

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA

**GOIÂNIA REVISITADA:
Medidas recentes de radiação ionizante ambiental**

NANCY KUNIKO UMISEDO

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Departamento de Saúde Ambiental da
Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo para obtenção do
Grau de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração:
Saúde Ambiental

ORIENTADORA:

Profa. Dra. EMICO OKUNO

São Paulo

2003

Autorizo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, a
reprodução total ou parcial desta tese, por processos fotocopiadores.

Assinatura:

Data:

A meus pais e

a Marcos

*“Plante a árvore, mesmo que ela demore
muitos anos para dar frutos”*

Teisum

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à Professora Emico não só pela orientação e incentivo para a realização desta dissertação, mas também pela confiança, amizade e dedicação para ensinar.

Agradeço à Professora Beth que me confiou a responsabilidade por este projeto e sua disposição sempre constante em sanar muitas dúvidas.

Ao Professor Meigikos cuja criatividade e busca de novos caminhos para a pesquisa desencadeou alguns processos, incluindo a minha dissertação, outros mais difíceis de lidar... Sua persistência foi fundamental para que tivéssemos o Ferro Velho II restaurado.

Ao Alessandro pela amizade e espírito de colaboração que foi imprescindível para a realização das medidas de campo, principalmente aquelas distantes dos terrenos contaminados. Fizemos boas caminhadas logo cedo para que não perdêssemos o avião de volta para casa.

Ao pessoal do Laboratório de Dosimetria do IFUSP pela amizade, convívio diário e pela consciência do trabalho em equipe. Registro o meu agradecimento especial à Carla, Edu, Marcelo, Almy, Gabriel, Marcelo Almeida, Fred, Chico e aos amigos antigos Keizo e Urias que me ensinaram como lidar com aparelhos de laboratório e os cuidados para se obter uma boa medida. A Iracimara pela amizade e convivência agradável. A Ana Regina pela boa companhia e sua visão otimista. A Thaís e Sérgia pelos momentos agradáveis nos estudos para cumprir os créditos necessários. A Maria Regina que sempre me incentivou a realizar um trabalho acadêmico. A todos aqueles que de outras formas me dão apoio.

A Renato do Laboratório de Eletrônica do Departamento de Física Experimental pela assistência e montagem 'de equipamentos que utilizamos em nossos projetos.

Ao Professor Francisco Hiodo, por repassar seu conhecimento e facilitar os procedimentos de trabalhos no campo.

Ao pessoal das secretarias do Departamento de Saúde Ambiental, de Pós-Graduação, do Serviço de Aprimoramento e da Biblioteca da Faculdade de Saúde Pública, pelo dedicado atendimento.

RESUMO

Objetivo. Medidas dos níveis de radiação gama ambiental foram realizadas em alguns terrenos, na região central de Goiânia, que foram focos de contaminação devido ao acidente com o ^{137}Cs em 1987. Para avaliação do equivalente de dose ambiente devido à radiação gama natural, foram feitas medidas em locais distantes desses terrenos. **Métodos.** A espectrometria gama *in situ* e a dosimetria termoluminescente foram as duas técnicas utilizadas. Em ambas as técnicas os pontos de medida estão a 1 m da superfície do solo. Adicionalmente, dosímetros termoluminescentes foram enterrados para avaliação da dose no solo. **Resultados.** Valores acima dos limites estabelecidos pela CNEN foram encontrados no Ferro Velho II, localizado na Rua 6, Lote 18 da Quadra Q do Setor Ferroviário. O valor máximo de taxa de equivalente de dose ambiente de $2,68 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ foi detectado próximo à entrada do terreno usando a técnica de espectrometria *in situ*. Através da dosimetria termoluminescente foi avaliada uma taxa máxima de equivalente de dose ambiente de $12,5 \text{mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ num ponto próximo e na frente da varanda da casa principal. A dosimetria de solo forneceu o valor máximo de $28,7 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ para um local nos fundos desse terreno. A autoridade competente foi informada sobre a existência dessa contaminação remanescente e proposta a ela uma ação remediadora. Esta foi efetivada em Agosto de 2001, através da deposição de uma camada de concreto em toda a extensão do lote. Após a concretagem nenhum valor de taxa de equivalente de dose ambiente acima de $0,30 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ foi obtido, obedecendo portanto aos limites estabelecidos. **Conclusão.** Os dados apresentados neste trabalho foram imprescindíveis para a recuperação do Ferro Velho II com grau de contaminação por ^{137}Cs claramente acima dos limites recomendados pelas autoridades nacional e internacional.

Descritores: Radiação gama ambiental. Espectrometria gama. Dosimetria termoluminescente. Acidente de Goiânia. Contaminação com ^{137}Cs .

SUMMARY

Objective. Measurements of environmental gamma radiation levels have been performed in some terrains of the central region of Goiânia that were foci of contamination due to ^{137}Cs accident in 1987. For evaluation of natural gamma radiation level, measurements in some places far from these points were also made.

Methods. *In situ* gamma ray spectrometry and thermoluminescence dosimetry were the two techniques used for the measurements. In both techniques the measurements were taken at 1 m from the soil surface. Buried thermoluminescent dosimeters provided the gamma radiation dose in the soil. **Results.** Values higher than the limits established by CNEN were found in Ferro Velho II, located at Lote 18 of Bloco Q in the 6th Street of Setor Ferroviário. The maximum value of ambient dose equivalent rate of $2.68 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ was measured using the *in situ* spectrometry technique near the entrance of the terrain. Through thermoluminescent dosimetry, the maximum value of ambient dose equivalent rate obtained was $12.5 \text{mSv}\cdot\text{year}^{-1}$ in front of and close to the veranda of the main house. The maximum value of $28.7 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ for a point in the rear part of the terrain was detected by soil dosimetry. The competent authority was informed about this remained contamination and the requirements for a recovery action. In August 2001, this action, which consisted in the deposition of a concrete pad along the extension of the terrain, was implemented. No values of ambient dose equivalent rates measured after the recovery action were higher than $0.30 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ complying, therefore, with the safety limits. **Conclusion.** The data presented in this work were very important for the recovery of Ferro Velho II contaminated with ^{137}Cs with level clearly higher than that established by the national and international authorities.

Descriptors: Environmental gamma radiation. Gamma ray spectrometry. Thermoluminescent dosimetry. Goiânia accident. Contamination with ^{137}Cs .

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Considerações Gerais	1
1.2 Efeitos Biológicos	5
1.3 Proteção Radiológica	11
1.4 A motivação	13
1.5 Relembrando o acidente	15
1.6 Um pouco sobre o ^{137}Cs	19
2 OBJETIVO	22
2.1 Objetivo Geral	22
2.1.1 Objetivos Específicos	22
2.1.2 Objetivo secundário	22
2.2 Justificativa	22
3 MATERIAIS E MÉTODOS	24
3.1 Localização do estudo	24
3.1.1 Os focos de contaminação	25
3.1.2 A vizinhança dos focos de contaminação	28
3.1.3 A radiação gama natural	28
3.2 Técnicas de medida	30
3.2.1 Espectrometria gama <i>in situ</i>	30
3.2.2 Dosimetria termoluminescente	34
3.2.2.1 Detetores utilizados	37
3.2.2.2 Dosimetria TL do solo	41
3.2.2.3 O sistema leitor de TL	43

4 RESULTADOS	45
4.1 Medidas de espectrometria gama <i>in situ</i> .	45
4.1.1 Os terrenos estudados	45
4.1.1.1 O Ferro Velho II	45
4.1.1.2 Casa da Nilcéia	52
4.1.1.3 O lote C	53
4.1.1.4 O Ferro Velho III	54
4.1.2 Os arredores dos focos de contaminação	55
4.1.3 Avaliação da radiação gama natural	56
4.2 Medidas com dosímetros termoluminescentes	59
4.2.1 Equivalente de dose ambiente	59
4.2.2 Dosímetros enterrados	62
4.3 O Ferro Velho II restaurado	66
5 CONCLUSÕES	71
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
ANEXO 1	A1
ANEXO 2	A4

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais

As atividades humanas na segunda metade do século 20 vêm contribuindo para a elevação dos níveis de radiação de fundo a que todos os seres vivos do planeta estão expostos. Esse incremento deve-se à deposição no ambiente terrestre ou aquático, dos resíduos radioativos gerados pelo ser humano, consequência do desenvolvimento da tecnologia para uso de energia nuclear tanto para fins pacíficos quanto para bélicos (Alexakhin 2000).

Os testes nucleares realizados na atmosfera a partir de 1945 e mais recentemente no subsolo são os principais responsáveis pelo excesso de dose nas populações locais. Só os Estados Unidos realizaram um total de 1054 testes entre 1945 e 1992. A primeira detonação teste de uma bomba nuclear ocorreu em julho de 1945 no deserto de Alamogordo, Novo México, EUA e inaugurou uma nova forma de contaminação do ambiente em larga escala. O Atol de Bikini, localizado no arquipélago das Ilhas Marshall teve seu solo contaminado e a população evacuada devido aos 66 testes nucleares americanos entre 1946 e 1958. Em 1978, quando 139 habitantes nativos já haviam retornado, o Atol foi novamente evacuado após os resultados dos levantamentos radiológicos realizados na ilha em 1975, 1976 e 1978 e mostrarem contaminação remanescente acima do esperado. Os estudos para decidir quanto ao reassentamento das pessoas ainda prosseguem (Stegnar 1998). A ex-União Soviética também realizou 715 testes nucleares entre 1949 e 1990 na região de Semipalatinsk no Cazaquistão e uma área de 18.500 km² era controlada pelos militares e a nenhum civil era permitido o uso dessas terras. A partir de 1990, a responsabilidade por essa área passou a ser do próprio Cazaquistão e foi iniciado um projeto para o restabelecimento desses terrenos para a agricultura. Uma avaliação dos riscos atuais e futuros para os habitantes locais também está sendo realizada (Voigt e

Semiochkina 2002).

Outros países também realizaram suas detonações, porém em menor número como a França (200), Inglaterra (45) e China (43), a partir respectivamente de 1960, 1952 e 1964. Entraram no rol de países detonadores de bomba a partir de 1998, Paquistão e Índia (González 1998).

A produção, uso e posterior descarte de rejeitos de radioisótopos usados na Medicina para fins diagnósticos e terapêuticos é outro fator cuja contribuição é significativa para o aumento de dose coletiva (ver Anexo 1).

É necessário, entretanto, enfatizar que foram os acidentes os responsáveis pela contaminação de grandes áreas deixando-as impedidas para habitação e agricultura. A Tabela 1 ilustra parcialmente a frequência com que os acidentes acontecem e contém alguns dos principais acidentes envolvendo radiação no período de 1980 a 2000.

Conhecida como uma das áreas mais poluídas da terra, Mayak, localizada nos Montes Urais na Sibéria, ex-URSS, é um exemplo de como um acidente radioativo pode inutilizar grandes extensões de terra. O acidente que causou essa catástrofe ocorreu em 1957, quando o sistema de resfriamento do complexo de estocagem de resíduos da Mayak Chemical Combine (fábrica de suprimentos para armas nucleares), falhou e houve uma explosão. O material radioativo foi lançado diretamente na atmosfera e contaminou uma área de 27.000 km² atingindo 270.000 pessoas (Hertsgaard 1999).

