UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA

Doses Populacionais de Radiação Ionizante na
Cidade de São Paulo: Medidas de Dose Gama a

Céu Aberto

Por

Raimundo Enoch Rodrigues Oliveira

Dissertação apresentada
ao Instituto de Física da
Universidade de São Paulo, como
requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Ciências.

ORIENTADORA

Prof^a Dr^a Elisabeth Mateus Yoshimura

SÃO PAULO
2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA

Doses Populacionais de Radiação Ionizante na
Cidade de São Paulo: Medidas de Dose Gama a
Céu Aberto

Por
Raimundo Enoch Rodrigues Oliveira

Dissertação apresentada
ao Instituto de Física da
Universidade de São Paulo, como
requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Ciências.

ORIENTADORA: Prof^a Dr^a Elisabeth Mateus Yoshimura

BANCA EXAMINADORA:

Prof ^a Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura	(IFUSP)
Prof. Dr. Manoel Tiago Freitas da Cruz	(IFUSP)
Prof. Dr. Roberto Meigikos dos Anjos	(UFF)

SÃO PAULO
2001

FICHA CATALOGRÁFICA
Preparada pelo Serviço de Biblioteca e
Informação
do Instituto de Física da Universidade de São
Paulo

Oliveira, Raimundo Enoch Rodrigues

Doses Populacionais de Radiação Ionizante na Cidade de
São Paulo: Medidas de Dose Gama a Céu Aberto.
São Paulo, 2001.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.
Instituto de Física – Departamento de Física Nuclear

Orientador: Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura
Área de Concentração: Física

Unitermos: 1. Dosimetria; 2. Radiação Ambiental;
3. Radiação Gama; 4. Radiação a Céu Aberto;
5. Radiação em São Paulo.

USP/IF/SBI-030/2001

"Em momentos de crise, só a
imaginação é mais importante
que o conhecimento"

Albert Einstein

À memória de meu Tio
Eucário, que não pôde ver a
concretização desse sonho.

Agradecimentos

À Prof^a. Beth, que foi uma amiga com quem pude contar em todos os momentos de dificuldades, que não foram poucos...

À Professora Emico Okuno, pela acolhida em seu laboratório, por ter me encaminhado à Professora Beth e pelos momentos agradáveis em que nos brindou com suas histórias ou quando compartilhava conosco seus conhecimentos.

Ao CNPq pelo apoio financeiro à realização deste trabalho.

Ao corpo técnico do Departamento de Física Nuclear e do Departamento de Física Experimental pela assistência e presteza com que sempre me atenderam.

Aos colegas do Laboratório de Dosimetria, pelas horas agradáveis de convivência.

Ao amigo Sérgio M. Otsubo, com quem pude contar nos momentos de dificuldade e cuja ajuda foi essencial para a realização deste trabalho.

Ao amigo Luiz Vicente G. Tarelho, pela paciência em discutir comigo sobre um assunto que não é da sua área e, mesmo assim, sempre dar opiniões pertinentes.

Ao amigo Rone Simões, outro que também sempre esteve aberto a ajudar no que lhe fosse possível.

Ao meu primo/irmão, Enoch Oliveira, pelos momentos de bom papo, incentivo e bom whisky.

Aos meus pais e a minha irmã, pelo apoio e compreensão, e, em especial, a meu pai, por ter me ensinado, pela retidão de seus atos, a simbologia do esquadro e do compasso.

À minha Tia Sônia M. do Nascimento Moreira, por me incentivar desde a minha infância ao caminho da ciência, quando ficávamos discutindo paleontologia madrugada a dentro.

Peço licença a todos que contribuíram na realização deste trabalho, de forma direta ou indireta, para dedicá-lo de forma especial, à memória do meu Tio Eucário Rodrigues de Oliveira, que, ao lado da Tia Sônia, foi um dos grandes responsáveis por eu me interessar em fazer pesquisa.

Resumo

Os efeitos da radiação ionizante aos seres humanos são sobejamente conhecidos para doses altas e intermediárias, ao passo que há muitas controvérsias sobre os efeitos de irradiações com baixa intensidade. Para que se possa entender melhor tais efeitos é necessário que se conheçam bem essas doses.

No presente estudo, fez-se um levantamento da média anual da taxa de equivalente de dose ambiente $H^*(10)$ à qual as pessoas estão expostas na cidade de São Paulo, uma vez que inexistem dados a esse respeito na literatura. Para tal, traçou-se rotas de maneira a se cobrir a maior e mais representativa área da cidade e, na escolha dos pontos de coleta de dados, levou-se em consideração principalmente o fator ocupação. Utilizou-se um sistema de espectrometria gama, portátil, que fornece automaticamente, a taxa de $H^*(10)$ e o espectro gama medido (no intervalo de 50 a 1670 keV) no local de interesse, dentro de um intervalo de tempo curto por se detectar contribuições de uma fonte muito extensa.

As medidas foram realizadas a 1 m do solo e adotou-se 300 s como tempo de medida. Os valores medidos variaram de 33,1 a 152,3 nSv.h⁻¹, descontada a contribuição dos raios cósmicos, o desvio padrão da amostra foi de 22 nSv.h⁻¹ e a média obtida para a cidade de São Paulo foi de 96,1(24) nSv.h⁻¹. Além disto, calcularam-se as médias da taxa de equivalente de dose ambiente para os cinco Núcleos de Saúde nos quais a Secretaria de Saúde do Estado de São Paulo dividiu a cidade. O teste estatístico *t de Student* indicou uma não homogeneidade do conjunto de dados, com o que se vê necessária a realização de um levantamento mais detalhado a fim de se verificar a natureza de tal diferença.

A fim de se comparar o valor médio obtido para a cidade de São Paulo com os valores encontrados na literatura para outras regiões do mundo, converteu-se o valor obtido de equivalente de dose ambiente para dose efetiva. Com isto, pode-se notar que a média

anual de dose efetiva para a cidade de São Paulo, de 0,522(13) mSv é superior à estimativa média para o mundo fornecida pelo UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, de 0,40 mSv, valor esse que também só leva em conta a contribuição de radiação gama a céu aberto.

Abstract

The effects of ionizing radiation to the human beings are well known for high and intermediate doses. As far as low level radiation doses are concerned, there is no consensus. In order to get a better understanding of such effects it is necessary to assess the low doses with better accuracy.

In this work, it was made an estimate of the annual ambient dose equivalent ($H^*(10)$) to which the people are exposed in the city of São Paulo. Until now there are no data about it available in the literature. For the purpose of this evaluation, a map with various routes covering the largest and more representative area of the city was designed. The choice of points for data collection was made taking into account mainly the occupancy of the region. A portable gamma spectrometry system was used. It furnishes the rate of $H^*(10)$ and the measured gamma spectrum (in the range from 50 to 1670 keV) in the place of interest. The measurements were performed in a short time interval, since the gamma radiation arrives from a great extent of soil.

Each measurement was done 1 m above the soil during 300 s. The rates of $H^*(10)$ varied from 33.1 to 152.3 nSv.h⁻¹, net values, obtained after subtraction of the cosmic rays contribution. The standard deviation was 22 nSv.h⁻¹ for an average for the city of São Paulo of 96.1(24) nSv.h⁻¹. In addition, average values of $H^*(10)$ rates for the city Health Divisions were calculated. Those values are not statistically equivalent and the whole set of data could not be treated as one, as the statistical Student test indicated a non homogeneity of the group of data. Hence it is necessary the accomplishment of a more detailed survey in order verify the origin of the discrepancy.

The mean value of $H^*(10)$ rate obtained for the city of São Paulo was converted to effective dose, in order to be compared with other places' results. It could be noticed that

the annual average of effective dose for the city of São Paulo, 0.522(13) mSv, is superior to the world average estimate of 0.40 mSv, supplied by UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, value that also takes into account only the outdoor gamma contribution.

Índice de Tabelas

Tabela 2. 1 – Valores para os Fatores de Ponderação w_R (ICRP, 1991).	24
Tabela 2. 2 – Valores para os Fatores de Ponderação w_T (ICRP, 1991).	25
Tabela 2. 3 – Valores de $Q(L)$ (ICRP, 1991).	25
Tabela 3. 1 – Valores de taxa de equivalente de dose ambiente ($H^*(10)$) medidos em pontos próximos, com diferentes coberturas e topografias no IFUSP	34
Tabela 3. 2 - Distritos e subdistritos que compõem as cinco regiões de saúde do município de São Paulo....	36
Tabela 3. 3 – Coeficientes de conversão de equivalente de dose ambiente para Kerma, de dose efetiva para Kerma e de equivalente de dose ambiente para dose efetiva (ICRP, 1996).	38
Tabela 3. 4 – Medidas realizadas como sistema de detecção fixo em local pré-determinado a fim de se determinar a reprodutibilidade das medidas.	38
Tabela 4. 1 - Tabela comparativa entre os valores medidos com o sistema de detecção Hamamatsu e os dados das fontes de aferição ambiental do IRD.	40
Tabela 4.2 – Valores médios da taxa de $H^*(10)$ para a cidade de São Paulo e seus Núcleos de Saúde.	43
Tabela 5.1 – Tabela com valores médios de dose efetiva para várias regiões do mundo.	47

Índice de Figuras

Figura 2.1 – Decaimento exponencial da atividade. (a) Gráfico linear. (b) Gráfico Em escala logarítmica (Krane, 1988).	10
Figura 2.2 – Diagrama de decaimento da série do ^{238}U (Mayer-Kuckuk, 1993).	13
Figura 2.3 - Um espectro de elétrons típico emitido por um núcleo radioativo. Alguns picos discretos de elétrons de conversão, atrelados ao fundo contínuo do decaimento β (Krane, 1988).	16
Figura 2.4 – Dependência energética dos vários processos de interação de fótons em alumínio e chumbo [Krane, 1988].	17
Figura 2.5 – Representação esquemática do processo de Espalhamento Compton.	18
Figura 2.6 – Seção de choque do processo de espalhamento Compton para várias energias incidentes dadas por $\alpha = E_\gamma/mc^2$ [Krane, 1988].	19
Figura 2.7 – A importância relativa dos três principais tipos de interação de fótons. As linhas mostram os valores de Z e E_γ para os quais as probabilidades dos dois efeitos vizinhos são iguais.	20
Figura 2.8 – Relações entre as grandezas dosimétricas (ICRP, 1996)	21
Figura 2.9 – Definição de resolução em energia de um detector (Knoll, 1989).	27
 Figura 3.1 – Sistema de espectroscopia gama da marca Hamamatsu, modelo C3475. Na foto à esquerda, a sonda encontra-se inserida na unidade de calibração.	 28
Figura 3.2 – Dependência energética do detector para radiação gama, fornecida pelo fabricante.	30
Figura 3.3 – Dependência angular do detector para fonte de ^{137}Cs , fornecida pelo fabricante.	30
Figura 3.4 - Desenho do suporte do sistema de espectroscopia gama.	31
Figura 3.5 – Representação esquemática do conjunto de fontes radioativas cilíndricas de concreto, utilizadas para simular campos de radiação normalmente encontrados no meio ambiente (Conti, 1999).	33
Figura 3.6 – Sistema de aquisição durante uma coleta de dados.	35
Figura 3.7 – Mapa da Cidade de São Paulo, segundo a divisão em núcleos da Secretaria da Saúde do Estado de São Paulo	36

Figura 4.1 – Relação entre valores experimentais obtidos para as taxas de contagem e de equivalente de dose ambiente, nos pontos medidos na cidade de São Paulo. Os valores são brutos, sem desconto da contribuição cósmica.	41
Figura 4.2 – Espectros em energia correspondentes aos pontos onde se obteve: a menor taxa de $H^*(10)$ (Vila Andrade), a maior (Ponto 33 na USP) e uma próxima ao valor médio do conjunto de dados (Alto de Pinheiros).	42
Figura 4.3 – Taxas $H^*(10)$ nos 43 distritos da cidade de São Paulo investigados	43
Figura 4.4 – Histograma das taxas de Equivalente de Dose Ambiente medidos na cidade de São Paulo.....	44

