling of nuclear materials. IAEA. Viena, 1964. v.II, p.187-201.
40. STRANDEN, E. Radioactivity of building materials and the gamma radiation in dwellings. Phys. Med. Biol., 24(5):921-930, 1979.
41. TECHNICAL REPORT SERIES 33. Measurement and calculation of radon releases from uranium mill tailings. Vienna, 1992.
42. UNSCEAR. United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation. New York, U.N., 1988.
43. URBAN, M.; BINNS, D.A.C.; ESTRADA, J.J. Radon measurements in mines and dwellings. Karlsruhe, Alemanha, Hauptabteilung Sicherheit. Jan. 1985. (KfK 3866)
44. VENTURINI, L. Comunicação pessoal.
45. WALKER, F.W.; PARRINGTON, J.R.; FREINER, F. Nuclides and isotopes. Chart of nuclides. General Electric nuclear energy, 1989.
46. ZILKOVSKY, L.; KENNEDY, G. Radioactivity of building materials available in Canada. Health Phys., 63(4):449-452, 1992.