O acidente de Chernobyl em 1986 é considerado uma das maiores catástrofes técnicas do século 20 com seus cerca de 56 x 10³ km² com contaminação por ¹³⁷Cs em média maior que 37 kBq·m⁻² (Arutyunyan et al 1996) (Figura 1). Além disso, pesquisadores, políticos e membros de organizações não governamentais clamam que o acidente continua provocando profundos e diversos impactos na saúde de milhões de pessoas. Apesar de não se perceber um aumento significativo de casos de leucemia como esperado, vem chamando a atenção o elevado número de casos de

câncer de tireóide. Em 2001, foram registrados cerca de 2.000 casos de câncer de tireóide entre jovens expostos ao iodo radioativo entre Abril e Maio de 1986 e uma estimativa conservadora prevê o aumento para 8.000 a 10.000 casos nos próximos anos, nos países mais atingidos pelo acidente que são Belarus, Rússia e Ucrânia. Esses jovens necessitarão de assistência médica para o resto de suas vidas e muitos vão ter sérias complicações com evolução para novos tipos de câncer sólido o que resultará em aumento do número de casos de câncer em geral (UNDP e UNICEF 2002).

Tabela 1. Alguns dos acidentes radiológicos com superexposição de pessoas a radiação no período de 1980 a 2000¹.

Ano	Local	Fonte	Dose	Pessoas expostas
1980	USSR	Cobalto-60	50 Gy	1
1983	México	Cobalto-60	0,25-5,0 Sv	10
1984	Marrocos	Írídio-192	desconhecido	11 (8 mortes)
1985	Brasil	Írídio-192	410 Gy	1
1985	Brasil	Írídio-192	160 Gy	2
1986	USSR, Chernobyl	Reator nuclear	1 a 16 Gy	134 (28 mortes)
1987	Brasil, Goiânia	Césio-137	até 7 Gy	50 (4 mortes)
1990	Espanha	Acelerador (radioterapia)	desconhecido	27 (11 mortes)
1996	Costa Rica	Cobalto-60 (radioterapia)	60 % acima da dose indicada	115 (13 mortes)
1998	Turquia	Cobalto-60	até 3 Gy	10
1999	Japão, Tokai-mura ²	Urânio-135 (processamento)	até 16 Gy	57 (2 mortes)
2000	Tailândia	Cobalto-60 (fonte perdida)	até 10 Gy	9 (2 mortes)

¹ Informação completa nas referências González 1999 e Rozental 2001.

² Ver referência Inaba 2000.

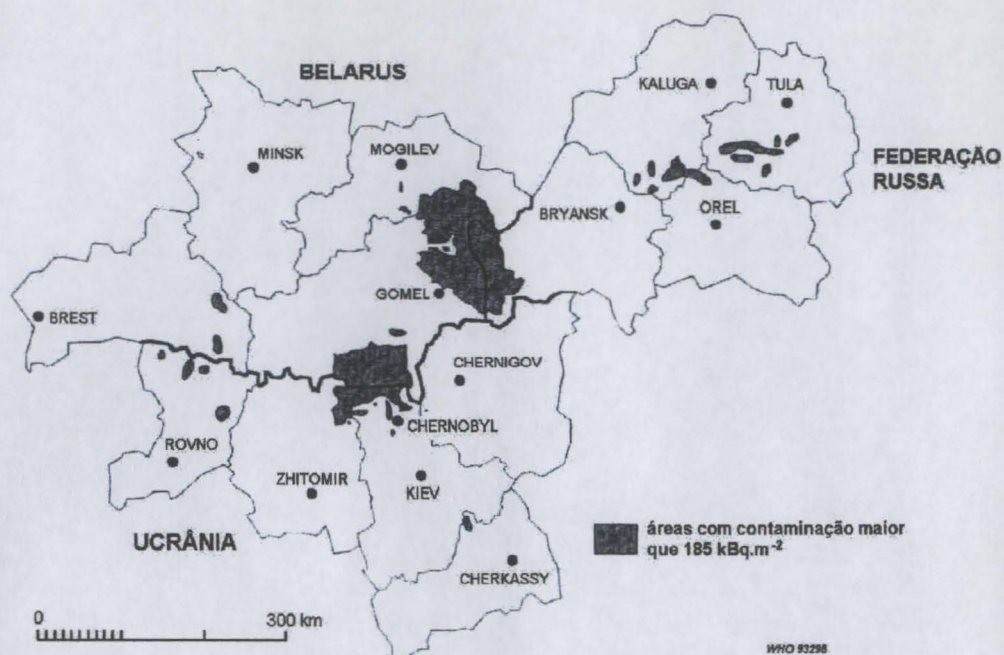


Figura 1. Áreas com elevada contaminação por radionuclídeos em consequência do acidente de Chernobyl em 1986 (WHO 1995).

Não menos importante para a alteração do ambiente e risco para os seres humanos está a ocorrência crescente de acidentes envolvendo fontes radioativas, muitas vezes perdidas ou abandonadas e fora do controle regulatório. São as chamadas "fontes órfãs" e são detetadas em ferros-velhos ou até mesmo como parte de um produto final após a reciclagem (González 1999).

Existe também o receio de alguns países árabes ou do Paquistão e da Índia usarem bombas atômicas em seus conflitos. Ambos os países realizaram testes nucleares em 1998, mostrando reciprocamente as suas potencialidades armamentistas (Ramana e Nayyar 2001). Além disso, é notícia corrente nos meios de comunicação, a articulação americana pelo aval frente à ONU para a invasão ao Iraque, e este por sua vez bradando que tem condições de construir uma bomba atômica em pouco tempo. Esses atos, se consumados, resultariam em grandes catástrofes ecológicas.

Um assunto atual relativo ao perigo de contaminação radioativa do ambiente

está nas chamadas “bombas sujas” (IAEA 2002) . Trata-se de um dispositivo que usa uma bomba convencional carregada com material radioativo e sua explosão pode contaminar uma área extensa, impedindo-a para uso e habitação por muitos anos, dependendo do radioisótopo usado e além disso pode atingir um grande número de pessoas. Esse assunto está na mídia com grande frequência e tem demonstrado ser uma ameaça em potencial para prejudicar também psicologicamente uma população inteira, principalmente pelo fato de os seres humanos não possuírem órgãos que detectem radiação. O temor com relação a esse tipo de arma está na simplicidade de sua construção se comparada com a de uma bomba nuclear, podendo ser usada até por grupos terroristas pequenos.

1.2 Efeitos Biológicos

Os efeitos biológicos das radiações ionizantes¹ nos seres vivos têm sido uma preocupação constante de pesquisadores da área interdisciplinar biológica/física/médica.

A radiação ionizante, quando atravessa o organismo vivo, pode interagir diretamente com componentes celulares como o ADN (ácido desoxirribonucléico), proteínas e lipídios provocando alterações estruturais em suas moléculas. A essa forma de produção do dano dá-se o nome de mecanismo *direto* e constitui cerca de 30% dos efeitos biológicos das radiações (Figura 2 a). Pelo mecanismo *indireto* a radiação interage com as moléculas da água do meio intracelular produzindo radicais livres que vão se associar às macromoléculas constituintes das células (Figura 2 b). Por ser a água um dos principais elementos da composição celular, admite-se que 70% dos efeitos biológicos das radiações ocorram através do mecanismo indireto.

¹ Radiação ionizante é aquele capaz de ionizar átomos que encontra em seu trajeto. Nesta dissertação estamos usando em seu lugar o termo radiação simplifadamente.

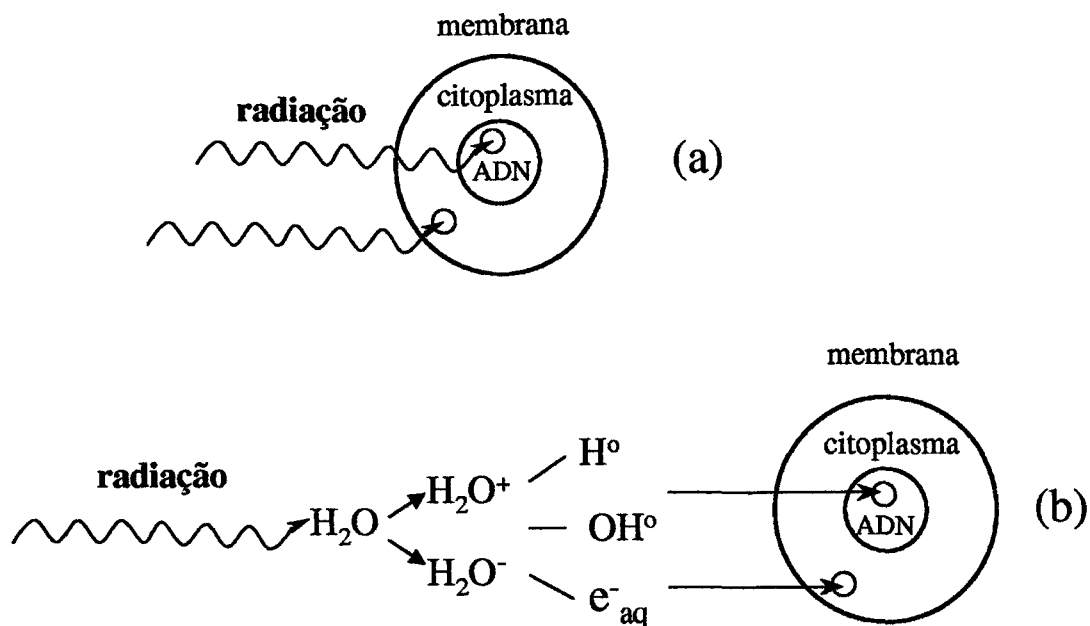


Figura 2. Representação esquemática dos mecanismos de interação da radiação ionizante com a célula viva. Mecanismo direto (a) e mecanismo indireto (b). Em (b) e⁻_{aq}: elétron aquoso; H^o e OH^o: radicais livres.

O molécula de ADN (Figura 3) é o alvo mais importante dos efeitos da radiação e as lesões podem aparecer como: alterações estruturais; eliminação de bases nitrogenadas gerando sítios apurínicos¹ ou apirimidínicos²; rompimento das pontes de hidrogênio entre as bases da dupla-hélice; quebra de uma ou de ambas as cadeias polinucleotídicas e translocação entre as moléculas de ADN. Existe uma estimativa de que 1 Gy de dose absorvida produz aproximadamente 1000 quebras simples e 40 quebras duplas da hélice de ADN além de outros tipos de lesões (Ward 1988).

Os efeitos produzidos no ADN podem se caracterizar por:

- a. dano na molécula com subsequente reparo;

¹ Com falta das bases purinas: Adenina (A) ou Guanina (G).

² Com falta das bases pirimidinas: Timina (T) ou Citosina (C).

b. morte celular através de processos como a diferenciação, senescência, necrose ou apoptose (González 2001). A morte por apoptose está associada a doses mais baixas de radiação enquanto a morte por necrose a doses mais altas (Segreto et al 1998). A apoptose é de certa forma uma proteção do organismo como um todo pois é um processo que elimina células danificadas evitando assim a proliferação do defeito;

c. transformação celular ou mutação.