Índice

AGRADECIMENTOS.....	I
RESUMO	III
ABSTRACT	V
ÍNDICE DE TABELAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
ÍNDICE	X
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO	1
1.1 - OBJETIVOS	1
1.2 - MOTIVAÇÃO	1
CAPÍTULO 2: INTRODUÇÃO TEÓRICA	7
2.1 - LEI DO DECAIMENTO RADIOATIVO	7
DECAIMENTO RAMIFICADO	10
DECAIMENTO EM SÉRIE.....	11
<i>EQUILÍBRIO SECULAR</i>	12
<i>EQUILÍBRIO TRANSIENTE</i>	13
2.2 - TIPOS DE DECAIMENTO.....	14
DECAIMENTO ALFA	14
DECAIMENTO BETA.....	14
DECAIMENTO GAMA	15
2.3 – RADIAÇÃO GAMA: INTERAÇÃO COM A MATÉRIA.....	16
ABSORÇÃO FOTOELÉTRICA	16
ESPALHAMENTO COMPTON	18
PRODUÇÃO DE PARES.....	19
2.4 – DOSIMETRIA	20
GRANDEZAS FÍSICAS.....	22
GRANDEZAS DE PROTEÇÃO RADIOLÓGICA.....	23

GRANDEZAS OPERACIONAIS	25
2.5 – DETECÇÃO	26
ESPECTROSCOPIA	26
RESOLUÇÃO EM ENERGIA	26
EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO	27
DEPENDÊNCIA ANGULAR	27
CAPÍTULO 3: MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
3.1 – O SISTEMA DE DETECÇÃO	28
3.2 – CONTRIBUIÇÃO DOS RAIOS CÓSMICOS	31
3.3 – TESTE DO SISTEMA COM FONTES SUPERFICIAIS.....	32
3.4 – ESCOLHA DOS LOCAIS DE MEDIDA NA CIDADE DE SÃO PAULO.....	33
3.5 – COLETA DE DADOS	35
3.6 – CÁLCULO DAS TAXAS DE DOSE MÉDIAS.....	35
3.7 – CÁLCULO DO COEFICIENTE DE CONVERSÃO DE EQUIVALENTE DE DOSE AMBIENTE PARA DOSE EFETIVA	37
3.8 – INCERTEZA DO SISTEMA DE DETECÇÃO	38
CAPÍTULO 4: ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	40
4.1 – TESTE COM FONTES SUPERFICIAIS	40
4.2 – RESULTADOS OBTIDOS PARA TAXA DE EQUIVALENTE DE DOSE AMBIENTE NA CIDADE DE SÃO PAULO	40
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÃO.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
ANEXO A.....	53

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

1.1 - Objetivos

Os efeitos da radiação ionizante nos seres humanos são sobejamente conhecidos para doses altas e intermediárias, ao passo que há muitas controvérsias sobre os efeitos de irradiações com baixa intensidade (ICRP, 1991). Qualquer estudo epidemiológico (como, por exemplo, estudo de incidência de cânceres de pele e de pulmão, de leucemia ou de abortos espontâneos) que venha a ser feito, bem como análise sobre os efeitos de acidentes radioativos ou nucleares que possam vir a ocorrer, requerem o conhecimento da dose ambiental da região em questão. Com isso, o presente estudo tem como objetivos a determinação da taxa de dose devido à exposição à radioatividade ambiental para a cidade de São Paulo, uma vez que não há dados na literatura a esse respeito, e o estabelecimento de uma metodologia simples, que permita que a abrangência do trabalho possa ser estendida a outros pontos do estado e do país.

1.2 - Motivação

Tem havido um crescente aumento de interesse na determinação dos níveis de radiação ambiental e a subsequente dose à qual o ser humano está exposto. Tal fato teve como motivação inicial a suposição feita pelos geneticistas das décadas de 40 e 50, de que haveria uma relação linear entre a dose e a incidência de mutações genéticas (Solon *et al.*, 1958).

A exposição de populações a baixas doses de radiação é tema frequente na literatura e ainda não há um consenso geral sobre os possíveis danos causados. Os estudos publicados, tentam, de maneira geral, obter relações entre a quantidade de radiação (dose

absorvida) e a taxa de incidência de um efeito estocástico, geralmente câncer, e apresentam duas correntes conflitantes. Uma dessas correntes, adotada pela maioria dos órgãos reguladores do uso de radiação, prevê que qualquer dose de radiação pode causar algum dano. A outra, ao contrário, afirma que há um limiar de dose abaixo do qual não ocorrem danos e que baixas doses podem até ser salutares. De um modo geral, embora tais estudos, de ambas as correntes, sejam potencialmente relevantes ao problema de proteção radiológica, têm contribuído muito pouco para estimativas quantitativas de risco, principalmente por sofrerem de uma ou mais dificuldades metodológicas, como pequeno espaço amostral, falta de controles adequados, dosimetria inadequada, além de os resultados terem a influência de outros fatores que não a radiação nos efeitos causados (ICRP, 1991).

Alguns tipos de câncer podem resultar do dano provocado em uma única célula. Assim, para que possa haver um limiar real na relação dose-resposta para tais tipos de câncer, é necessário que o mecanismo de defesa das células seja totalmente bem sucedido para baixas doses. A existência de fontes naturais de radiação irradiando todas as partes do corpo humano diminui a importância desse comportamento para doses próximas de zero. Uma relação linear entre o aumento na dose e o aumento na probabilidade de efeitos nocivos, para aumentos moderados da radiação de fundo, é uma aproximação adequada, qualquer que seja a forma real da relação entre a dose e a probabilidade de efeitos estocásticos. A relação mais simples entre a dose e a ocorrência de um efeito estocástico definido é o de uma linha passando pela origem. Dados epidemiológicos para seres humanos não são, porém, suficientemente precisos para confirmar ou não essa relação. Contudo, quase todos os dados relacionando efeitos estocásticos em células *in vitro* e em organismos biológicos simples e para indução de tumores em animais, mostram uma relação curvilínea entre dose-efeito para radiações de baixa transferência linear de energia

(LET), com a declividade para baixas doses sendo menor que para altas doses (ICRP, 1991), justificando-se dessa forma a adoção do modelo linear.

A radioatividade natural e a exposição para diagnósticos médicos compõem a maior parte da dose anual acumulada por seres humanos que não estão expostos a radiação ionizante devido a atividades profissionais. As fontes de radiação ambiental às quais o homem está exposto são a radiação cósmica, radiação terrestre, radionuclídeos cosmogênicos, além da radiação proveniente de fontes artificiais. Os radionuclídeos naturais estão presentes em diferentes graus no solo, no ar, na água, em materiais orgânicos e nos organismos vivos. Dessa forma, os seres humanos são expostos a irradiação interna e externa por raios gama, partículas alfa e beta. A dose proveniente de fontes externas ao corpo se deve quase unicamente aos raios gama emitidos durante o decaimento dos radionuclídeos, já que quaisquer emissões de partículas α ou β praticamente não contribuirão para a dose, devido ao seu baixo poder de penetração. Haverá, apenas, uma pequena contribuição dessas radiações para as doses recebidas na pele, e para órgãos internos, em caso de incorporação por inalação ou ingestão.

A radiação cósmica que alcança a superfície da Terra é composta por partículas primárias provenientes do espaço e por partículas secundárias, geradas pela interação das primárias com átomos da atmosfera. A radiação cósmica produz uma variedade de reações nucleares no meio ambiente, produzindo os radionuclídeos cosmogênicos e partículas secundárias. Em termos de contribuição à exposição do ser humano, os mais importantes são ^{14}C , ^3H , ^{22}Na e ^7Be (UNSCEAR, 1993).

A radiação terrestre se deve à presença de radionuclídeos naturais na crosta terrestre, destacando-se, em termos de contribuição para a dose, ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U . De importância secundária são ^{87}Rb e ^{235}U . Tório e urânio encabeçam séries de vários radionuclídeos, muitos dos quais contribuem para a exposição humana. Tanto o ^{40}K ,

quanto o ^{87}Rb , são beta emissores e decaem para elementos estáveis, após desexcitação gama (Alpen, 1990).

O gás radônio (^{222}Rn), gás inerte e radioativo, é proveniente do decaimento do ^{226}Ra , na série do ^{238}U e tem meia vida de 3,8 dias. Ele e seus filhos são considerados os maiores responsáveis pela exposição a radiação alfa e gama da população. Por esse motivo, eles vêm sendo motivo recorrente de estudo desde a década de 50, quando se correlacionou a incidência de câncer de pulmão com a inalação de radônio e, posteriormente, constatou-se que os verdadeiros responsáveis pela irradiação do aparelho respiratório são seus filhos. Levantamentos realizados em diversos países, apontam que entre 3 e 15% das taxas totais de câncer de pulmão observadas nas populações podem ser associadas a contaminação ambiental por ^{222}Rn e seus filhos (Da Silva, 2000).

A radiação artificial se deve a fontes e equipamentos produzidos pelo homem, tais como o uso de radioisótopos na medicina, na indústria e na pesquisa, uso de raios X e aceleradores no radiodiagnóstico e na radioterapia, a precipitação radioativa devido a testes de artefatos nucleares na atmosfera, a liberação de efluentes de instalações nucleares, etc.

Uma das técnicas utilizadas para se determinar a atividade de nuclídeos específicos presentes no solo por unidade de área ou a taxa de dose produzida por eles, é a espectrometria gama *in situ*. Esse termo tem sido adotado para se designar medidas realizadas com um detetor perto do solo, a maioria delas feita a 1 m deste. A espectrometria gama realizada no meio ambiente é usada para a determinação dos níveis de atividade no solo, ou no ar, e das doses devido a radionuclídeos específicos. A principal vantagem deste método, comparado à análise em laboratório de amostras de solo, é que os resultados são obtidos no local de interesse, dentro de um intervalo de tempo curto por se detectar contribuições de radionuclídeos presentes em uma área muito extensa. Já para a

amostragem de solo, há necessidade de se analisar em laboratório muitas amostras da mesma região para garantir um resultado com validade estatística para o local. Em contrapartida, na espectrometria gama *in situ*, não se tem a distribuição localizada dos radionuclídeos no solo e se assume que estes estejam distribuídos de forma homogênea, enquanto no outro caso testa-se a distribuição em profundidade e em área. Uma outra limitação da espectrometria gama *in situ* é que se tem a contribuição de um volume muito grande de solo, o que faz com que pequenas descontinuidades de concentração não sejam identificadas com facilidade, pois uma pequena variação espacial por sobre a fonte não é relevante para taxas de dose no ar. Os recentes acidentes envolvendo reatores nucleares, como o de Chernobyl, acabaram por mostrar a necessidade de se desenvolver métodos rápidos e confiáveis de se determinar contaminações ambientais (ICRU, 1994; Beck *et al.*, 1972; Saito *et al.*, 1998; Yi *et al.*, 1997; Westmeier, 1992).

Na maior parte das aplicações de espectrometria gama *in situ*, uma boa aproximação da distribuição da fonte é a de um semi-espaco infinito com concentração homogênea no plano horizontal. Na prática, um semi-espaco infinito pode ser qualquer terreno com área livre num raio maior ou igual a 10 metros. Para os radionuclídeos naturais, em geral é razoável assumir-se uma concentração uniforme com a profundidade do solo, enquanto que, para radionuclídeos provenientes da precipitação de materiais radioativos lançados na atmosfera, uma das possibilidades é assumir-se um perfil exponencial decrescente com a profundidade para os primeiros anos após a deposição, dependendo das características físico-químicas do solo e do radionuclídeo (ICRU, 1994).

Dentre os primeiros trabalhos realizados com o intuito de se determinar a dose externa devido à radiação terrestre, o de Solon e colaboradores, 1958, realizado durante parte do período da “Operação Plumbob”, merece algum destaque. Nele verificou-se um aumento do nível da radiação de fundo em áreas ao redor da Estação Nacional de Teste

(National Test Station), em Nevada - EUA. Detectaram-se níveis elevados no oeste do Arkansas e em Black Hills, Dakota do Sul, devido à precipitação de materiais radioativos lançados na atmosfera durante os testes de artefatos nucleares. Após três semanas, esses níveis haviam sofrido uma redução de 50 a 75%.