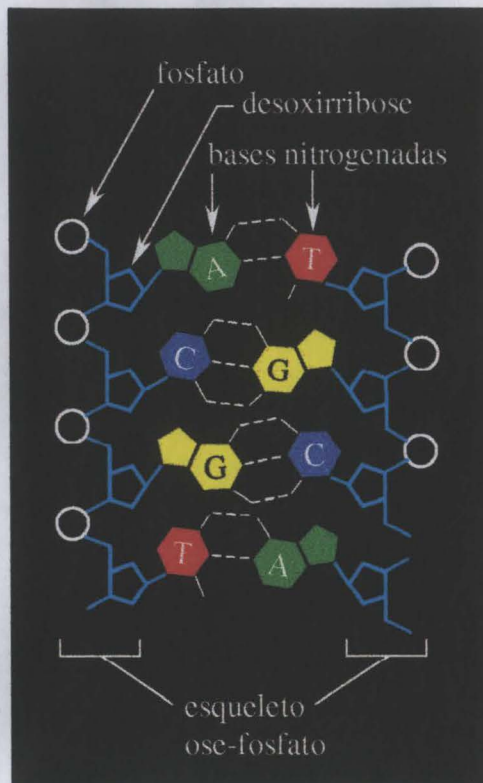


Figura 3. Diagrama esquemático da estrutura do ADN. As ligações fracas entre as bases nitrogenadas constituídas de pontes de hidrogênio estão mostradas pelas linhas tracejadas.

Levando-se em conta as características das modificações produzidas nas células vivas, identificam-se dois principais tipos de efeitos induzidos pela radiação ionizante.

O primeiro é chamado efeito **determinístico** e é aquele cuja severidade aumenta com a dose e é detectado somente acima de um certo limiar de dose. Esse efeito está relacionado com a quantidade de células que são mortas e a diminuição das mitoses após a irradiação. Os exemplos mais comuns são a indução a esterilidade, catarata, eritema e descamação da pele, necrose dos tecidos, diminuição das células sanguíneas, retardo mental quando o embrião é irradiado. Para dose muito alta (> 2-3 Gy no corpo todo) surge sob a forma de síndrome aguda da radiação na pessoa irradiada. Esta se manifesta com sintomas como náuseas, vômitos, diarreia, fadiga, febre, queda de cabelos, alterações sanguíneas, letargia e convulsões. Normalmente o efeito aparece após um período curto desde a exposição à radiação e esse tempo é tanto menor quanto maior a dose e está associado a doses e taxas de dose relativamente altas.

O segundo tipo é denominado efeito **estocástico** que é probabilístico e relaciona-se com a modificação celular ou mutação. Caracteriza-se pela transmissão do dano para as células originadas a partir da mutante. O câncer é o mais importante dos efeitos estocásticos, podendo aparecer muitos anos após a irradiação. Quando se trata de efeito estocástico, a gravidade da resposta biológica independe da dose, mas a probabilidade de ocorrência é uma função da dose e está associada principalmente a doses baixas de radiação. Entretanto, pessoas que apresentaram a síndrome aguda da radiação e que se recuperaram dos efeitos determinísticos não estão isentos de apresentar os efeitos estocásticos anos mais tarde. Assim, somente estudos epidemiológicos de uma população extensa podem estabelecer a relação que existe entre o agente e o efeito biológico. No entanto, o avanço da biotecnologia nos últimos anos tem permitido uma melhor interpretação dos eventos moleculares induzidos por radiação fornecendo ferramentas poderosas para a dosimetria biológica. Estudos a longo prazo, iniciados em 1990, da população exposta no acidente de Goiânia, usando técnicas citogenéticas e moleculares para investigar a natureza da mutação radioinduzida são apresentados por da Cruz (da Cruz 1997).

Se a mutação ocorre nas células sexuais do indivíduo irradiado e o defeito é transmitido para seus descendentes, o efeito é chamado de hereditário, e é também estocástico.

Efeitos estocásticos sobre os organismos vivos são ainda polêmicos. Existem tentativas de elaboração de modelos para descrevê-los, mas que são dificultados pela falta de dados (Polikarpov 1998). Esse mesmo autor mostra que níveis de radiação ambiental ($1 \times 10^{-5} \text{ Gy} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $4 \times 10^{-5} \text{ Gy} \cdot \text{ano}^{-1}$) muito menor que a média natural ($2,4 \text{ mSv} \cdot \text{ano}^{-1}$) provocam decréscimo na taxa de reprodução de *Artemia* e de culturas de *Paramecium*. Há, por outro lado, a teoria hormesis, que se baseia no fato de que doses baixas de radiação são benéficas à saúde e os seres vivos estão expostos à radiação natural desde que nascem. Os adeptos da teoria concluem que alguns seres vivos, incluindo os mamíferos, vivem melhor quando expostos a radiação um pouco mais alta do que a média natural ambiental. Esses pesquisadores sugerem que taxas de doses moderadas de radiação estimulam o sistema imunológico que cancelam o excesso de mortes por câncer e que portanto deve haver uma dose ótima para a boa saúde e longevidade (Strom e Cameron 2002). Esse efeito benéfico de baixas doses de radiação ionizante busca seu fundamento em observações de redução nas taxas esperadas de incidência de câncer nas populações sobreviventes das bombas atômicas no Japão (Webster 1986). Também existem evidências dessa vantagem em populações que vivem em áreas geográficas com radiação de fundo naturalmente alta como na China, onde a taxa de mortalidade por câncer é menor e em regiões com níveis de radônio elevados nos EUA e Inglaterra em que o risco de câncer de pulmão mostra tendência negativa (Kondo 1996) comparado a locais com níveis médios de radiação. Cameron (Cameron 2001), em sua carta ao editor do *British Journal of Radiology*, cita o estudo que mostra que a radiação recebida por médicos radiologistas entre 1955 e 1979, teve efeito benéfico ao invés de maléfico para a saúde deles. Houve decréscimos de 29 % nas taxas de mortalidade por câncer e de 36 % por não-câncer se comparadas com as taxas de mortalidade de médicos de

outras especialidades na Inglaterra e País de Gales. Essa diferença não havia sido observado, por exemplo, antes de 1920, época em que houve redução da quantidade de exposição a radiação dos médicos radiologistas. Antes disso, havia uma taxa de mortalidade por câncer desses profissionais maior do que de outros da área médica, provavelmente devido ao excesso de dose que recebiam. Outro estudo realizado com trabalhadores de estaleiros comparou aqueles que trabalhavam na fabricação de navios convencionais com aqueles de navios nucleares. Segundo Matanoski (1991), citado por Duport (2000, p.22) e Cameron (2001, p.1), cerca de 70.000 trabalhadores foram incluídos na pesquisa e chegou-se a um resultado em que os trabalhadores dos navios nucleares tinham menor taxa de incidência de câncer do que os dos navios convencionais.

Além dos efeitos biológicos citados acima, outro problema significativo para a saúde pública tem sido constatado ultimamente após um acidente nuclear. É constituído pelos efeitos psicológicos que levam ao aparecimento de doenças crônicas e, em contraste com os danos biológicos, não dependem do nível de exposição à radiação e podem ser atribuídos a (WHO 1985):

- a. associação do acidente nuclear com explosões de bombas atômicas;
- b. incapacidade do corpo humano detectar a radiação;
- c. informações conflitantes ou às vezes inadequadas relativas ao acidente.

Uma nova síndrome é descrita na área médica como consequência da tensão psicológica a que muitos trabalhadores de Chernobyl ficaram expostos. Trata-se de um conjunto de sintomas que incluem fadiga, apatia e diminuição da eficiência do sistema imunológico. As pessoas com essa síndrome ficam mais susceptíveis a infecções comuns e também a doenças cardiovasculares. Muitos chamam-na de "Chernobyl AIDS" (Shcherbak 1996).

Estudos realizados na Rússia mostram que o medo do câncer tem originado enfermidades ou desordens sociais que levam à morte mais do que o próprio câncer. Em todas as regiões afetadas pelo acidente de Chernobyl, foi demonstrado que há um

decréscimo na taxa de natalidade entre 1987 e 1993 e um crescimento da taxa de mortalidade nesse mesmo período, sendo maior nas zonas menos contaminadas. O alcoolismo e o suicídio aparecem como causas de mortes que não têm uma relação direta com a exposição à radiação, mas como uma consequência social devida ao acidente (Arutyunyan et al 1996).

1.3 Proteção Radiológica

Pouco tempo depois da descoberta dos raios X por Roentgen em 1895, já havia relatos dos efeitos causados pela exposição a esses raios. Alguns médicos perceberam queda de cabelos após radiografarem seus próprios crânios (Okuno 1988). Nessa época os cientistas começaram demonstrando a preocupação em estabelecer normas de proteção contra os efeitos danosos visíveis da radiação.

Por volta de 1927, Muller apresentou a primeira prova crucial de que os raios X produzem mutação em *Drosophila* (Freire-Maia 1972). A partir dessa época, após a comprovação da propriedade mutagênica da radiação, a proteção radiológica adotou como objetivo a redução dos riscos genéticos com consequente redução dos limites recomendados de dose.

Com o intuito de desenvolver normas e padronizar grandezas e unidades de radiação, algumas comissões internacionais foram criadas visando a proteção dos seres vivos contra efeitos danosos das radiações ionizantes.

A primeira delas, a ICRU (Comissão Internacional de Medidas e Unidades de Radiação) foi formada no primeiro Congresso Internacional de Radiologia em 1925 com o objetivo de desenvolver normas e estudar as recomendações sobre grandezas e unidades, procedimentos de medidas e coleta de dados para assegurar a uniformidade dos relatos.

A segunda comissão foi constituída em 1928, no congresso subsequente, a ICRP (Comissão Internacional de Proteção Radiológica) tendo como principal

função fornecer guias gerais para o uso da radiação e estabelecer limites de exposição para trabalhadores e para o público em geral. Essa comissão tem relações oficiais com a World Health Organization (WHO) e com a International Atomic Energy Agency (AIEA).

No Brasil, o órgão fiscalizador e responsável pela legislação e normatização do uso de material radioativo no território nacional é a CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear).

O limite de dose efetiva (ver Anexo 1) para trabalhadores¹ ocupacionalmente expostos difere do limite para público em geral e o recomendado pela ICRP-60 (ICRP 1991) é de $20 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ enquanto para o público é de $1 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$. No Brasil ainda permanece o limite de $50 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ para trabalhadores. Para o público, o limite é o mesmo adotado pela ICRP, ou seja, $1 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (CNEN 1988). Esses valores não incluem as doses devidas a radiação natural e a exposições médicas.

Compõem a radiação natural a de origem cósmica, dos radionuclídeos presentes na crosta terrestre e da que resulta da ingestão e inalação de elementos radioativos presentes nos alimentos e no ambiente. É importante ressaltar que o radônio e seus produtos de decaimento (filhos) contribuem com mais da metade da dose efetiva anual (Tabela 2). Apesar de variar de local para local, estima-se que a dose média mundial devido a radiação natural seja de $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (UNSCEAR 2000).

Como os seres humanos não possuem sensores de radiação ionizante e aliado a total falta de informação, a chance de ocorrência de acidentes é grande e há indícios de que estão aumentando, principalmente em países em desenvolvimento. Acidentes semelhantes ao de Goiânia têm acontecido nos últimos anos (González 1999). O mais recente ocorreu na Tailândia em fevereiro de 2000 e só não foi tão grave como o brasileiro, apesar de 2 mortes, porque a fonte era de ^{60}Co , metálica, evitando-se

¹Qualquer pessoa que trabalha, em tempo integral, parcial ou temporariamente e que tem os direitos e deveres reconhecidos em relação à proteção radiológica. Um trabalhador autônomo é considerado possuidor dos deveres de ambos, empregador e empregado (IAEA 1996).

assim a disseminação da contaminação (IAEA 2000).

Tabela 2. Média global da dose efetiva anual para adultos devido a fontes naturais de radiação ionizante (UNSCEAR 2000).

Componente da exposição	Dose efetiva anual (mSv)
Raios cósmicos e radionuclídeos cosmogênicos	0,39
Radionuclídeos Terrestres: exposição gama externa	0,48
Radionuclídeos no corpo: exposição interna (exceto radônio)	0,29
Radônio e filhos	1,26
Total	2,42

A monitoração individual e de área assume um papel importante para a segurança e proteção dos trabalhadores com radiação e também do público em geral, e tem a função de avaliar da melhor forma possível a dose a que estão expostos. No Brasil, estima-se que 150.000 indivíduos estão potencialmente expostos à radiação ocupacionalmente, sendo 120.000 da área médica dos quais somente 60.000 são monitorados (Cunha 2001). O Laboratório de Dosimetria do Instituto de Física da Universidade de São Paulo, a qual pertence a autora, monitora cerca de 800 trabalhadores atualmente e vem realizando trabalhos também na monitoração de área.

1.4 A motivação

Goiânia foi em 1987 alvo de um dos piores acidentes radiológicos da história, quando um equipamento de teleterapia de ^{137}Cs foi violado. Como consequência desse acidente 1000 pessoas foram irradiadas com exposição acima da radiação natural, 249 apresentaram contaminação interna e/ou externa, das quais 49 foram

hospitalizadas, dentre elas 21 exigiram cuidados intensivos, 10 em estado grave com complicação e 1 pessoa teve seu braço amputado. Houve 4 mortes, 2 por hemorragia e 2 por infecção (IAEA 1988, Okuno 1988). Recentemente, aos 15 anos do acidente, mais 429 pessoas foram incorporadas oficialmente ao grupo de vítimas, após ação movida pelo Ministério Público de Goiás. São policiais, bombeiros e trabalhadores sem qualificação técnica que lidaram diretamente com os rejeitos radioativos durante os trabalhos de descontaminação e receberam doses acima do permitido (Silveira 2002).

Cinco lotes e suas respectivas casas ficaram altamente contaminadas e o trabalho de descontaminação foi realizado pela CNEN. Nesse processo 7 residências foram demolidas e foram gerados 3500 m³ de rejeito radioativo, hoje armazenado no depósito de Abadia de Goiás, GO. No processo de descontaminação, após a derrubada das casas, três dos terrenos tiveram a camada superior de solo removida e substituída por uma de solo limpo. Dois lotes receberam ainda uma camada de concreto e permanecem desocupados até hoje. O terceiro que corresponde ao Ferro Velho II da época do acidente só recebeu uma camada limpa de solo e foi liberado para a ocupação.

Em agosto de 1998, um professor do Instituto de Física da Universidade Federal Fluminense (IF-UFF) na proposta de um tema para uma disciplina do curso de Física, utilizou amostras de solo da cidade de Goiânia, para medidas de espectroscopia gama, aproveitando o fato dela ter sido contaminada com radionuclídeos de ¹³⁷Cs (Anjos et al 2001). Os resultados obtidos nesse trabalho deram impulso para que em 1999, um grupo de pesquisadores do IF-UFF e do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (IFUSP) iniciasse um trabalho conjunto realizando medidas de níveis de radiação ambiental nos principais focos de contaminação da cidade. Constatou-se na ocasião que em um dos lotes (o Ferro Velho II) as taxas de equivalente de dose (ver Anexo 1) ambiente estavam acima do limite proposto pela CNEN como aceitável, que na época do acidente ficou

estabelecido que seria de $1 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ para os anos subsequentes (IAEA 1988, Amaral et al 1991). Desde então, estudos vêm sendo feitos com amostras de solo, frutas e plantas (Facure et al 2001, Facure 2001) e dosimetria gama externa (Yoshimura et al 2001).

1.5 Relembrando o acidente

A falta de informação e o total desconhecimento sobre o que é radiação e o que ela pode causar desencadearam um dos piores acidentes envolvendo radiação em uma cidade com cerca de um milhão de habitantes.

Entre os dias 10 e 13 de setembro de 1987, Roberto que estava desempregado soube que um equipamento de metal abandonado numa clínica em ruínas (o Instituto Goiano de Radioterapia) na região central de Goiânia podia render-lhe uma boa quantia de dinheiro. Convidou seu amigo Wagner, também desempregado e foram à tal clínica. Lá tentaram desmantelar aquela peça de metal que era um aparelho de teleterapia de ^{137}Cs . Após muito esforço, usando ferramentas simples conseguiram extrair a sistema rotativo interno (Figura 4) que o transportaram em um carrinho de mão para a casa de Roberto e deixaram-no sob uma mangueira no seu quintal. No dia 13, Roberto passava mal e alegou aquele desconforto a algum alimento ingerido. Wagner teve diarreia e enjôo no dia seguinte e teve seus sintomas diagnosticados como devido a uma alergia alimentar.

Após recuperar-se um pouco daquele mal estar, no dia 18/09, Roberto manuseou a peça rotativa com o intuito de separar a parte cilíndrica, uma cápsula de aço que pensava conter pólvora, mas que na verdade acomodava a fonte radioativa. Esse ato, feito a marteladas acabou por atingir a pastilha de $^{137}\text{CsCl}$ que estava compactado com um aglutinante formando uma massa de cerca de 93 g. A massa de $^{137}\text{CsCl}$ era de 19 g. Assim um pouco do pó acabou caindo sob a mangueira.

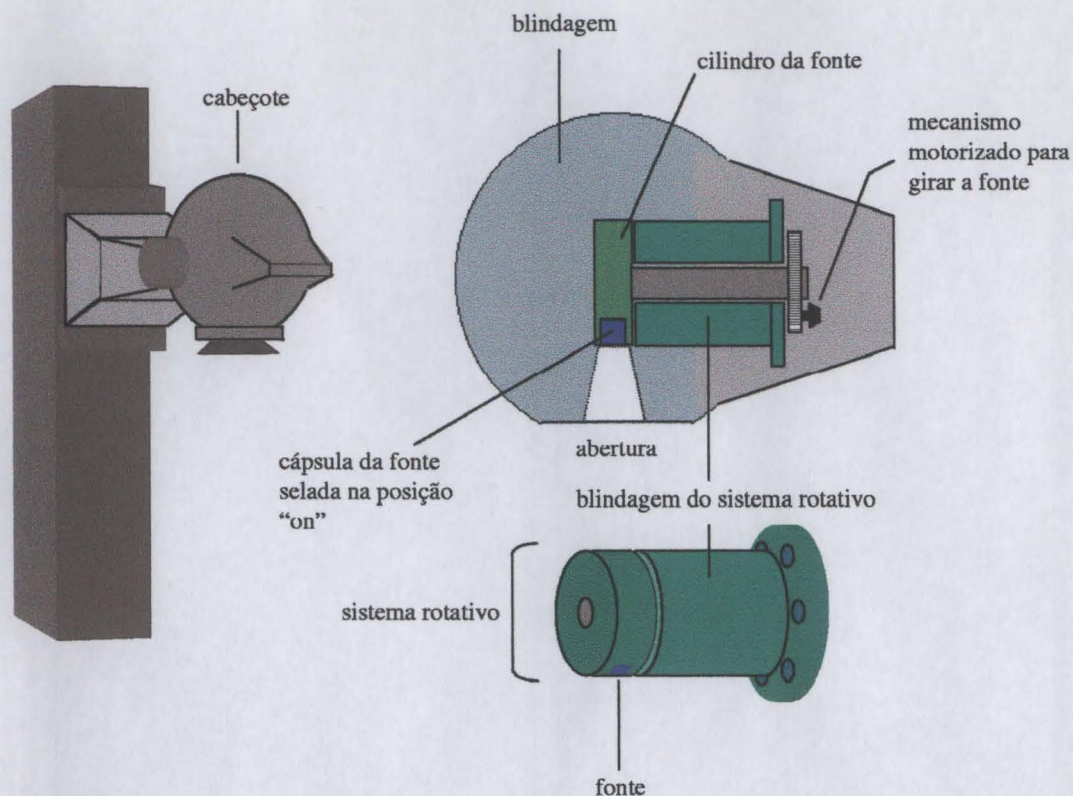


Figura 4. À esquerda, diagrama esquemático de um aparelho de teleterapia semelhante ao envolvido no acidente em Goiânia. À direita, corte transversal do cabeçote ampliado (acima) mostrando o sistema rotativo interno com a pequena cápsula de céσιο (Reprodução de IAEA 1988).

A monitoração realizada em 2 de outubro debaixo da mangueira registrou $1,1 \text{ Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ a 1 m de altura (IAEA 1988). O terreno e a casa de Roberto estavam altamente contaminados. Sua residência foi uma das demolidas e uma camada de solo do quintal foi removida.

As partes do sistema rotativo foram mais tarde vendidos por cerca de US\$ 25,00 a Devair Ferreira, dono de um ferro velho situado à Rua 26 A, do Setor Aeroporto. Na mesma noite da compra, Devair observou um brilho azul vindo daquelas peças depositadas na sua garagem. Esse fenômeno despertou sua curiosidade e o fez pensar que havia adquirido algo de muito valor ou até

sobrenatural. Constatou que o que produzia o brilho era o pó contido na cápsula de aço já violada e levou-a para dentro de casa. Vizinhos e parentes foram atraídos pela curiosidade à casa de Devair que distribuiu um pouco de pó para cada um deles. Sua mulher, Maria Gabriela foi uma das pessoas que maior contato teve com o material radioativo e foi uma das vítimas fatais desse acidente. Ivo Ferreira, também dono de um ferro velho (o Ferro Velho II), sabendo que seu irmão Devair estava adoecido, em visita à sua casa, obteve um pouco daquele curioso pó e deixou que sua família participasse daquele deslumbramento. Sua filha Leide das Neves, de 6 anos de idade, ingeriu um pouco desse material radioativo quando comeu um pedaço de pão segurando-o com suas mãos contaminadas com o ^{137}Cs . Essa criança foi a primeira vítima fatal da tragédia devido a alta contaminação interna.