CAPÍTULO 2: INTRODUÇÃO TEÓRICA

Radionuclídeos são nuclídeos instáveis que ganham estabilidade através de transformações nucleares. Tais transformações se dão por emissão de partículas alfa ou beta, ou radiação gama.

2.1 - Lei do Decaimento Radioativo

Após o descobrimento da radioatividade, em 1896 por A. H. Becquerel, foram necessários alguns anos para se observar que a taxa de decaimento de uma amostra radioativa de uma substância pura, diminuía exponencialmente com o tempo.

Supondo que, em um instante t , estejam presentes N núcleos radioativos em uma amostra de uma substância pura e que nenhum outro núcleo foi introduzido na amostra, o número dN de radionuclídeos decaindo no intervalo de tempo dt é dado por

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (2.1)$$

onde λ é uma constante chamada *constante de decaimento ou de desintegração*. A constante de decaimento dá a probabilidade por unidade de tempo de um radionuclídeo decair, o que é uma constante característica e imutável associada a um radionuclídeo particular e não pode ser influenciada por condições ambientais. Esta é a hipótese básica da teoria estatística do decaimento radioativo, a de que essa probabilidade é constante. Como exceções a essa regra, temos o gás Trítio (^3H), que sob forte pressão apresenta um ligeiro decréscimo em λ , e o processo de conversão interna, onde alterações do ambiente químico da amostra causam mudanças nos orbitais atômicos e podem alterar ligeiramente taxa de decaimento (Alpen, 1990).

Integrando a equação 2.1 obtém-se

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.2)$$

onde N_0 é o número original de núcleos presentes no instante $t = 0$.

Um conceito útil é o de *vida média* τ , que é o tempo médio de vida de cada núcleo na amostra radioativa. É, também, o tempo necessário para que o número de radionuclídeos de uma amostra decaia para 1/e do valor inicial. O número que sobrevive ao tempo t é $N(t)$ e o número que decai entre t e $t + dt$ é $|dN/dt| dt$, então, pela definição de valor médio e pela aplicação da equação 2.2:

$$\tau = \frac{\int_0^{\infty} t |dN/dt| dt}{\int_0^{\infty} |dN/dt| dt} = \frac{1}{\lambda} \quad (2.3)$$

ou seja, a vida média é simplesmente o inverso da constante de decaimento.

Chama-se de *meia vida* $T_{1/2}$, o tempo necessário para que metade dos radionuclídeos presentes em uma amostra decaiam. Substituindo $N(T_{1/2}) = N_0/2$ na equação 2.2 temos

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (2.4)$$

Infelizmente, a lei exponencial de decaimento apresentada na equação 2.2, é de utilidade limitada, uma vez que N é uma quantidade muito difícil de ser medida. Por isso, ao invés de se tentar determinar o número N de núcleos radioativos presentes em uma amostra, é mais fácil contar o número de decaimentos que ocorre entre os tempos t e $t + \Delta t$, ou seja,

$$|\Delta N| = N(t) - N(t + \Delta t) = N_0 e^{-\lambda t} \left(1 - e^{-\lambda \Delta t} \right) \quad (2.5)$$

Se o intervalo Δt , durante o qual foram feitas as medidas, for muito menor que τ (e então, de fato, $\Delta t \ll T_{1/2}$), pode-se ignorar os termos de ordem mais alta na expansão da segunda exponencial e

$$|\Delta N| = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \Delta t \quad (2.6)$$

No limite diferencial temos

$$\left| \frac{dN}{dt} \right| = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.7)$$

Define-se a atividade $A(t)$ a taxa com que o decaimento ocorre na amostra,

$$A(t) = \lambda N(t) = A_0 e^{-\lambda t} \quad (2.8)$$

onde $A_0 = \lambda N_0$ é a atividade da amostra no instante $t = 0$.

A primeira unidade estabelecida para quantificar a atividade foi o curie (Ci), que indicava originalmente a atividade de uma amostra de um grama de rádio, mas que hoje é definido simplesmente como: **1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ decaimentos por segundo**. A unidade SI para atividade é o becquerel (Bq), definido *como 1 decaimento por segundo*. As fontes radioativas mais comuns, de intensidades tipicamente usadas em laboratórios, têm atividade na faixa que vai de microcurie (μCi) a milicurie (mCi), ou de quilobecquerel (kBq) a megabecquerel (MBq).

Para se determinar a constante de desintegração de um elemento radioativo, pode-se medir a atividade de uma amostra em função do tempo, contando-se o número de decaimentos numa sequência de pequenos intervalos de tempo Δt . Pode-se observar o comportamento exponencial da atividade em relação ao tempo de decaimento na Figura 2.1a e, como se pode ver na Figura 2.1b, quando se faz esse gráfico em escala logarítmica ($\ln A$ vs t), obtém-se uma reta de inclinação $-\lambda$. Este método, porém, é válido apenas para elementos cujas meias vidas não sejam nem muito curtas, nem muito longas, ou seja, elas devem ter duração suficiente para que se possa observar o decaimento da amostra. Em casos em que a meia vida é muito grande, por exemplo, maior que tempo de vida humana, não se observaria nenhuma alteração substancial na atividade e seria necessário utilizar diretamente a equação 2.1 para se determinar λ .

Figura 2.1 – Decaimento exponencial da atividade. (a) Gráfico linear. (b) Gráfico Em escala logarítmica (Krane, 1988).

Considere-se uma amostra em que no instante $t = 0$ estejam presentes N_0 núcleos de um elemento do tipo 1, apenas. Então, se o elemento 1 decai com constante de decaimento λ_1 , para o elemento 2, estável e inicialmente ausente na amostra. O número de átomos desse elemento presente a amostra no instante t é dado por

$$N_2(t) = N_0(1 - e^{-\lambda_1 t}) \quad (2.9)$$

No caso em que o radionuclídeo decai através de uma série de radionuclídeos até um nuclídeo estável, processo chamado de decaimento em cadeia, a equação 2.9 deixa de ser válida.

Decaimento ramificado

Considere-se o caso em que um determinado radionuclídeo decai para dois núcleos diferentes pelos modos de decaimento **a** e **b**. Suas respectivas taxas de decaimento serão $(dN/dt)_a$ e $(dN/dt)_b$, com constantes de decaimento λ_a e λ_b , dadas por

$$\lambda_a = \frac{-(dN/dt)_a}{N} \quad (2.10a)$$

$$\lambda_b = \frac{-(dN/dt)_b}{N} \quad (2.10b)$$

A taxa de decaimento total $(dN/dt)_t$ é

$$-(dN/dt)_t = -(dN/dt)_a - (dN/dt)_b = N(\lambda_a + \lambda_b) = N\lambda_t \quad (2.11)$$

onde $\lambda_t = \lambda_a + \lambda_b$ é a constante de decaimento total da amostra. Logo, o radionuclídeo decai como $N = N_0 e^{-\lambda_t t}$. As constantes de decaimento λ_a e λ_b determinam a probabilidade de o decaimento se dar do modo **a** ou **b**. Assim, uma fração λ_a/λ_t dos núcleos decai pelo modo **a** e uma fração λ_b/λ_t pelo modo **b**, ou seja,

$$N = N_0 e^{-\lambda_t t} \quad (2.12a)$$

$$N_a = (\lambda_a/\lambda_t) N_0 (1 - e^{-\lambda_t t}) \quad (2.12b)$$

$$N_b = (\lambda_b/\lambda_t) N_0 (1 - e^{-\lambda_t t}) \quad (2.12c)$$

Como se vê, os fatores λ_a e λ_b não aparecem em nenhum termo exponencial, ou seja, não há como se observar um dos modos de decaimento isoladamente.

Decaimento em Série

Outra situação presente na natureza, é o chamado *decaimento em série ou em cadeia*, onde o radionuclídeo decai através de uma série de outros radionuclídeos até um nuclídeo estável. É comum referir-se ao radionuclídeo original, do tipo 1, como pai, ao do tipo 2 como filho e assim por diante.

Um caso simples de decaimento é aquele em que um radionuclídeo decai para um segundo radionuclídeo, que por sua vez, decai para um elemento estável.

A atividade do pai é dada por $\lambda_1 N_1$ e do filho $\lambda_2 N_2$, onde N_1 e N_2 são os números de radionuclídeos pai e filho no instante t qualquer, respectivamente, e λ_1 e λ_2 suas respectivas constantes de decaimento. Então,

$$\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1 \quad (2.13)$$

e

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (2.14)$$

Integrando 2.14 e assumindo que $N_1(0) = N_0$ e $N_2(0) = 0$ e, tem-se

$$N_2(t) = N_0 \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \left(e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t} \right) \quad (2.15)$$

E, uma vez que a atividade é dada por $\lambda_2 N_2(t)$,

$$A_2(t) = A_0 \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} \left(e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t} \right) \quad (2.16)$$

onde $A_0 = \lambda_1 N_0$.

Há dois casos particulares para a formulação do decaimento em cadeia. São eles o *Equilíbrio Secular* e o *Equilíbrio Transiente*.

EQUILÍBRIO SECULAR

Ocorre quando a meia vida do pai é muito maior que a do filho.

Seja $\lambda_2 - \lambda_1 \cong \lambda_2$ e $\exp(-\lambda_1 t) \cong 1$, então a equação 2.16 se reduz a

$$A_2 = A_0 \left(1 - e^{-\lambda_2 t} \right) \quad (2.17)$$

Quando $t \gg T_{1/2_2}$,

$$A_2(t) = A_1(t) \quad (2.18)$$

quando se diz que foi atingido o equilíbrio secular.

Como exemplo de séries de radionuclídeos em equilíbrio secular, têm-se as séries naturais, como ilustrado na Figura 2.2.

Figura 2.2 – Diagrama de decaimento da série do ^{238}U (Mayer-Kuckuk, 1993).

EQUILÍBRIO TRANSIENTE

Ocorre quando a meia vida do pai é maior que a do filho, porém, não muito.

Decorrido um tempo suficientemente grande, tipicamente igual ou maior que dez meias vidas do elemento filho, o termo $\exp(-\lambda_2 t)$ da equação 2.16 será desprezível comparado a $\exp(-\lambda_1 t)$. Com isso e assumindo $A_2(t_0) = 0$,

$$A_2(t) = A_0 e^{-\lambda_1 t} \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} = A_1(t) \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} \quad (2.19)$$

Quando tais condições são satisfeitas, os dois núcleos, pai e filho, são ditos em equilíbrio transiente e suas atividades mantêm uma proporção constante, determinada por suas respectivas constantes de desintegração.

$$\frac{A_2(t)}{A_1(t)} = \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} \quad (2.20)$$

2.2 - Tipos de Decaimento

Existem três processos de decaimento nuclear, os decaimentos α , β e γ . Nos processos α e β , o núcleo instável emite uma partícula α ou β . Já no processo γ , o núcleo decai a um estado estável sem alterar sua espécie química.

Decaimento Alfa

No decaimento alfa, um núcleo emite uma partícula, chamada de partícula alfa, que Rutherford e colaboradores mostraram ser equivalente a um núcleo de hélio.

O decaimento radioativo por emissão alfa pode ser representado da seguinte forma:

onde X e X' são os símbolos químicos do núcleo inicial e do final, respectivamente.

Decaimento Beta

De forma simplificada, pode-se dizer que o decaimento β equivale aos três processos descritos a seguir:

Considerando-se que o elétron capturado (processo ϵ) seja de uma camada eletrônica interna, o átomo X'', com a lacuna deixada, é formado em estado atômico excitado e sua desexcitação poderá ocorrer por emissão de fluorescência ou produção de elétrons Auger.

As partículas β^- , β^+ , ν e $\bar{\nu}$ são criadas no momento de suas emissões, ou seja, nenhuma dessas partículas existia previamente no núcleo, ao contrário do que se acredita que ocorre no decaimento α .