Edson Fabiano era vizinho e amigo de Devair e também ganhou um pouco do misterioso pó de cloreto de céσιο. Ele morava num terreno com os fundos para o lote de Devair e frente para a Rua 15 A. Desejando compartilhar daquele elemento curioso, Edson cedeu uma pequena quantidade de pó a seu irmão Ernesto. Este colocou o material no bolso da calça e seguiu para casa. Ernesto sofreu lesões gravíssimas na coxa e as conseqüências até hoje. Sua casa, altamente contaminada, foi demolida e foi um dos principais focos de contaminação. Esse local ficou conhecido como “casa da fossa” porque o material radioativo foi descartado no vaso sanitário. Felizmente a contaminação ficou restrita ao local porque a casa não tinha conexão com a rede pública de esgotos.

Os empregados de Devair, Israel dos Santos e Admilson de Souza foram as outras duas vítimas fatais do acidente por terem manuseado a peça rotativa para separar uma parte de chumbo.

Outro foco de contaminação acabou por ser o Ferro Velho III, cujo dono chamado Joaquim comprou os pedaços da peça rotativa de Devair. A essa altura todas as partes da peça já estavam altamente contaminadas.

O resto de chumbo que fazia parte da blindagem do aparelho de radioterapia,

pesando cerca de 300 kg, foi retirado das ruínas da clínica pelos empregados de Ivo Ferreira e levados ao seu ferro velho na Rua 6 A do Setor Ferroviário.

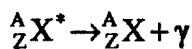
Nessa época, 28 de setembro, várias pessoas encontravam-se doentes e Maria Gabriela estava convencida de que o mal era causado por aquela curiosa peça adquirida por Devair e vendida a Joaquim. Com um de seus funcionários foi até o Ferro Velho III, onde recolheram os pedaços da peça rotativa em uma sacola e seguiram de ônibus até a sede da Vigilância Sanitária. Lá foram atendidos por um médico que depois do apelo de Maria Gabriela de que aquele material estava matando seu pessoal, teve o cuidado de deixar toda a sacola do lado de fora do prédio. Todo o material permaneceu na sede por um dia. Maria Gabriela e seu funcionário foram enviados a um centro de saúde e tiveram seus diagnósticos preliminares como devidos a alguma doença tropical. Assim foram assistidos no Hospital de Doenças Tropicais, mas um dos médicos desse hospital suspeitou que as lesões que eles tinham nas mãos era devido a danos causados por radiação. Alertou o médico da Vigilância Sanitária e sugeriu que a situação necessitava de investigação. Um físico que estava em visita a Goiânia foi contactado e realizou medidas com um monitor de radiação emprestado do escritório da NUCLEBRÁS em Goiânia. Na primeira série de medições próximo à sede da Vigilância Sanitária, seu aparelho excedeu a capacidade de detecção e o físico achando-o defeituoso substituiu-o por outro equipamento. Nas medidas seguintes teve certeza de que havia uma fonte de radiação com atividade excessivamente alta (Tabela 3) nas imediações.

O corpo de bombeiros foi chamado e a CNEN, contactada em seguida. Iniciava-se nesse dia, um dos trabalhos de mais alto grau de periculosidade e de tempo de duração indeterminado. Começava o processo de descontaminação. Estávamos na tarde do dia 29 de setembro e esse trabalho se estendeu até 21 de dezembro de 1987.

1.6 Um pouco sobre o ^{137}Cs

O ^{137}Cs é um isótopo radioativo, produto de fissão de urânio ou plutônio, que se desintegra formando $^{137\text{m}}\text{Ba}$ que, por sua vez, emite raio gama no processo de desexcitação (decaimento gama).

“Define-se decaimento gama como a emissão de um fóton pelo núcleo que ainda permanece excitado após decaimento alfa ou beta. O fóton emitido chama-se raio gama γ e sua energia hf corresponde à diferença entre dois níveis de energia nuclear. Nesse caso, o núcleo não sofre transmutação e, em geral, decai para o estado fundamental. A reação típica de decaimento gama é:



onde ${}^A_Z\text{X}^*$ indica o núcleo no estado excitado, com número de massa A (nêutrons mais prótons) e número atômico Z (prótons). O tempo de decaimento gama é em geral da ordem de 10^{-15} a 10^{-9} s. As transições para níveis mais baixos de energia de alguns núcleos que demoram segundos, horas ou mesmo dias para decair por emissão gama são chamadas transições isoméricas e o nível excitado de energia é chamado metaestável.

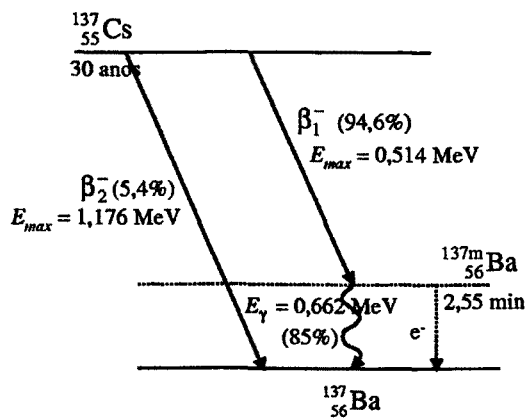


Figura 5. Decaimento do ^{137}Cs .

A Figura 5 mostra o decaimento do $^{137}_{55}\text{Cs}$ que pode ser via β_2^- para o estado fundamental do $^{137}_{56}\text{Ba}$ mas também via β_1^- para o estado excitado $^{137m}_{56}\text{Ba}$, para depois decair com a emissão de um raio gama para o estado fundamental. A letra m significa metaestável. A meia-vida do $^{137m}_{56}\text{Ba}$ é de 2,55 min. Costuma-se dizer que o raio gama foi emitido pelo ^{137}Cs quando de fato ele é emitido pelo ^{137m}Ba . O e^- mostrado na Figura 5 é chamado conversão interna, e é um processo competitivo com relação ao decaimento gama. Em vez da emissão de um fóton com energia $E = hf$, um elétron da camada K escapa com $E = hf - E_{\text{ligação}}$.

Se a contaminação radioativa for com um número muito grande de núclídeos de ^{137}Cs , mesmo após 30 anos que é a sua meia-vida, o número de radionúclídeos continua sendo metade que é grande, e após mais 30 anos, seu número será igual a $\frac{1}{4}$ do que existia originalmente, e que continua sendo grande e assim por diante" (Okuno 2002).

Tabela 3. Dados básicos do ^{137}Cs e da fonte do aparelho de teleterapia envolvido no acidente de Goiânia (IAEA 1988).

Dados gerais do ^{137}Cs	
Emissões gama	0,66 MeV (84%)
Emissões beta	Energia máxima
	0,51 MeV (95%)
	1,17 MeV (5%)
Meia-vida	30 anos
Dados da fonte de radioterapia do acidente de Goiânia (Setembro de 1987)	
Modelo	Cesapan F-3000®
Atividade da fonte de ^{137}Cs	50,9 TBq (1375 Ci)
Taxa de dose a 1 m	4,56 Gy·h ⁻¹
Volume da pastilha	3,1 × 10 ⁻⁵ m ³
Dimensões da cápsula interna	30,0 mm × 36,3 mm
Dimensões da cápsula externa (2 blindagens de aço)	47,5 mm × 50,6 mm
Massa total da pastilha	0,093 kg
Massa do $^{137}\text{CsCl}$	0,019 kg

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é medir e analisar os níveis de radiação ambiental em alguns terrenos de Goiânia, focos de contaminação com o ^{137}Cs , onde a interferência humana provocou a alteração dos níveis da radiação ambiental natural.

2.1.1 Objetivos específicos

1. Comparar os níveis de radiação gama medidos nos terrenos com aquele estabelecido pela CNEN como limite aceitável para casos de acidente.

2. Comparar os dados obtidos através de diferentes métodos e verificar se existe coerência entre eles.

3. Informar as autoridades competentes sobre os níveis de radiação encontrados nos terrenos estudados, alertando para aqueles acima dos limites aceitáveis.

2.1.2. Objetivo secundário

Associadas às medidas nos terrenos envolvidos no acidente será feita a avaliação de doses devidas à radiação natural em outros locais da cidade (distante dos focos de contaminação) para efeito de comparação.

2.2 Justificativa

A justificativa para a realização deste trabalho está no fato de que não se deve

nunca expor pessoas à radiação extra desnecessariamente e se for necessário, a exposição deve ser tão baixa quanto possível. É o que diz o princípio ALARA (As Low As Reasonably Achievable) de Proteção Radiológica. Seguindo esse princípio, este trabalho é importante porque as pessoas que vivem e trabalham nos terrenos estudados desconhecem os efeitos da radiação, os procedimentos de manuseio de material radioativo e são considerados indivíduos do público em geral. Para que haja uma atitude de remanejamento, caso haja necessidade, das pessoas ou restauração do terreno pelos órgãos competentes, tornou-se necessário o conhecimento das características físicas do local, incluindo os valores para os níveis de radiação e a comparação com os limites propostos para público.

As medidas para a avaliação de doses devidas à radiação natural foram realizadas não só para efeito de comparação, mas também para se iniciar a construção de um banco de dados, já que o Brasil ainda é pobre nesse campo, diferentemente de outros países como a Índia, alguns países da Europa, Estados Unidos e Japão. Estudos recentes de avaliação de doses populacionais devido a radiação gama na cidade de São Paulo são iniciativas que abrem caminho para diferentes tipos de investigação (Oliveira 2001, Otsubo 2001). Esses dados são importantes para o estudo estatístico dos efeitos estocásticos da radiação na população e também para se conhecer as características físicas de um local com relação a radiação ionizante e suas mudanças devidas a ocupação ou ação humana. A ICRP tem se preocupado não só com a proteção do homem, mas também com outros organismos vivos e defende a tese de que “se o homem está protegido, o ambiente também está”. Apesar dessa argumentação, é necessário o estabelecimento de padrões para a biota quando o homem não está presente, como por exemplo, próximos aos depósitos radioativos no fundo dos oceanos (Alexakhin 2000).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho é um estudo descritivo de uma situação, em termos de níveis de radiação ionizante, resultante de uma ação humana involuntária sobre o ambiente, protagonizado pelo acidente com o ^{137}Cs em Goiânia, no ano de 1987. É descrito também o resultado da restauração desse ambiente após recomendação do nosso grupo de pesquisadores que foi baseado nas medidas de níveis de radiação gama realizadas.

3.1 Localização do estudo

Os objetos de estudo dividem-se em 3 grupos principais. Compõem o primeiro, os terrenos que foram focos de contaminação em 1987, por ocasião do acidente (Figura 6). No segundo grupo estão os pontos mais próximos aos terrenos contaminados, ou seja, do lado externo dos muros que delimitam os lotes. Nesses locais ainda restam traços de contaminação. Pertencem ao terceiro, alguns pontos distantes (> 500 m) dos lotes envolvidos no acidente e que constituem locais para medidas de níveis de radiação gama natural da cidade de Goiânia. Nesses pontos não foi detectada a presença ^{137}Cs pelos métodos usados neste trabalho.