Decaimento Gama

A grosso modo, pode-se dizer que a desexcitação nuclear, que se dá por emissão de radiação gama, é análoga à desexcitação atômica. Uma vez que a maioria dos decaimentos α e β , assim como a maioria das reações nucleares, levam o núcleo a um estado final excitado do núcleo filho, a emissão γ é usualmente observada após tais ocorrências. Nela, um estado nuclear excitado decai a outro estado menos excitado, ou ao estado fundamental, pela emissão de fótons de radiação γ de energia igual à diferença de energia entre os estados nucleares inicial e final, a menos de uma pequena correção para a energia de recuo do núcleo. Estas energias vão tipicamente de 0,1 a 10 MeV e os comprimentos de onda dos raios γ , de 10^4 a 100 fm.

As emissões γ ocorrem com meias vidas muito pequenas, geralmente menores que 10^{-9} s, sendo que, ocasionalmente, encontram-se meias vidas maiores, até de horas.

Um processo que compete com a emissão γ é a *Conversão Interna*, no qual o núcleo excitado transfere sua energia diretamente a um elétron atômico, que, então, é liberado do átomo. Ao contrário do processo de decaimento β , na conversão interna não há a criação de um elétron e, embora o átomo fique ionizado, não há nenhuma alteração no número atômico ou no número de nêutrons do radionuclídeo.

O elétron é ejetado do átomo com energia cinética T_e igual à energia de transição ΔE menos a energia de ligação B do elétron atômico,

$$T_e = \Delta E - B \quad (2.21)$$

A energia de ligação é a energia que se deve fornecer para levar um elétron de um estado ligado ao zero de energia. Como cada orbital atômico possui uma energia de ligação, para uma dada transição ΔE haverá elétrons de conversão interna com energias diferentes. O espectro dos elétrons emitidos por uma fonte com uma única emissão γ

consiste de um número de componentes individuais, discretas, e não uma distribuição contínua como no decaimento β . Aliás, é comum haver fontes emissoras de radiação β e elétrons de conversão interna e é relativamente fácil distinguir os picos dos elétrons de conversão do espectro contínuo do decaimento β , conforme se pode observar na Figura 2.3.

Figura 2.3 - Um espectro de elétrons típico emitido por um núcleo radioativo. Alguns picos discretos de elétrons de conversão, atrelados ao fundo contínuo do decaimento β (Krane, 1988).

Também no processo de conversão interna pode haver a emissão subsequente de raios-X característicos e elétrons Auger, devido ao rearranjo eletrônico no preenchimento da lacuna deixada pelo elétron emitido.

2.3 – Radiação Gama: Interação com a Matéria

Embora seja conhecido um grande número de mecanismos de interação para a radiação gama com a matéria, há três processos fundamentais: *absorção fotoelétrica*, *espalhamento Compton* e *produção de pares*.

Absorção Fotoelétrica

No processo de absorção fotoelétrica, um fóton é absorvido por um átomo e um dos elétrons atômicos, conhecido por fotoelétron, é liberado ao meio. Este processo só ocorre com elétrons atômicos, uma vez que não haveria conservação de energia e de momento

linear em um sistema que envolvesse elétrons livres. A energia cinética do fotoelétron é dada por:

$$T_e = E_\gamma - B \quad (2.22)$$

onde E_γ é a energia do fóton gama e B a energia de ligação do elétron ao átomo.

Além do fotoelétron, essa interação também cria um átomo ionizado, com uma lacuna em uma de suas camadas eletrônicas. Essa lacuna é rapidamente preenchida através da captura de elétrons livres do meio e/ou rearranjo de elétrons de outras camadas eletrônicas do átomo. Deste modo, um ou mais fótons de raios X característicos também podem ser gerados. O processo fotoelétrico é o modo predominante de interação para fótons de energia relativamente baixa.

A Figura 2.4 mostra exemplos para coeficientes de atenuação para o efeito fotoelétrico.

Figura 2.4 – Dependência energética dos vários processos de interação de fótons em alumínio e chumbo [Krane, 1988].

Espalhamento Compton

É o processo em que um fóton interage com um elétron fracamente ligado, resultando em um fóton menos energético e em um elétron espalhado. A Figura 2.5 ilustra esquematicamente o processo de espalhamento Compton.

Figura 2.5 – Representação esquemática do processo de Espalhamento Compton.

Se considerarmos o caso em que o elétron atingido pelo fóton de energia E_γ é um elétron livre em repouso, então, a conservação do momento linear e da energia total, segundo a dinâmica relativística, nos dá que a energia do fóton espalhado E'_γ é

$$E'_\gamma = \frac{E_\gamma}{1 + \left(\frac{E_\gamma}{mc^2} \right) (1 - \cos \theta)} \quad (2.23)$$

onde θ é o ângulo formado pelas direções do fóton incidente e do fóton espalhado e mc^2 a energia de repouso do elétron.

Essa energia E'_γ pode variar desde E_γ , para $\theta = 0$ (quando não ocorre interação), até um valor mínimo, quando $\theta = 180^\circ$.

A distribuição angular do espalhamento Compton pode ser obtida através da fórmula de Klein-Nishina para seção de choque diferencial,

$$\frac{d\sigma_c}{d\Omega} = r_0^2 \left[\frac{1}{1 + \alpha(1 - \cos \theta)} \right]^3 \left[\frac{1 + \cos \theta}{2} \right] \left[1 + \frac{\alpha^2 (1 - \cos \theta)^2}{(1 + \cos^2 \theta) [1 + \alpha(1 - \cos \theta)]} \right] \quad (2.24)$$

onde α é a energia do fóton em unidades de massa de repouso do elétron, ou seja, $\alpha = E_\gamma/mc^2$, e $r_0 = e^2/(4\pi\epsilon_0 mc^2) = 2,818$ fm. Na Figura 2.6 tem-se o gráfico polar dessa seção de choque.

Figura 2.6 – Seção de choque do processo de espalhamento Compton para várias energias incidentes dadas por $\alpha = E_\gamma/mc^2$ [Krane, 1988].

Produção de Pares

Nesta interação, que ocorre no campo coulombiano do núcleo, o fóton gama é absorvido e é criado um par elétron-pósitron. O balanço de energia é

$$E_\gamma = T_{e^+} + mc^2 + T_{e^-} + mc^2 \quad (2.25)$$

onde T_{e^-} e T_{e^+} são as energias cinéticas do pósitron e do elétron, respectivamente.

Obviamente, existe um limiar de energia para que essa interação ocorra, que corresponde a duas vezes a massa de repouso do elétron, ou seja, $E_\gamma \geq 2mc^2 = 1022$ keV, e o excedente em energia é distribuído entre o pósitron e o elétron como energia cinética.

A Figura 2.7 mostra a importância relativa dos três processos de interação de fótons com a matéria, em termos de energia do fóton e número atômico do meio (Knoll, 1989).

Figura 2.7 – A importância relativa dos três principais tipos de interação de fótons. As linhas mostram os valores de Z e E_γ para os quais as probabilidades dos dois efeitos vizinhos são iguais.

2.4 – Dosimetria

O desenvolvimento da energia atômica trouxe consigo uma conscientização e uma maior atenção aos riscos da radiação ionizante. A *Comissão Internacional de Proteção Radiológica* (ICRP) definiu, em 1960, uma Dose Máxima Permissível (MPD) como sendo aquela que, “sob a luz dos conhecimentos atuais, espera-se não causar danos detectáveis à pessoa em qualquer momento de sua vida”. As MPD's não são mais estabelecidas, existindo atualmente limites de dose para trabalhadores com radiação, cuja ênfase é mais fortemente centrada na idéia de que qualquer exposição deve ser justificada por algum

benefício e determinam que todas as exposições devem ser mantidas tão baixas quanto possível, sendo que os fatores sócio-econômicos devem ser levados em conta.

Nos anos 60, a ênfase da proteção radiológica recaía sobre possíveis danos genéticos, já nos dias atuais, é sobre os riscos de se desenvolver câncer em vários órgãos do corpo. A legislação brasileira, que continua baseada nas recomendações do ICRP 26 (ICRP, 1977), tenta quantizar estes riscos e relacioná-los aos riscos a que estão expostos trabalhadores de outras atividades e recomenda que os limites de dose sejam estabelecidos e interpretados de tal maneira que os riscos das pessoas que trabalham com radiação sejam pelo menos tão baixos quanto os das chamadas "atividades seguras" (CNEN, 1988).

Em dosimetria, definem-se três grupos de grandezas: Grandezas Físicas, Grandezas de Proteção Radiológica e Grandezas Operacionais, que são ilustradas na figura 2.8. As Grandezas de Proteção Radiológicas foram definidas com o intuito de se quantificar os efeitos biológicos da radiação no corpo humano e foram definidas pela ICRP. Já as grandezas Operacionais, são definidas pela ICRU e quantificam a radiação em termos das Grandezas Físicas (essas sim, mensuráveis).

Figura 2. 8 – Relações entre as grandezas dosimétricas (ICRP, 1996)

Grandezas Físicas

As grandezas físicas ligadas à dosimetria de radiação são:

- Fluência Φ : definida como

$$\Phi = dN/da \quad (2.26)$$

onde dN é o número de partículas incidentes em uma esfera de seção transversal da .

- Kerma:

$$K = dE_{tr}/dm \quad (2.27)$$

onde dE_{tr} é a soma das energias cinéticas iniciais de todas as partículas ionizantes carregadas liberadas pelas partículas ionizantes não carregadas em um elemento de volume de massa dm . O Kerma ser entendido como a energia transferida na forma de energia cinética às partículas carregadas no meio e é expresso em gray (Gy), $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$.

- Dose Absorvida D :

$$D = d\bar{\epsilon}/dm \quad (2.28)$$

onde $d\bar{\epsilon}$ é a energia média depositada pela radiação na matéria de massa dm . A Dose Absorvida também é expressa em gray (Gy).

A Energia Depositada pela radiação em um volume de matéria, por sua vez, é definida como

$$\epsilon = R_{in} - R_{out} + \sum Q \quad (2.29)$$

onde R_{in} é a soma das energias (a menos das energias de repouso) de todas as partículas ionizantes, carregadas e não carregadas, que entram naquele volume; R_{out} é a energia radiante que emerge do volume, isto é, a soma de todas as energias (aqui também excluídas as energias de repouso) de todas as partículas ionizantes, carregadas ou não, que deixam o volume; e $\sum Q$ é a soma de todas as alterações na massa de repouso do núcleo e das

partículas elementares em qualquer interação que ocorra no volume. A Energia Depositada é expressa em joule (J). O valor esperado de ϵ é chamada de Energia Média Depositada $\bar{\epsilon}$.

- Transferência Linear de Energia (LET) L definida para partículas carregadas que atravessam um material:

$$L = dE/dl \quad (2.30)$$

onde dE é a energia média perdida pela partícula, devido a colisões com elétrons em uma distância dl .

- Distribuição de Dose Absorvida em Transferência Linear de Energia D_L (ICRU, 1993):

$$D_L = dD/dL \quad (2.31)$$

Grandezas de Proteção Radiológica

- Dose Absorvida no Órgão: é o valor médio da dose absorvida no órgão ou tecido de interesse.

$$D_T = \left(1/m_T \right) \int_{m_T} D dm \quad (2.32)$$

onde m_T é a massa do tecido ou órgão e D a dose absorvida no elemento de massa dm .

- Dose Equivalente: a dose equivalente em um tecido ou órgão irradiado por radiações distintas ou com diferentes energias é dada por:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} \quad (2.33)$$

onde $D_{T,R}$ é a dose absorvida média devido à radiação R no tecido T e w_R , o fator de ponderação da radiação. A dose equivalente é expressa em sievert (Sv), $1\text{Sv} = 1\text{ J.kg}^{-1}$, e as doses equivalentes para o cristalino e para a pele são utilizadas para limitar os níveis de radiação para trabalhadores e público.

A Tabela 2. 1 dá os valores do Fator de Ponderação w_R recomendados pela ICRP.