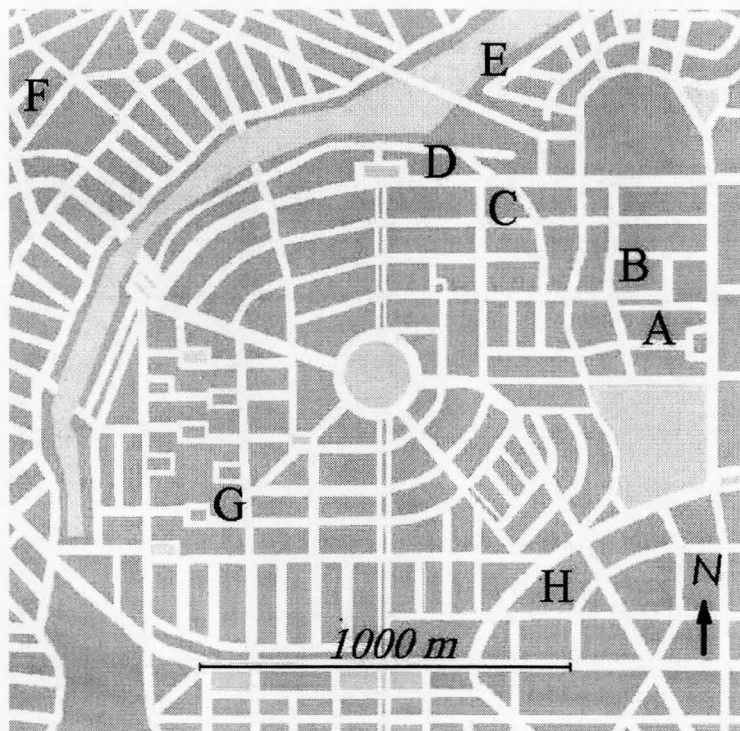


Figura 6. Região de Goiânia mostrando os principais focos de contaminação com o ^{137}Cs . Neste trabalho foram estudados os locais A, C, E e F. Os outros pontos são importantes pela história do acidente. B: barracão para onde foram levadas ferramentas contaminadas; D: casa de Ernesto Fabiano, conhecida como “casa da fossa”; H: Instituto Goiano de Radioterapia e G: Vigilância Sanitária.

3.1.1 Os focos de contaminação

Medidas preliminares indicaram a necessidade de estudos mais detalhados em dois terrenos dentre os 7 mais contaminados. O primeiro deles é o lote 18 do Bloco Q, localizado na Rua 6 do Setor Ferroviário e corresponde ao ferro velho de Ivo Alves Ferreira para onde foi levada parte da fonte de cézio após a violação de sua cápsula. No mapa da Figura 6 corresponde à letra E e neste trabalho continua sendo chamado de Ferro Velho II. Nesse terreno morava a menina Leide das Neves Ferreira, uma das vítimas fatais do acidente, que morreu devido a alta contaminação interna (IAEA 1988). Todas as casas desse terreno foram demolidas durante a fase de

descontaminação. Depois dessa fase, o terreno foi coberto com uma camada de solo limpo e liberado para uso. Três ou quatro anos após o acidente, novas casas foram construídas, árvores frutíferas foram plantadas, uma horta caseira é cultivada e animais domésticos também circulam pelo local. Atualmente, esse terreno funciona como depósito de materiais recicláveis pertencente a uma empresa de comércio de aparas de papel. Esse lote é o único entre os mais contaminados no acidente que não recebeu a camada de concreto sobre todo o solo do terreno.

Uma casa de alvenaria (casa 1) ocupa a porção central do terreno (Figura 7). Na parte frontal, um contêiner permanece por alguns dias até seu completo preenchimento com papel usado e papelão e é trocado periodicamente por outro vazio. Três abacateiros e uma mangueira foram plantados nessa parte do terreno. O quintal dos fundos funciona principalmente como depósito de lixo, mas também para cultivo de hortaliças. Duas goiabeiras maiores ocupam um espaço próximo ao muro direito. A cerca dos fundos é feita de tapumes de madeira ou de papelão apoiados numa tela de arame. Além dessa cerca, num pedaço estreito de terra que margeia o córrego Capim Puba estão plantados pés de mandioca, bananeiras e mamoeiros. Medidas de espectrometria gama foram realizados nesse local e estão incluídos no segundo grupo.

Três a quatro pessoas moram e trabalham no local e a pessoa que cuida do terreno e dos negócios é Gumerindo Marçal Marcelino. Trata-se de um senhor idoso com quem foi mantido maior contato e obtivemos total liberdade para a realização das medidas *in situ* e também da coleta de amostras de solo, plantas e frutas (Facure et al 2001, Facure 2001).



Figura 7. Desenho esquemático do Ferro Velho II. A casa 1 é a única construção de alvenaria. Os chamados barracões são abertos nas laterais e as outras casas são todas de madeira.

O segundo terreno (letra A da Figura 6) localiza-se no número 58 da Rua 57 do Setor Aeroporto, onde há uma casa. Identificamos neste trabalho como Casa da Nilcéia. Uma família de três pessoas vive nela. Essa residência é a mesma desde a época do acidente e é vizinha ao terreno onde a cápsula de césio foi efetivamente violada e que atualmente está desocupado e o solo completamente concretado. Neste terreno morava, na época do acidente, Roberto que junto com seu amigo Wagner rompeu a cápsula de césio debaixo de uma mangueira existente no quintal.

Medidas menos detalhadas foram realizadas em outros terrenos contaminados indicados na Figura 6 com as letras C e F. O lote indicado pela letra C corresponde ao Ferro Velho I e localiza-se na Rua 26 A, bloco Z, lote 30 do Setor Aeroporto. Ali moravam Devair e Maria Gabriela na época do acidente. Não há nenhuma construção nesse terreno pois todas foram demolidas durante a descontaminação e atualmente está cimentado e desocupado. O terreno encostado nos fundos do ferro velho também está desabitado, com o solo exposto e espécies de gramíneas crescem em sua superfície. Segundo alguns moradores da vizinhança, no ano anterior à realização de

nossa pesquisa, uma igreja começou a ser construída ali. A obra foi interrompida quando os funcionários foram informados de que aquele terreno havia sido envolvido no acidente radiológico de 1987.

A letra F da Figura 6 mostra o antigo Ferro Velho III, situado à Rua P19, bloco 92, lote 4, Setor dos Funcionários. Era conhecido como Ferro Velho do Joaquim. Parte da blindagem da fonte foi levada a esse local contaminando-o. Esse terreno foi pouco modificado desde a época do acidente. O barracão ainda existe e hoje funciona como depósito de materiais metálicos recicláveis que continua sendo do mesmo dono.

3.1.2 A vizinhança dos focos de contaminação

No segundo grupo estão, como já mencionado anteriormente, alguns pontos nas ruas próximas aos focos de contaminação e casas vizinhas a eles. No Anexo 2 está descrita a localização mais detalhada desses pontos e indicados os pontos de medição.

3.1.3 A radiação gama natural

Os dados de radiação gama natural foram obtidos nas ruas e avenidas da cidade de Goiânia e dependeram da disponibilidade de tempo e de mobilidade nas viagens que realizamos para a capital goiana. Realizamos também medidas em alguns parques e praças conforme indicado no mapa da Figura 8.



Figura 8. Mapa de parte da cidade mostrando os locais de medida de radiação gama natural. Um dos pontos (Av. Divisa, lote 20) fica ao norte da cidade e não está mostrado no mapa. No quadrado delimitado pelas linhas tracejadas localizam-se os principais focos de contaminação.

3.2 Técnicas de medida

Para a coleta de dados, duas técnicas principais foram utilizadas para a realização deste projeto:

3.2.1 Espectrometria gama *in situ*

Consiste de uma técnica em que é possível discriminar a energia característica da radiação gama emitida por um radionuclídeo quando este decai. Assim, pode-se identificar o radioisótopo presente no ambiente, tornando-se uma das principais vantagens da espectrometria gama *in situ*. A intensidade da radiação depende da concentração de radionuclídeos presentes na amostra e de suas meias-vidas e rendimento das desintegrações.

Neste trabalho foi utilizado um espectrômetro portátil da marca Hamamatsu, *Spectro Survey Meter SS- γ* , modelo C3475 (Figura 9). Esse equipamento possui uma sonda que contém um cristal cintilador de NaI(Tl) cilíndrico com 25 mm de diâmetro por 50 mm de altura, acoplado a uma fotomultiplicadora mais a eletrônica associada. Uma janela de cristal líquido mostra em tempo real o espectro no intervalo de energia de 50 a 1670 keV, num total de 128 canais. Pode-se escolher a opção de medida da taxa de equivalente de dose ambiente (ver Anexo 1) em $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ e escolher também o tempo de integração adequado. No presente projeto, foi escolhido tempo de medição de 2 minutos em cada ponto.

Todas as medidas apresentadas neste trabalho incluem a contribuição dos raios cósmicos. Uma avaliação de dose devido a radiação proveniente do espaço foi realizada na cidade de São Paulo com o mesmo equipamento sobre um grande reservatório de água. Esse arranjo não permite que os raios gama originados do solo

atingam o detector devido à blindagem que a camada de água representa. O valor encontrado para São Paulo foi de $25,7 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (Yoshimura et al 2001).

A calibração da energia da radiação é feita periodicamente utilizando-se uma fonte de ^{40}K . Essa operação foi realizada sempre no início de uma série de medidas de cada período do dia. Consiste em verificar se o fotopico do ^{40}K localiza-se entre os canais 103 e 121 correspondentes às energias de 1339 keV e 1573 keV. Dois potenciômetros são utilizados para o ajuste do ganho para o devido posicionamento do fotopico na faixa de calibração.

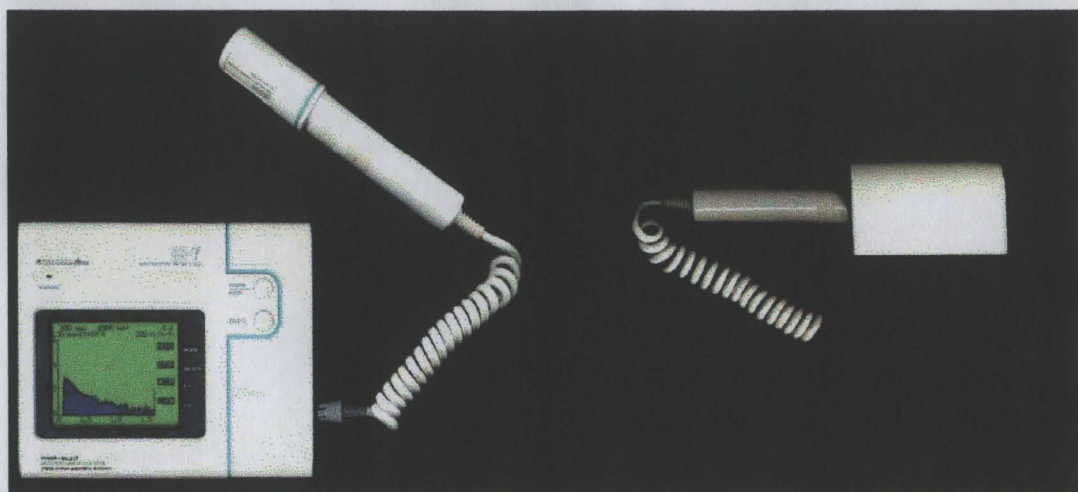


Figura 9. Espectrômetro portátil da marca Hamamatsu utilizado neste trabalho. À esquerda, com a sonda que contém o cristal cintilador, e à direita o sistema de calibração.

Na Figura 10 podemos observar os espectros típicos da radiação gama medidos com o $SS-\gamma$ em local contaminado, no arredor dos terrenos estudados e em local distante desses pontos. Os espectros obtidos nos lotes contaminados e nas suas vizinhanças apresentam o pico devido ao raio gama de 662 keV do ^{137}mBa e nos espectros das regiões distantes dos focos contaminados esse pico não aparece.

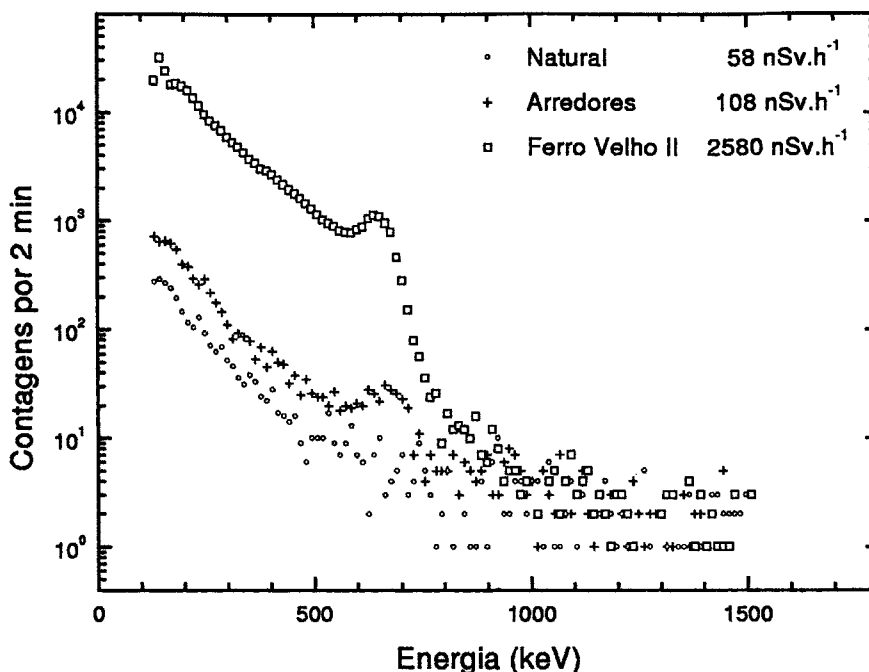


Figura 10. Espectros típicos de radiação gama obtidos com o espectrômetro portátil *SS-γ* no terreno contaminado, no seu arredor e em ponto distante dos focos de contaminação.

Os espectros obtidos podem ser armazenados na memória do equipamento e periodicamente, depois de adquiridos 4 espectros eles são transferidos para um microcomputador portátil via porta serial. O espectro com a calibração em energia ocupa sempre um espaço na memória para efeito de comparação com aquele que está sendo adquirido.

A convenção de medida recomenda a colocação do detector a 1 m do solo que corresponde à região das gônadas em pessoas de estatura padrão. As medidas foram feitas com o espectrômetro sobre um tripé a 1 m da superfície do solo (Figura 11). Dentro dos limites dos terrenos contaminados, as distâncias entre um

ponto e outro variaram de acordo com o espaço que havia para se apoiar todo o arranjo experimental devido à disposição dos materiais recicláveis (Ferro Velho II e Ferro Velho III) no terreno e também das construções (Figura 12). Cuidados foram tomados para que nos locais escolhidos o detetor tivesse vista direta da superfície do solo sem nenhum objeto obstruindo o caminho dos fótons. Na Casa da Nilcéia, pelo menos uma medida foi realizada em cada cômodo da casa como mostrado no Mapa 01 do Anexo 02. No Lote C, na parte concretada foram realizadas medidas em poucos pontos porque tínhamos informação prévia dos níveis baixos de radiação gama pelas medidas obtidas com um detector do tipo Geiger-Müller. No mesmo lote, na parte correspondente ao terreno do Edson, as medidas foram efetuadas em locais livres das gramíneas que crescem no terreno, procurando cobrir a maior área possível do terreno. Os pontos de medidas estão mostrados no Mapa 02 do Anexo 2.



Figura 11. Equipamento posicionado a 1 m de altura em relação à superfície do solo para medidas de radiação gama ambiental.



Figura 12. Aspecto do Ferro Velho II durante as medidas antes da concretagem. Observar os objetos e construções no terreno que impedem a realização de medidas em alguns pontos (Extraído de Facure 2001).

Nas medidas de radiação de fundo pela cidade, muitas vezes o tripé não foi utilizado, mas a distância de 1 m de altura entre o detector e a superfície do solo foi mantida.

Uma tomada de dados por ponto foi suficiente devido à grande estabilidade do sistema. A flutuação devido ao equipamento foi avaliada como sendo de 1,4 % em relação ao valor médio dos valores de taxa de equivalente de dose (Yoshimura et al 2002).

3.2.2. Dosimetria termoluminescente

A dosimetria termoluminescente é a principal técnica utilizada para monitoração rotineira de radiação ionizante por causa de sua simplicidade e

reusabilidade, sensibilidade, baixo custo econômico e precisão dos detectores termoluminescentes (Nambi et al 1985).

Essa técnica utiliza-se da capacidade que alguns cristais possuem de armazenar a energia proveniente da radiação ionizante a que estão expostos. A liberação da energia em forma de luz quando os cristais são aquecidos controladamente dá origem ao fenômeno da termoluminescência (TL). A curva de emissão TL em função da temperatura dos dois tipos de cristal usados no presente trabalho pode ser vista na Figura 13. São considerados picos dosimétricos aqueles com intensidade alta em certos intervalos de temperatura (picos que não decaem a temperatura ambiente). Suas intensidades (alturas do pico) são proporcionais à dose de radiação, cobrindo mais de 5 décadas de intervalo de dose. No caso do LiF:Mg,Ti, com o nome comercial de TLD-100 e da pastilha de CaF₂ natural (Brasileiro) aglutinada com NaCl, esses picos são respectivamente o pico V e o pico III.

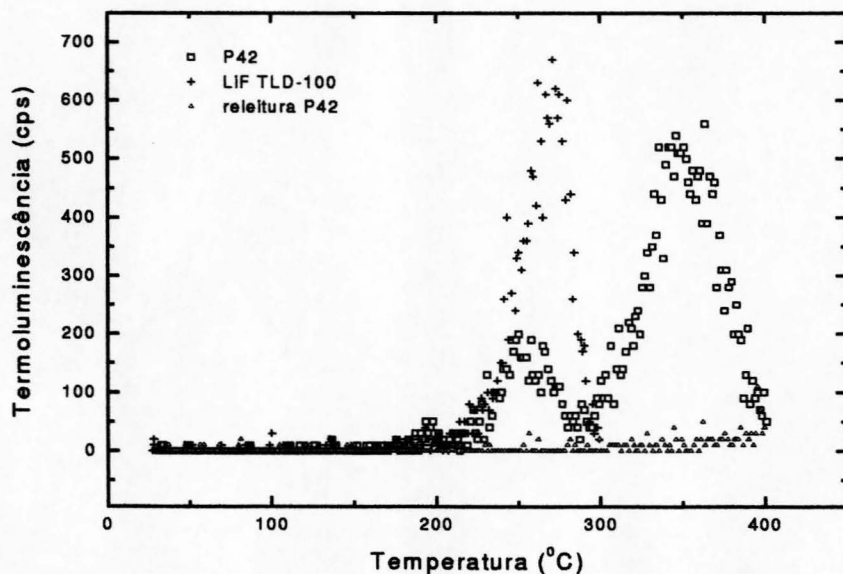


Figura 13. Curvas de emissão TL do LiF TLD-100 e da pastilha de CaF₂ natural: NaCl (P42) obtidas com taxa de aquecimento de 16 °C/s. A pastilha de CaF₂: metassilicato apresenta curva semelhante a de P42.

Para a determinação da dose absorvida (ver Anexo 1), uma curva de calibração é construída irradiando os cristais TL com fontes de atividades conhecidas, o que equivale a dizer, com dose conhecida. Nesse processo, os detetores entre filtros de Pb são irradiados no ar com valores conhecidos de kerma no ar (ver Anexo 1) com radiação gama de ^{137}Cs . A altura do pico dosimétrico em contagens por segundo (cps) é considerada resposta TL que é proporcional ao kerma no ar (Figura 14). Um programa específico desenvolvido no Laboratório de Dosimetria denominado TLTools¹ foi utilizado para a determinação da altura dos picos dosimétricos. Uma vez determinada a altura do pico dosimétrico, a dose absorvida pode ser calculada, multiplicando-a pelo inverso do coeficiente angular (kerma no ar/altura do pico dosimétrico) da curva de calibração.

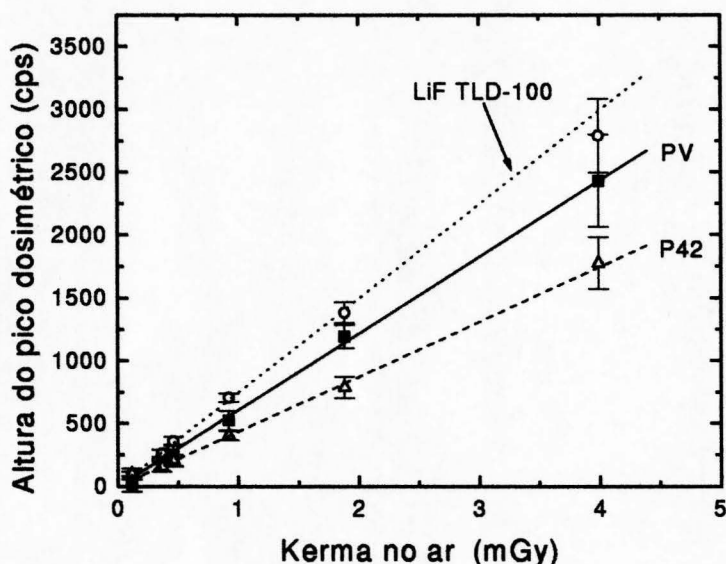


Figura 14. Curvas típicas de calibração do LiF TLD-100 e dos dois tipos de pastilhas baseadas em CaF_2 (PV e P42). Todos os detetores, cobertos por filtros de chumbo de 0,5 mm de espessura foram irradiados no ar com radiação gama do ^{137}Cs .

¹ Programa desenvolvido por E. G. Yukihara

Através do ajuste linear obtém-se os coeficientes angulares cujos inversos fornecem os fatores de calibração para cada tipo de detetor (Tabela 4) .

Tabela 4. Fatores de calibração para cada tipo de detetor TL.

Tipo de Dosímetro	Inverso do Coeficiente Angular (mGy/cps)	Desvio Padrão (%)
LiF TLD-100	$1,34 \times 10^{-3}$	1,7
CaF ₂ (PV)	$1,64 \times 10^{-3}$	3,4
CaF ₂ (P42)	$2,24 \times 10^{-3}$	3,0

3.2.2.1 Detetores utilizados

Neste estudo foram utilizados dois tipos de cristais termoluminescentes:

1) o fluoreto de lítio LiF:Mg,Ti, comercialmente conhecido como TLD-100 da Harshaw Chemical Co. que se apresenta como um paralelepípedo com massa aproximada de 20 mg e dimensão de 3,0 mm × 3,0 mm × 0,9 mm.