Tipo de Radiação	Fator de Ponderação w_R
Fótons de todas as energias	1
Elétrons de todas as energias	1
Nêutrons com energias ^a :	
< 10 keV	5
10-100 keV	10
> 100 keV até 2 MeV	20
>2-20 MeV	10
> 20 MeV	5
Prótons (que não os de recuo) com energia > 2 MeV	5
Partículas alfa, fragmentos de fissão e núcleos pesados	20

Tabela 2. 1 – Valores para os Fatores de Ponderação w_R (ICRP, 1991).

▪ Dose Efetiva: a dose efetiva é uma grandeza que visa quantificar o risco da ocorrência de efeitos estocásticos no ser humano devido à exposição dos diferentes tecidos que compõem o corpo humano a diferentes tipos e energias de radiação. É a grandeza utilizada, ao lado da dose equivalente, para limitar os níveis de exposição para trabalhadores e público.

Trata-se da soma das doses equivalentes ponderadas em todos os tecidos e órgãos do corpo e é dada por:

$$E = \sum_T w_T H_T \quad (2.34)$$

onde w_T , o fator de ponderação do tecido ou órgão. A tabela 2.3 fornece os valores de w_T .

^a Quando o cálculo de w_R para nêutrons requerer uma função contínua, pode-se usar a seguinte aproximação:

$$w_R = 5 + 17 e^{-\frac{(\ln(2 E_n))^2}{6}}$$

onde E_n é a energia do nêutron (ICRP, 1996).

Tecido ou órgão	Fator de Ponderação para o Tecido w_T
Gônadas	0,20
Medula Óssea	0,12
Cólon	0,12
Pulmão	0,12
Estômago	0,12
Bexiga	0,05
Tórax	0,05
Fígado	0,05
Esôfago	0,05
Tireóide	0,05
Pele	0,01
Superfície do osso	0,01
Resto	0,05

Tabela 2. 2 – Valores para os Fatores de Ponderação w_T (ICRP, 1991).

A dose efetiva também é expressa em sievert (Sv).

Grandezas Operacionais

- Equivalente de Dose H:

$$H = \int_L Q(L) \frac{dD}{dL} dL \quad (2.35)$$

onde $Q(L)$ é o fator de qualidade para partículas com LET L e $(dD/dL)dL$ a dose absorvida no intervalo do LET entre L e $L+dL$, no ponto em questão.

O fator de qualidade $Q(L)$ é dado por:

$Q(L)$	L na água (keV/μm)
1	$L < 10$
$0,32 L - 2,2$	$10 \leq L \leq 100$
$\frac{300}{\sqrt{L}}$	$L > 100$

Tabela 2. 3 – Valores de $Q(L)$ (ICRP, 1991).

- Equivalente de Dose Ambiente $H^*(d)$: Trata-se do equivalente de dose, em um ponto de um campo de radiação, que seria produzido pelo campo, expandido e alinhado, correspondente na esfera ICRU a uma profundidade d , no raio oposto à direção do campo

alinhado. O valor recomendado de d é de 10mm para radiações de alta penetração e 0,07mm para radiações de baixa penetração (ICRP, 1996). Sua unidade é o sievert (Sv).

Na prática, o equivalente de dose ambiente é obtido através da fluência ou do kerma no ar, conhecido o espectro original. Uma vez que o espectro tenha sido adquirido com um sistema de detecção bem caracterizado, procura-se determinar a influência dos fótons de cada energia no espectro como um todo, obtendo-se a fluência do campo de radiação. A partir daí, calcula-se o kerma no ar e, a partir deste, o valor correspondente de $H^*(10)$.

2.5 – Detecção

Espectroscopia

Modo de operação de um detector onde ele discrimina a energia individual de cada quantum de radiação.

Resolução em Energia

Tem-se uma definição formal de Resolução em Energia na Figura 2.9. Nela, pode-se ver a ilustração de uma distribuição diferencial de altura de pulsos dN/dH (onde assume-se que foi registrada apenas radiação de uma única energia), de média H_0 e largura à meia altura, ou largura da distribuição em nível correspondente à metade da altura máxima da distribuição, FWHM.

Figura 2.9 – Definição de resolução em energia de um detector (Knoll, 1989).

Eficiência de Detecção

A eficiência é convenientemente dividida em duas categorias, absoluta e intrínseca, relacionadas para fontes isotrópicas por $\varepsilon_{\text{int}} = \varepsilon_{\text{abs}} (4\pi/\Omega)$, onde Ω é o ângulo sólido do detector visto da posição da fonte radioativa. Na eficiência absoluta, considera-se todos os fótons emitidos pela fonte, enquanto na eficiência intrínseca consideram-se, apenas, os fótons que chegam ao detector.

Ambas as categorias subdividem-se em eficiência de fotopico e eficiência total de detecção. No cálculo da eficiência de fotopico, são considerados apenas os pulsos relativos a absorção total do fóton. Já no cálculo da eficiência total de detecção, consideram-se todos os pulsos gerados pelo detector (Knoll, 1989).

Dependência Angular

Característica que descreve a variação da resposta do detector com o ângulo de incidência da radiação.

CAPÍTULO 3: Materiais e Métodos

3.1 – O Sistema de Detecção

Utilizou-se neste trabalho um sistema de espectroscopia gama (com detector cintilador de NaI) da marca Hamamatsu, modelo C3475; um tripé fotográfico e um suporte de alumínio, projetado para ser acoplado ao tripé e sustentar de forma segura o sistema de detecção.

Figura 3.1 – Sistema de espectroscopia gama da marca Hamamatsu, modelo C3475. Na foto à esquerda, a sonda encontra-se inserida na unidade de calibração.

O sistema de detecção é especialmente projetado para se fazer medidas de campo e é munido de comunicação direta com o computador, via porta RS232. Ele é sensível à radiação gama e fornece: o espectro gama medido (contagens por energia, de 50 a 1670 keV, com 128 canais e janela de 13 keV por canal); a taxa de equivalente de dose ambiente e a taxa de contagens para todo o espectro, ou para as regiões equivalentes aos fotopicos do ^{141}Ce , ^{131}I , ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{60}Co e ^{40}K ; e, ainda, o total de eventos detectados.

Como pode-se ver na Figura 3.1, o sistema de detecção é composto de uma unidade principal e uma sonda. A sonda possui o cintilador, um cristal cilíndrico de NaI(Tl) de 25 mm de diâmetro e 50 mm de altura, a fotomultiplicadora e o pré-amplificador. A

unidade principal contém uma central de processamento que gerencia a aquisição e processa a análise dos dados.

A conversão de taxa de contagem para taxa de dose é feita automaticamente pela central de processamento. Apesar de não se ter acesso ao protocolo de conversão, por se tratar de segredo industrial, há ampla bibliografia tratando o assunto (Conti, 1999; Westmeier, 1992; Yi, *et al.*, 1997; etc.). A relação entre o espectro medido e o equivalente de dose ambiente é dada por:

$$H^*(10) = C_H G = C_H M^{-1} S = F_H S \quad (3.1)$$

onde $H^*(10)$ é o equivalente de dose ambiente; C_H é o coeficiente de conversão de um feixe monoenergético para equivalente de dose ambiente, na forma de uma matriz coluna; M é a matriz quadrada de resposta do detector em energia, no caso, calculada para o detector posicionado a um metro do solo e para a faixa de energia em que o detector é operacional; G é o espectro gama incidente na forma de matriz coluna; F_H o fator de conversão entre equivalente de dose ambiente e a altura dos picos do espectro observado, na forma de uma matriz coluna; e

$$S = MG \quad (3.2)$$

é a matriz coluna da distribuição altura dos picos do espectro medido. No cálculo de F_H , repete-se 3.1, pesando os componentes da diagonal de M^{-1} , até que a diferença relativa entre os valores de $C_H G$ e $F_H S$ seja a menor possível.

As Figura 3.2 e Figura 3.3 referem-se à sensibilidade e à dependência angular do sistema de detecção, respectivamente, fornecidas pelo fabricante. Em operação, a sonda do detector é posicionada horizontalmente, ou seja, o eixo do cilindro fica em paralelo com o plano horizontal, e a dependência angular da figura é a que o detector possui nesse plano. Esses dados foram aferidos pelo Instituto de Medidas de Radiação (Japão). A manutenção da calibração da escala de energia da radiação é garantida com o uso de uma unidade de

calibração (Figura 3.1), que contém um cristal de cloreto de potássio (KCl) com a abundância natural de potássio, para verificar a posição do fotopico do ^{40}K . Dois potenciômetros na unidade principal permitem compensar o ganho, de forma a manter fotopico entre os canais 103 (1339 keV) e 121 (1573 keV).

Figura 3.2 – Dependência energética do detector para radiação gama, fornecida pelo fabricante.

Figura 3.3 – Dependência angular do detector para fonte de ^{137}Cs , fornecida pelo fabricante.

A Figura 3.4 ilustra a visão superior do suporte do detector. Este suporte foi projetado em alumínio, material de baixa densidade e número atômico, escolhido de forma

a minorar um possível espalhamento da radiação gama proveniente do solo; evitar a contabilização de fótons cuja direção original não fosse o cristal na sonda do detector; e reduzir a atenuação dos fótons incidentes. Ele possui uma abertura, para se acoplar a região da sonda do detector, devidamente encapsulada, para que o detector permaneça bem fixado ao sistema.

Figura 3.4 - Desenho do suporte do sistema de espectroscopia gama.

3.2 – Contribuição dos Raios Cósmicos

Um fato a ser considerado é a contribuição da radiação cósmica aos valores das medidas. Embora o sistema de medida não seja projetado para detecção de raios cósmicos, há interação destes com o detector e produção de um sinal, que é interpretado pelo sistema de detecção como uma contribuição da radiação gama ambiental, sendo somado a ela. Tal contribuição não pode ser desprezada *a priori*, deve ser avaliada e, se necessário, subtraída dos valores medidos. Para estimá-la, realizou-se medidas sobre uma lâmina de água de mais de dez metros de profundidade e com mais de 10 metros de raio, com o que se consegue “blindar” a contribuição gama proveniente ao solo, de forma a se creditar o valor

medido apenas à contribuição dos raios cósmicos. Tal medida foi realizada na Raia Olímpica do Campus da Universidade de São Paulo, posicionando-se o detector dentro de um bote e fazendo-se uma medida de 541 segundos, ou aproximadamente 9 minutos, obtendo uma taxa de $H^*(10)$ igual a $25,7 \text{ nSv.h}^{-1}$, valor substancial.

3.3 – Teste do Sistema com Fontes Superficiais

A fim de se testar o sistema de detecção, realizou-se uma série de medidas no Instituto de Radioproteção e Dosimetria – CNEN (IRD), onde existe um conjunto de oito fontes radioativas cilíndricas de concreto, com 3 m de diâmetro, 0,5 m de espessura e 7,5 toneladas, utilizadas para simular campos de radiação normalmente encontrados no meio ambiente. Estas fontes estão dispostas em um círculo de 10 m de raio, com uma piscina com 4 m de diâmetro e 0,7 m de profundidade localizada ao centro, como esquematizado na Figura 3.5. Foram adicionados ao concreto minérios de urânio, tório e potássio, de modo que a quantidade e tipo de material radioativo fosse diferente em cada fonte. As fontes K1 e K2 contêm diferentes concentrações de minério potássio; a fonte Th1 contém minério de tório; as fontes U1 e U2, minério de urânio; as fontes Uth1 e Uth2, misturas de minérios de urânio e tório. A fonte BKG é utilizada para se aferir a contribuição do concreto utilizado na confecção das fontes. As medidas foram realizadas posicionando-se o sistema de detecção ao centro e diretamente sobre a superfície das fontes, sem a utilização do tripé, de forma que a geometria da medida simulasse uma fonte plana infinita. Os valores medidos, comparados aos valores de referência (Barreto *et al*, 1986) e aos valores obtidos por Conti (Conti, 1999), podem ser vistos no próximo capítulo (Tabela 4. 1).

Figura 3.5 – Representação esquemática do conjunto de fontes radioativas cilíndricas de concreto, utilizadas para simular campos de radiação normalmente encontrados no meio ambiente (Conti, 1999)

3.4 – Escolha dos Locais de Medida na Cidade de São Paulo

Os valores médios, recolhidos mundialmente para compor a média mundial de dose efetiva de $0,40 \text{ mSv.ano}^{-1}$ devido a radiação gama externa (UNSCEAR, 1993), foram obtidos de maneiras diversas, por vários grupos de pesquisadores, que usaram os mais diversos aparelhos e técnicas. Dentre estes, os autores que fizeram suas medidas no solo e que descrevem sua metodologia e critérios utilizados na escolha de seus pontos de medida, levaram em conta os fatores homogeneidade do solo e constância de topografia. Contudo, a escolha dos pontos de medida no presente trabalho, levou em conta principalmente o fator ocupação, uma vez que é objeto de estudo a dose a que a está exposta população e não a dose ambiental propriamente dita. Isto posto, deve-se verificar se a não observância de

homogeneidade do solo e constância de topografia geram anomalias na resposta do sistema. Esta hipótese foi testada ao se medir pontos relativamente próximos, com mesma composição de solo, mas com piso de cobertura e topografias distintas, conforme pode-se observar na Tabela 3. 1. Os resultados obtidos permitem concluir que a não observância da homogeneidade da cobertura do solo e de sua topografia não altera significativamente os valores de taxas de $H^*(10)$, ao contrário do que poderia se supor inicialmente, uma vez que a massa de solo que produz o sinal é muito mais relevante que a camada de asfalto, que a cobertura de concreto, ou mesmo que a massa de paredes próximas ao sistema. Apesar disso, os resultados também apontam que o sistema de detecção é sensível a essas mudanças de cobertura e topografia do piso. Um fato a se considerar é que o material utilizado nas construções é, geralmente, proveniente da mesma região. Logo, a concentração de radionuclídeos nessas construções é similar à do ambiente. Grandes acidentes geográficos como morros ou barrancos, foram evitados na escolha dos locais a fim de se evitar que estes acidentes viessem a mascarar a medida, uma vez que a massa de terra que os compõem é comparável à massa da camada superior do solo no raio de ação do detector.

PISO	TOPOGRAFIA	TAXA DE $H^*(10)$ (nSv.h ⁻¹)
CONCRETO	ACIDENTADO	162
TERRA	PLANO	154
CONCRETO/TERRA	ACIDENTADO	153
ASFALTO/TERRA/CONCRETO	ACIDENTADO	147
CONCRETO/TERRA	PLANO	159
ASFALTO	PLANO	160

Tabela 3. 1 – Valores de taxa de equivalente de dose ambiente ($H^*(10)$) medidos em pontos próximos, com diferentes coberturas e topografias no IFUSP

Para escolha dos locais traçaram-se rotas utilizando as vias principais de bairros circunvizinhos, de forma a se cobrir a maior e mais representativa área da cidade de São

Paulo. A distância entre os pontos variou de acordo com a densidade populacional, sendo maior em áreas menos populosas. A distância média entre pontos vizinhos foi de 2,5 km.

3.5 – Coleta de Dados

Uma vez no local, montava-se o sistema de aquisição conforme ilustrado na Figura 3.6, sendo o tripé ajustado de forma que o eixo central da sonda do detector ficasse a 1,0 m do solo. O tempo de medida foi fixado em 300 s. Por questão de segurança e de otimização de tempo, foi realizada apenas uma tomada de dados por ponto, já que a flutuação observada nas medidas em um mesmo local é pequena (ver seção 3.7).

Figura 3.6 – Sistema de aquisição durante uma coleta de dados.

3.6 – Cálculo das Taxas de Dose Médias

Realizadas todas as medidas, calculou-se as taxas médias de $H^*(10)$ para a cidade de São Paulo e também para os cinco núcleos nos quais a Secretaria de Saúde do Estado de São Paulo dividiu o município. A Figura 3.7 mostra essa divisão e a Tabela 3. 2 dá a relação dos distritos e subdistritos que compõem cada núcleo.

Figura 3.7 – Mapa da Cidade de São Paulo, segundo a divisão em núcleos da Secretaria da Saúde do Estado de São Paulo

Núcleo	Distritos e Subdistritos
I	Alto de Pinheiros, Barra Funda, Bela Vista, Bom Retiro, Brás, Butantã, Cambuci, Consolação, Itaim Bibi, Jaguará, Jaguaré, Jardim Paulista, Lapa, Liberdade, Morumbi, Pari, Perdizes, Pinheiros, Raposo Tavares, República, Rio Pequeno, Santa Cecília, Sé, Vila Leopoldina, Vila Sonia.
II	Campo Belo, Campo Grande, Campo Limpo, Capão Redondo, Cidade Ademar, Cidade Dutra, Grajaú, Jardim São Luís, Marsilac, Parelheiros, Pedreira, Santo Amaro, Socorro, Vila Andrade.
III	Cidade Líder, Cidade Tiradentes, Ermelino Matarazzo, Guaianazes, Iguatemi, Itaim Paulista, Itaquera, Jardim Helena, José Bonifácio, Lajeado, Parque do Carmo, Ponte Rasa, São Mateus, São Miguel, São Rafael, Vila Curuça, Vila Jacuí.
IV	Anhanguera, Brasilândia, Cachoeirinha, Casa Verde, Freguesia do Ó, Jaçanã, Jaraguá, Limão, Mandaqui, Perus, Pirituba, Santana, Tremembé, Tucuruvi, Vila Guilherme, Vila Maria, Vila Medeiros, São Domingos.
V	Água Rasa, Aricanduva, Arthur Alvim, Belém, Cangaíba, Carrão, Cursino, Ipiranga, Jabaquara, Moema, Moóca, Penha, Sacomã, São Lucas, Sapopemba, Saúde, Tatuapé, Vila Formosa, Vila Mariana, Vila Matilde, Vila Prudente.

Tabela 3. 2 - Distritos e subdistritos que compõem as cinco regiões de saúde do município de São Paulo.

Para se fazer uma comparação entre as taxas médias de $H^*(10)$ dos Núcleos de Saúde da cidade e a média obtida para a cidade, utilizou-se o teste *t de Student*. Esse teste permite verificar a probabilidade de as médias testadas serem iguais por acaso, além de permitir estimar um eventual destaque de alguma parcela dos dados. Estas médias consistem na média aritmética das taxas de $H^*(10)$ nos subdistritos da cidade de São Paulo que compõem cada núcleo.

Cabe ressaltar que o conjunto de dados foi tomado visando se obter a taxa de dose média para a cidade como um todo e não para cada Núcleo, com o que, o valor médio obtido para a cidade corresponderá à média aritmética de todas as taxas de dose medidas e não uma composição das médias dos Núcleos de Saúde. Apenas para algumas regiões, onde foram realizadas coletas de dados em vários pontos muito próximos uns dos outros, é que se utilizou sua média na composição da média da cidade. Estes pontos podem ser identificados no anexo A.

3.7 – Cálculo do Coeficiente de Conversão de Equivalente de Dose Ambiente para Dose Efetiva

O coeficiente de conversão de equivalente de dose ambiente para dose efetiva (E) pode ser obtido indiretamente a partir de tabelas fornecidas pelo ICRP, 1996, para a geometria “rotacional” (ROT). Esta geometria assume que o corpo está sendo irradiado por um feixe paralelo de radiação ionizante, em uma direção ortogonal ao eixo do corpo ereto, e que gira com velocidade angular constante em torno desse eixo. Trata-se de uma aproximação para a situação em que uma pessoa esteja andando ao ar livre, sendo irradiada pela radiação terrestre.

Por não se conhecer o protocolo de conversão do espectro medido para equivalente de dose ambiente utilizado pelo sistema aquisição, conforme mencionado na seção 3.1, e como a variação dos fatores de conversão ($E/H^*(10)$) é muito pequena na faixa de energia de medida, optou-se por se utilizar o valor médio destes fatores, que é 0,633. A Tabela 3.3, fornece, para energias na faixa de interesse, os coeficientes de conversão de equivalente de dose ambiente para kerma no ar para a geometria ROT (ICRP, 1996), os coeficientes de conversão de dose efetiva para kerma no ar para a geometria ROT (ICRP, 1996) e, calculados a partir da composição destes, os coeficientes de conversão de equivalente de dose ambiente para dose efetiva, na mesma geometria.

Energia (MeV)	H*(10)/Ka (Sv/Gy)	E/Ka (Sv/Gy)	E/ H*(10)
0,060	1,740	0,828	0,476
0,080	1,720	0,961	0,559
0,100	1,650	0,960	0,582
0,150	1,490	0,892	0,599
0,200	1,400	0,854	0,610
0,300	1,310	0,824	0,629
0,400	1,260	0,814	0,646
0,500	1,230	0,812	0,660
0,600	1,210	0,814	0,673
0,800	1,190	0,821	0,690
1,000	1,170	0,831	0,710
2,000	1,14	0,871	0,764

Tabela 3. 3 – Coeficientes de conversão de equivalente de dose ambiente para Kerma, de dose efetiva para Kerma e de equivalente de dose ambiente para dose efetiva (ICRP, 1996).

3.8 – Incerteza do Sistema de Detecção

A fim de se determinar a incerteza do sistema de detecção, executou-se uma série de 20 medidas de 300 s de duração com o sistema fixo em um local pré-determinado. Os valores obtidos encontram-se na Tabela 3. 4:

Nº da Medida	Taxa de H*(10) (nSv.h ⁻¹)
1	195
2	191
3	192
4	193
5	195
6	193
7	198
8	195
9	197
10	195
11	196
12	192
13	197
14	191
15	198
16	199
17	196
18	201
19	198
20	204

Tabela 3. 4 – Medidas realizadas como sistema de detecção fixo em local pré-determinado a fim de se determinar a reprodutibilidade das medidas.

Os dados da tabela acima apresentam um desvio padrão de $3,4 \text{ nSv.h}^{-1}$, o que corresponde a $\sim 2\%$ do valor médio desses dados. Doravante, essa flutuação passa a ser adotada como incerteza de cada medida realizada.

CAPÍTULO 4: ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

4.1 – Teste com Fontes Superficiais

Os resultados obtidos com o sistema de detecção Hamamatsu apresentam uma boa concordância com os valores de referência das fontes superficiais do IRD (Barreto *et al.*, 1986), assim como aqueles obtidos por Conti (Conti, 1999). Para possibilitar a comparação, foi descontada das medidas a contribuição dos raios cósmicos o valor obtido para a cidade de São Paulo ($25,7 \text{ nSv.h}^{-1}$), por não ter sido possível realizar essa medida na cidade do Rio de Janeiro. Tanto Conti, quanto Barreto, mediram taxa de kerma no ar. Para converter os valores obtidos por eles para taxa de $H^*(10)$, usou-se o coeficiente de conversão $1,38 \text{ Gy.Sv}^{-1}$, média obtida a partir dos valores da tabela 3.3.

Fonte	Referência (nSv.h^{-1})	Conti (nSv.h^{-1})	Medido $\pm 2\%$ (nSv.h^{-1})	Razão (Medido/Referência)
K1	156 ± 7	153 ± 7	143	0,917
K2	150 ± 8	164 ± 6	154	1,02
Th1	737 ± 39	711 ± 25	714	0,969
U1	447 ± 23	431 ± 11	437	0,977
U2	254 ± 10	261 ± 7	253	0,996
UTh1	287 ± 12	288 ± 8	278	0,969
UTh2	615 ± 32	609 ± 28	624	1,01

Tabela 4. 1 - Tabela comparativa entre os valores medidos com o sistema de detecção Hamamatsu e os dados das fontes de aferição ambiental do IRD.

Como se pode ver, a despeito do valor superestimado da contribuição cósmica utilizada para compor a taxa de dose líquida medida, estas se mostraram coerentes com os valores de referência.

4.2 – Resultados Obtidos para Taxa de Equivalente de Dose Ambiente na Cidade de São Paulo

Uma tabela mais detalhada com a localização e a taxa de $H^*(10)$ correspondente a cada ponto amostrado encontra-se no Anexo A. Obtidos os dados, passou-se a uma análise

dos espectros obtidos. Verificou-se que, embora tenha havido, como era de se esperar, uma grande variação nas taxas de $H^*(10)$ medidas nos diversos pontos da cidade de São Paulo todos os espectros gama obtidos apresentam um comportamento similar, dentro da precisão do experimento. Tal fato pode ser observado na Figura 4.1 e na Figura 4.2. Na primeira delas, tem-se o gráfico das taxas de contagem total de cada espectro medido, em função de suas respectivas taxas de equivalente de dose ambiente, para todo o conjunto de medidas efetuadas na cidade de São Paulo. Nele pode-se observar uma tendência de linearidade do conjunto. Já na Figura 4.2, pode-se observar três espectros, em escala logarítmica, correspondentes aos pontos onde se obteve: a menor taxa de $H^*(10)$, a maior e uma próxima ao valor médio do conjunto de dados, que ilustram perfeitamente esse comportamento geral. Com isso, pode-se afirmar que, dentro da resolução em energia (13 keV) do sistema, não se percebe mudanças que indiquem grandes variações nas concentrações relativas dos isótopos naturais na superfície da cidade.

Figura 4.1 – Relação entre valores experimentais obtidos para as taxas de contagem e de equivalente de dose ambiente, nos pontos medidos na cidade de São Paulo. Os valores são brutos, sem desconto da contribuição cósmica.

Figura 4.2 – Espectros em energia correspondentes aos pontos onde se obteve: a menor taxa de $H^*(10)$ (Vila Andrade), a maior (Ponto 33 na USP) e uma próxima ao valor médio do conjunto de dados (Alto de Pinheiros).

Uma vez adotado um critério consistente de escolha dos pontos e descontado o valor da contribuição dos raios cósmicos dos valores medidos, como descrito no capítulo anterior, chegou-se aos valores médios para as taxas de $H^*(10)$ ilustradas na Tabela 4.2. As taxas de $H^*(10)$ obtidas variaram de 33 a 152 $nSv.h^{-1}$. A Figura 4.3 apresenta a distribuição, em ordem crescente, das taxas de $H^*(10)$ obtidas nos 43 distritos cobertos por este estudo. Cabe ressaltar que, em parte dos distritos, foram realizadas medidas em mais de um ponto, o que pode ser observado no Anexo A, e, portanto, nesses casos, os resultados ilustrados na Figura 4.3 representam uma média para tais distritos. A Figura 4.4 mostra a distribuição das taxas de equivalente de dose ambiente de toda a cidade em forma de histograma. Nela podemos ver uma distribuição aproximadamente simétrica dos dados em torno da média, fato ressaltado pela curva gaussiana ajustada apenas para fins de ilustração. Ao se calcular os valores da mediana (94,3 $nSv.h^{-1}$), e do primeiro e terceiro

quartis (79,3 e 111,3 nSv.h⁻¹, respectivamente), percebe-se uma predominância do número de valores abaixo do valor médio e ainda uma dispersão maior dos valores no terceiro quarto dos dados em relação aos do segundo.

	Média (nSv.h ⁻¹)	Desvio Padrão	Desvio Padrão da Média
Cidade	96,1	22	2,4
Núcleo I	106,5	20	3,5
Núcleo II	91,4	32	12,3
Núcleo III	89,7	24	8,4
Núcleo IV	84,8	17	3,2
Núcleo V	100,6	21	6,0

Tabela 4.2 – Valores médios da taxa de H*(10) para a cidade de São Paulo e seus Núcleos de Saúde.

Figura 4.3 – Taxas H*(10) nos 43 distritos da cidade de São Paulo investigados

Figura 4.4 – Histograma das taxas de Equivalente de Dose Ambiente medidos na cidade de São Paulo

Aplicando o teste *t de Student* nas médias obtidas para os Núcleos de Saúde e a média obtida para a cidade de São Paulo, verificou-se que a probabilidade de as médias para os Núcleos I e IV serem iguais ao valor médio obtido para a cidade de São Paulo por acaso é menor que 1%. Porém, o teste *t* aponta a existência de uma heterogeneidade nos Núcleos II, III e V, que devem ser examinadas mais detalhadamente.

A fim de se comparar o valor médio obtido para a cidade de São Paulo com o valor médio mundial de dose efetiva, utilizou-se o coeficiente de conversão para dose equivalente de 0,62, calculado no capítulo anterior, obtendo-se a dose efetiva média devido à radiação gama a céu aberto de $(59,6 \pm 1,5) \text{ nSv.h}^{-1}$ ou $(0,522 \pm 0,013) \text{ mSv.ano}^{-1}$, para a cidade de São Paulo.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÃO

Como visto na seção 4.1, o sistema de detecção utilizado é bastante confiável para medidas ambientais, mostrando-se sensível aos campos de radiação proveniente de fontes radioativas que simulem solo contaminado por radionuclídeos naturais. Além disso, do teste descrito na seção 3.4, conclui-se que o sistema de detecção é sensível às contribuições provenientes dos pisos que porventura recubram o solo. Vê-se ainda, na Figura 4.2, que o sistema mantém uma tendência de linearidade na relação entre $H^*(10)$ e a taxa de contagem, o que indica que não há mudanças consideráveis nos espectros.

O teste *t de Student* mostra que a amostra não é homogênea, os Núcleos II, III e V mostram médias discrepantes com relação ao valor médio obtido para o conjunto de dados referente à cidade de São Paulo. Como foram realizadas poucas medições nesses Núcleos (7, 8 e 12 pontos medidos, respectivamente), se faz necessário realizar uma nova série de medidas, aumentando a coleção de dados, de forma que se possa confirmar essa heterogeneidade e buscar suas causas, com o aumento no tempo de aquisição dos dados, a fim de que se possa observar eventuais alterações no comportamento dos espectros medidos.

Na Tabela 5.1, agrupou-se a média anual de dose efetiva calculado para a cidade de São Paulo e valores obtidos na literatura para outras localidades do mundo, levando-se em conta somente a componente gama a céu aberto.

Local	Dose Efetiva (mSv.ano ⁻¹)
São Paulo, este trabalho	0,522(13)
Mundo ^b	0,40
Europa ^c	0,45
Alemanha ^b	0,41
Algéria ^d	0,0864
Brunei Darussalam – Bornéo ^e	0,21
Bulgária ^b	0,45
Canadá ^b	0,23
China ^f	0,50(15)
Dinamarca ^b	0,36
Espanha ^g	0,27
Estados Unidos da América do Norte ^h	0,28
Finistère – França ⁱ	0,70
Finlândia ^b	0,49
Grécia ^j	0,43
Japão ^b	0,32
Morbihan – França ⁱ	0,77
Namíbia ^k	0,74
Noruega ^b	0,40
Portugal ^l	0,52
Reino Unido ^b	0,35
Riyadh – Arábia Saudita ^m	0,60
Suécia ^b	0,65
Tenerife ⁿ	0,41

Tabela 5.1 – Tabela com valores médios de dose efetiva para várias regiões do mundo.

^b UNSCEAR, 1993

^c Green *et al.*, 1992

^d Baggoura *et al.*, 1998

^e Lai *et al.*, 1999

^f Ren *et al.*, 1992

^g Quindos *et al.*, 1992

^h NCRP, 1987

ⁱ Rannou *et al.*, 1988

^j Kritidis *et al.*, 1992

^k Steinhäusler *et al.*, 1992

^l Amaral *et al.*, 1992

^m Al-Hussan *et al.*, 1992

ⁿ Fernandes-Aldecoa *et al.*, 1992

O município de São Paulo tem um subsolo rico em substâncias minerais e é um importante centro produtor de algumas destas. Dentre seus recursos minerais mais importantes, estão a areia, o quartzo, rochas calcárias, amianto, barita, bauxita, caldasito, feldspato, fosfato, magnetita, manganês, minério de chumbo, talco e turfa (IPT, 1990), o que justifica o fato de o valor médio anual de dose efetiva ser maior que as estimativas mundial e européia.

Da Silva relata em seu estudo níveis de concentração de radônio e filhos em residências na cidade de São Paulo comparáveis aos encontrados em países de climas mais frios (variando entre 21(7) e 228(21) Bq/m³), ou seja, elevados para um país de clima tropical. Dos países listados na Tabela 5.1, Portugal e China (os únicos, dentre as referências bibliográficas consultadas, que correlacionaram uma dose acima da média com a composição de seu solo), que têm média anual de dose igual à do município de São Paulo (Carreiro *et al.*, 1988; Amaral *et al.*, 1992; Ren *et al.*, 1992), também possuem um subsolo rico em substâncias minerais e grande incidência de rochas graníticas, o que reforça o argumento de que esse valor de dose elevado se deve à composição do solo. Além disso, há que se levar em consideração a contribuição da massa de asfalto e concreto que recobre a cidade de São Paulo, contribuição essa que, como foi dito no item 3.4, não foi levada em conta nas medidas realizadas pelos autores citados.

A conversão do valor médio anual de $H^*(10)$ obtido da dose efetiva da população de São Paulo depende uma série de hipóteses. Como visto, a dose efetiva é uma grandeza que visa quantificar o risco da ocorrência de efeitos estocásticos no ser humano devido à exposição dos diferentes tecidos ou órgãos que compõem o corpo humano a diferentes tipos e energias de radiação. Como discutido no item 3.7, o desconhecimento do protocolo de tratamento de dados utilizado pelo sistema de detecção, impediu que levasse em conta as contribuições dos fótons para a dose em função de sua energia, com o que se utilizou um

coeficiente de conversão de equivalente de dose ambiente para dose efetiva correspondente à média dos valores listados na Tabela 3. 3. Além disso, caso se leve em conta apenas que em São Paulo a dose efetiva anual é cerca de 30% maior que a estimativa mundial devido à radiação gama a céu aberto, não é possível obter o valor da dose efetiva sem que se conheça os hábitos da população (como a relação entre o tempo que se passa em ambientes fechados e a céu aberto, por exemplo) e as outras componentes que completam seu cálculo. Se a dose a céu aberto for alta, se espera que os materiais de construção também contribuam com valor alto, conforme discutido na seção 3.4, e que a concentração de radônio seja elevada, com o que, ter-se-ia uma dose efetiva também mais elevada que a média. Ainda assim, segundo o modelo de linearidade entre dose e efeito, adotado pelos órgãos reguladores, o número de casos fatais de câncer que poderiam ser atribuídos à radiação ambiental em São Paulo, seria desprezível se comparado ao número total de casos registrados (aproximadamente 30.000 no município de São Paulo no ano de 1993 (Mirra, 1999)).

Cabe ressaltar ainda a importância de trabalhos complementares que forneçam as medidas de doses em ambientes fechados e as concentrações dos radionuclídeos naturais, e suas contribuições para o equivalente de dose ambiente, na cidade de São Paulo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Hussan, K. A., Wafa, N. F., “Environmental Radiation Background Level in Riyadh City”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 40, pp. 59-61, 1992.
- Alpen, E. L., “Radiation Biophysics”, Prentice-Hall, EUA, 1990.
- Amaral, E. M., Alves, J. G., Carreiro, J. V., “Doses to the Portuguese Population Due to Natural Gamma Radiation”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 45, pp. 541-543, 1992.
- Baggoura, B., Noureddine, A., Benkrid, M., “Level of Natural and Artificial Radioactivity in Algeria”, *Appl. Radiat. Isot.* 49, pp. 867-873, 1998.
- Barreto, P.M.C., Austerlitz, C., Malheiros, T., Lovborg, L., “Radioactive Concrete Sources at IRD/CNEN, Brazil, for the Calibration of Uranium Exploration and Environmental Field Instruments”, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, internal report, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1986, apud Conti, 1999.
- Beck, H. L., DeCampo, J., Gogolak, C., “In Situ Ge(Li) and NaI(Tl) Gamma-Ray Spectrometry”, U. S. Atomic Energy Commission, New York, EUA, 1972.
- Carreiro, J. V., doAmaral, E. M., Severo, A., “Contribution to the Study of Portuguese Population Exposure to Gamma Radiation”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 24, pp 375-377, 1988.
- CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear, “CNEN-NE-3.01: Diretrizes Básicas de Radioproteção”, Rio de Janeiro: D.O.U. de 1 de agosto de 1988.
- Conti, C. de C., “Medida de Kerma no Ar e Determinação de Coeficientes de Conversão para Dose Devido à Radiação Gama Ambiental”, Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1999.
- Da Silva, A. A. R., “Determinação da Concentração de ^{222}Rn e Filhos em Ambientes Fechados com Detectores Plásticos”, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2000.
- Fernández-Aldecoa, J. C., Robayna, B., Allende, A., Poffijn, A., Hernández-Armas, J., “Natural Radiation in Tenerife (Canary Islands)”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 45, pp. 545-548, 1992.
- Green, B. M. R., Hughes, J. S., Lomas, P. R., Janssens, A. “Natural Radiation Atlas of Europe”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 45, pp.491-493, 1992.
- Guimarães, C. da C., “Implementação de Grandezas Operacionais na Monitoração Individual e de Área”, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2000.

ICRP – International Commission on Radiological Protection - PUBLICATION 60, 1990, “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, Ann. ICRP 21, Pergamon Press., Oxford, 1991.

ICRP – International Commission on Radiological Protection - PUBLICATION 74, 1995, “Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection Against External Radiation”, Ann. ICRP 26, Pergamon Press., Oxford, 1996.

ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements - REPORT 51, “Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry”, ICRU Publications, Bethesda, Maryland, 1993.

ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements - REPORT 53, “Gamma Ray Spectrometry in the Environment”, ICRU Publications, Bethesda, Maryland, 1994.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S.A. “Mercado Produtor Mineral do Estado de São Paulo: levantamento e análise”, Publicação IPT nº 1822, São Paulo, 1990.

Knoll, G. F., “Radiation Detection and Measurement”, segunda edição, John Wiley & Sons, 1989.

Krane, K. S., “Introductory Nuclear Physics”, John Wiley & Sons, 1987.

Kritidis, P., Koallas, J. G., “Individual and Social Risk Due to Natural and Artificial Environmental Radioactivity in Greece”, Radiat. Prot. Dosim., vol. 45, pp. 673-675, 1992.

Lai, K. K., Hu, S. J., Minato, S., Kodaira, K., Tan, K. S., “Terrestrial Gamma Ray Dose Rates of Brunei Darussalam” – Appl. Radiat. Isot. vol. 50, pp. 599-608, 1999.

Mayer-Kuckuk, T. “Física Nuclear”, quarta edição, edição da Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 1993.

Mirra, A. P. (coordenador), “Incidência de Câncer no Município de São Paulo, Brasil: 1983-1988-1993: Tendência no Período 1969-1993”, Brasília DF: Ministério da Saúde, 1999.

NCRP – National Council on Radiation Protection and Measurements - REPORT Nº 93, “Ionizing Radiation Exposure of the Population of the United States”, Bethesda, Maryland, 1987.

Quindós, L. S., Fernandez, P. L., Rodenas, C., Soto, J., “Estimate of External Gamma Exposure Outdoors in Spain”, Radiat. Prot. Dosim., vol. 45, pp. 527-529, 1992.

Rannou, A., Mouden, A., Renouard, H., Kerlau, G., Tymen, G., “An Assessment of Natural Radiation Exposure in Granitic Areas in the West of France”, Radiat. Prot. Dosim., vol. 24, pp. 327-331, 1988.

Ren, T., Wang, Z., Zhu, C., “Population Doses From Terrestrial Gamma Exposure in China”, Radiat. Prot. Dosim., vol. 45, pp. 431-434, 1992.

Saito, K., Petoussi-Henss, N., Zankl, M., “Calculation of the Effective Dose and Its Variation From Environmental Gamma Ray Sources”, *Health Phys.* vol. 79, pp.698-706, 1998.

Solon, L. R., Lowder, W. M., Zila, A V., LeVine, H. D., Blatz, H., Eisenbud, M., “External Environmental Radiation Measurements in the United States”, U. S. Atomic Energy Comission, New York, EUA, 1958.

Steinhäusler, F., Lettner, H., “Radiometric Survey in Namibia”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 45, pp. 553-555, 1992.

UNSCEAR – United Nations Scientific Commitee on the Effects of Atomic Radiation. ANNEX A “Exposure From Natural Sources of Radiation”, 1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York, 1993.

Westmeier, W., “Techniques and Problems of Low-Level Gamma-Ray Spectrometry”, *Appl. Radiat. Isot.* 43, pp. 305-322, 1992.

Yi, C. Y., Jun, J. S., Chai, H. S., Oh, J. J., Yun, J. Y., “Measurement of Ambient Dose Equivalent Using a NaI(Tl) Scintillation Detector”, *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 74, pp. 273-278, 1997.

ANEXO A

Tabela com os locais de medida e suas respectivas taxas de $H^*(10)$, organizados em ordem cronológica de coleta.

	Distrito	Local	Taxa de $H^*(10)(nSv.h^{-1})$	# de Pontos
1	Butantã	Instituto de Física - USP	153,0	25
2	Butantã	Parque Esporte Para Todos - USP	119,8	5
3	Butantã	Engenharia de Minas/Raia - USP	135	1
4	Butantã	Em frente ao Arquivo Central da USP - USP	178	1
5	Butantã	Fundos do ICB - USP	125	1
6	Butantã	Fundos do CEPEUSP/campo de futebol da EEEFUSP - USP	114	1
7	Butantã	Canteiro entre a Letras e a Praça do Relógio - USP	100	1
8	Butantã	Canteiro entre a ECA e a Veterinária - USP	116	1
9	Pirituba	Praça Jaime Pinheiro Ulhoa Cintra	102	1
10	Pirituba	Rua Don Érico Ferrari, frente ao número 242	123	1
11	Pirituba	Rua Dr. Adhemar Nobre, frente aos números 115/125	123	1
12	Pirituba	Estação de Trem de Pirituba	119	1
13	Pq São Domingos	Av Cardeal Motta, frente à Capela do Salvador	111	1
14	Pq São Domingos	Av do Anastácio, 415	137	1
15	Pq São Domingos	Av Elísio Cordeiro de Siqueira, 236	149	1
16	Pirituba	Rua Ricardo Abed, 404	131	1
17	Pq São Domingos	Rua Alvorada do Norte, 186	119	1
18	Pq São Domingos	Av Anastácio, 2441	92,1	1
19	Pirituba	Av. Agenor Couto de Magalhães, 1053	114	1
20	Jaraguá	Estrada Turística do Jaraguá, portaria do Pico	116	1
21	Pirituba	Av. Cônego José Salomon, 270	108	1
22	Freguesia do Ó	Praça Dona Amália G. Solitari	97,6	1
23	Morumbi	Praça Professor Cardim	138	1
24	Butantã	Rua Marechal Fiuza de Castro, Sé Supermercados	137	1
25	Vila Sônia	Av. Eliseu de Almeida, 3100	138	1
26	Butantã	Praça Ennio Barbato, 285	157	1
27	Jaguapé	Praça General Porto Carreiro, 15	103	1
28	Jaguapé	Av. Engenheiro Billings, 2227	157	1
29	Jaguapé	Rua Arão Adler, 50	101	1
30	Moema	Paque do Ibirapuera	119,5	4
31	Lapa	Praça Dr. Antônio Bento Garcia	127	1
32	Lapa	Praça São Crispin	126	1
33	Lapa	Rua Desembargador Vale, 1074	137	1
34	Perdizes	Rua Caiubi, 1305	159	1
35	Perdizes	Praça Dr. Silas Botelho	120	1

36	Pinheiros	Rua Artur de Azevedo, 1424	148	1
37	Pinheiros	Rua Cunha Gago, 687	167	1
38	Alto de Pinheiros	Av. dos Semaneiros, 221	121	1
39	Alto de Pinheiros	Praça Beethoven	102	1
40	Vila Leopoldina	Praça Dr. Agostinho Bettarello	112	1
41	Vila Leopoldina	Rua Hassib Mofarrej c/ Av. Dr. Gastão Vidigal	124	1
42	Itaim Bibi	Praça Dr. Francisco Patti	128	1
43	Campo Belo	Antônio Comparato, 184	142	1
44	Campo Belo	Av. dos Bandeirantes, 5364	127	1
45	Sacomã	Rua Valdomiro Lobo da Costa, 36	146	1
46	Ipiranga	Rua Amadis, 759	160	1
47	Vila Prudente	Praça Salim Lahud, 520	114	1
48	Ipiranga	Rua Presidente Pinto Lima c/ Av. do Estado	123	1
49	Sé	Palácio das Indústrias - Av. do Estado	136	1
50	Santana	Rua Voluntários da Pátria c/ Av. Morvan Dias de Figueiredo	90,7	1
51	Casa Verde	Rua Iapó c/ Rua Zara c/ Av. Otaviano Alves de Lima	104	1
52	Morumbi	Av. Morumbi, 1922	143	1
53	Morumbi	Rua Wagih Assad Abdala c/ Av. Giovanni Gronchi	127	1
54	Vila Andrade	Av. Giovanni Gronchi c/ Rua Nelson Gama de Oliveira	58,8	1
55	Jardim São Luis	Praça dos Cartógrafos	111	1
56	Capão Redondo	Estrada de Itapeceirica c/ Rua Carolina do Norte	143	1
57	Jardim Ângela	Rua Damasco, 33	115	1
58	Jardim Ângela	Estrada M'Boi Mirim, 553	106	1
59	Campo Grande	Shopping Interlagos - Av. Interlagos, 2525	146	1
60	Campo Belo	Av. Washington Luis, 3640	91,6	1
61	Vila Mariana	Rua Desembargador Eliseu Guilherme, 365	132	1
62	Jardim Paulista	Alameda Lorena, ~300	135	1
63	Jardim Paulista	Rua Oscar Freire com Rua Augusta	135	1
64	Água Rasa	Av. Salim Farah Maluf, 54	126	1
65	Água Rasa	Av. Sapopemba, 1951	158	1
66	São Mateus	Av. Sapopemba, 1951	155	1
67	São Lucas	Rua Bucuituba, 22	113	1
68	São Mateus	Av. Sapopemba, 7266	137	1
69	São Mateus	Av. Sapopemba, 10446	128	1
70	Iguatemi	Av. Ragheb Chohfi, 444	120	1
71	Iguatemi	Estrada do Iguatemi, 7850	90,9	1
72	Guaianazes	Rua Saturnino Pereira, 513 (c/ R. Pde Eduardo de Jesus)	87,2	1
73	Guaianazes	Estrada Itaquera-Guaianazes, 1300A	107	1
74	Itaquera	Rua Itarumã, 188	97,8	1
75	Vila Matilde	Praça Divinolândia	96,7	1
76	Vila Carrão	Rua Melo Freire, frente à Praça Dr. Antônio de Sales Oliveira	96,2	1
77	Tatuapé	Praça Algo Pinori, 1208	131	1
78	Casa Verde	Av. Bráz Leme, 1431	94,1	1

79	Santana	Rua Conselheiro Saraiva, 419	141	1
80	Vila Guilherme	Rua Eduardo Espínola Filho, 70	94,9	1
81	Tucuruvi	Av. Tucuruvi, 141	82,0	1
82	Mandaqui	Rua Larival Gea Sanches, 557	108	1
83	Mandaqui	Av. Santa Inês com Av. Cap. José Parada Gonçalves	100	1
84	Cachoeirinha	Av. Parada Pinto, 1715 com Rua José Brito Broca	113	1
85	Cachoeirinha	Av. Deputado Emílio Carlos, 3371	101	1
86	Brasilândia	Av. Deputado Cantídio Sampaio, 1095	110	1
87	Jaraguá	Av. Raimundo Pereira de Magalhães, 12335	91,6	1