2) o fluoreto de cálcio natural (CaF₂) de cor verde de Santa Catarina, Brasil, que é a base das pastilhas P42. Elas são fabricadas no Laboratório de Dosimetria do IFUSP e têm forma cilíndrica de 5,0 mm de diâmetro e aproximadamente 0,9 mm de altura. São obtidas por prensagem a frio de uma mistura adequada de cristais de CaF₂ (60% em peso) e NaCl (40% em peso) pró-análise com granulação variando de 75 µm e 177 µm de diâmetro (Trzesniak et al 1990). Um segundo detetor de CaF₂ natural denominado PV (Umisedo et al 1990) também foi utilizado nesse estudo com a finalidade de testá-lo. As pastilhas PV apresentam as mesmas dimensões e são obtidas por um processo semelhante ao do primeiro, mas utiliza-se metassilicato de sódio como aglutinante substituindo o NaCl do P42. A resistência mecânica da

pastilha PV é muito maior do que a da P42, assim como sua resistência à umidade, fatores esses importantes na monitoração ambiental devido às intempéries.

Os detetores devem ser termicamente tratados antes do uso para eliminar qualquer dose previamente acumulada: “zerá-los” e estabilizá-los. No caso do TLD-100, esse tratamento é de 1 hora a 400 °C seguido de 2 horas a 100 °C e da pastilha de CaF₂ é de 20 minutos a 400 °C. Após o recozimento são embalados constituindo assim os dosímetros ou monitores de radiação, prontos para uso. Eles contêm dois detetores de cada tipo totalizando seis TLDs colocados aos pares como mostra a Figura 15. Um detetor de cada par é colocado entre filtros de chumbo de 0,5 mm espessura.

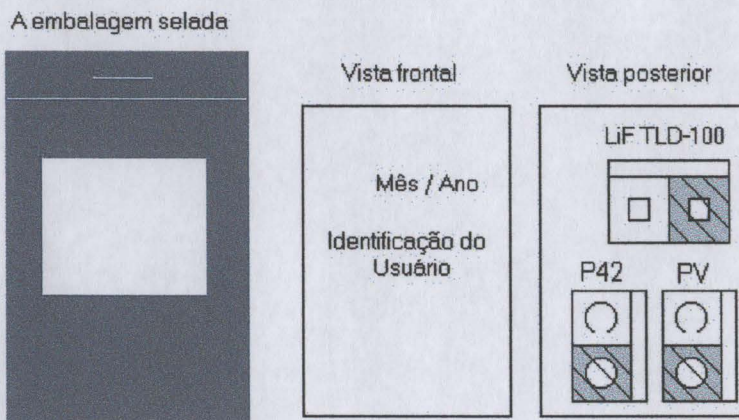


Figura 15. Configuração do monitor usado neste trabalho. O hachurado representa o filtro de Pb.

A razão entre as respostas TL de dois detetores do mesmo tipo, um coberto com filtro de Pb e outro sem, ou de uma pastilha de TLD-100 e outra de CaF₂, ambos sem filtro, fornece meios para se determinar a energia dos fótons incidentes nos detetores através de uma curva de calibração da resposta termoluminescente em

função da energia do fóton (Guimarães 2000). Assim a altura do pico dosimétrico convertida para kerma no ar usando o fator de calibração é corrigida para dependência energética da resposta do detector. Subseqüentemente, fatores de conversão dados pela Comissão Internacional de Unidades de Medidas de Radiação (ICRU) (ICRU 1998) que dependem da energia do fóton são aplicados para calcular o equivalente de dose pessoal ou ambiente em mSv. A média aritmética dos valores de equivalente de dose ambiente avaliados pelos 3 tipos de dosímetros são apresentados no Capítulo 4.

Quinze dosímetros foram deixados por um período de 56 dias em locais previamente escolhidos, a 1 m do solo e todos ficaram protegidos da luz do sol e da chuva. A Figura 16 mostra os locais de colocação dos dosímetros num total de 10 no primeiro lote. Os monitores de números 1, 2 e 3 ficaram no interior da casa de alvenaria, cujo assoalho é de chão batido sendo mais compacto que nos outros barracos. Esses últimos são construídos sobre o próprio solo comum com as mesmas características das áreas descobertas. O dosímetro de número 8 ficou na porta da casa 4, do lado de fora.

A Figura 17 mostra as posições dos dosímetros no segundo lote. Neste, todos ficaram no interior da casa. Um monitor de controle foi deixado em um edifício no centro de Goiânia para integrar a dose de radiação natural ou de fundo, além daquela devida a altitude do avião que transportou os dosímetros na ida e na volta da cidade de Goiânia.

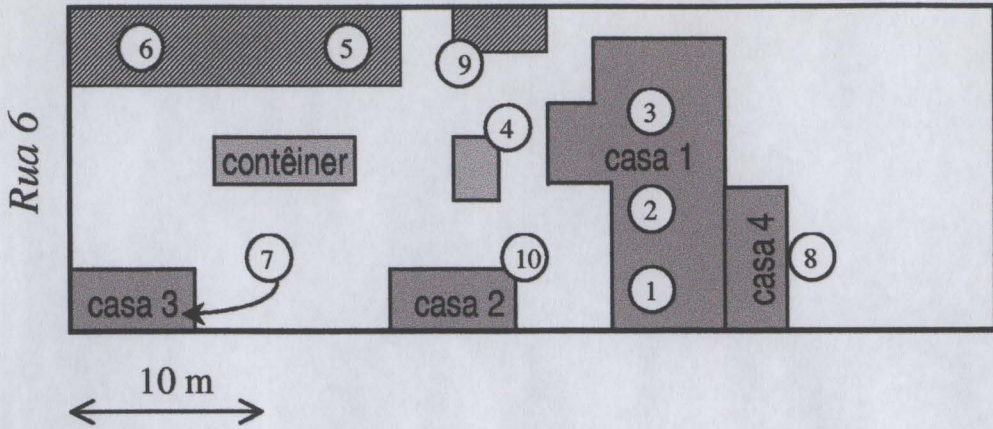


Figura 16. Esquema atual do Ferro Velho II. Os números nos círculos indicam os locais onde os dosímetros foram deixados, protegidos da luz solar e da chuva, a 1 m do solo. Os retângulos hachurados são barracões de madeira.

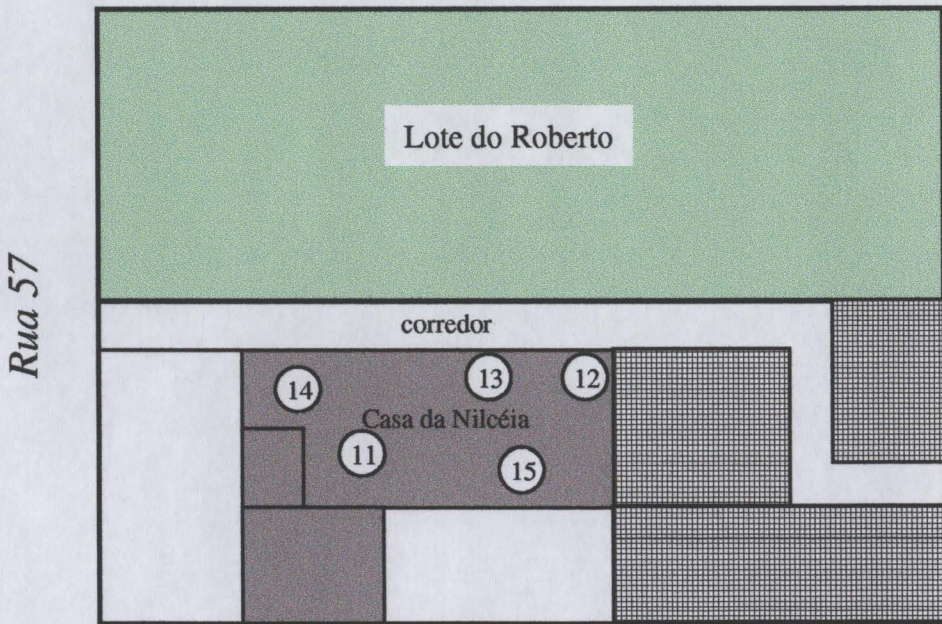


Figura 17. Esquema da Casa da Nilcéia. Nesse caso todos os monitores foram deixados no interior da casa e as posições são apresentadas pelos círculos numerados. Os retângulos quadriculados mostram outras casas. A área em verde, totalmente concretada, corresponde ao lote onde a cápsula de césio foi violada.

3.2.2.2 Dosimetria TL do solo

Para comparação com os dados de espectrometria gama do solo e também para testar a viabilidade de utilização dos dosímetros TL para dosimetria de solo, foram enterrados 3 tipos de detetores TL: o LiF TLD-100, pastilhas de CaF₂ natural aglutinado com vidro (PV) e CaF₂ em pó. A pastilha de CaF₂ com NaCl não foi utilizada devido a sua característica higroscópica.

Após o empacotamento dos detetores do mesmo modo como para dosimetria no ar, foi montado um arranjo como mostrado na Figura 18 para facilitar o enterramento.

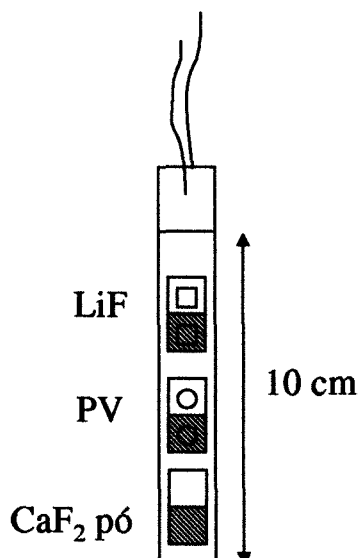


Figura 18. Esquema do dosímetro TL usado para medir a radiação gama no solo, em pontos próximos aos furos de onde foram retiradas amostras para avaliação da atividade do ¹³⁷Cs pelo método de espectrometria gama realizado em laboratório.

Esse arranjo foi introduzido em furos feitos no chão com uma haste de aço com diâmetro ligeiramente maior que a largura do dosímetro da Figura 18 em pontos próximos aos furos de onde foram colhidas amostras de solo que apresentaram maior atividade através de espectrometria gama em laboratório (Facure et al 2001, Facure

2001). Esse estudo foi realizado somente no Ferro Velho II por causa da acessibilidade e ocupação humana visando a restauração desse local para níveis de radiação permissíveis.

As profundidades e o tempo em que os dosímetros permaneceram enterrados estão apresentados na Tabela 5. Como o comprimento do arranjo dosimétrico é de 10 cm, a profundidade a que nos referimos coincide com o comprimento do fio mais a metade do comprimento do arranjo. Assim o detector PV foi o que ficou mais próximo da profundidade desejada. As médias aritméticas dos valores avaliados com os três tipos de detectores são apresentadas nos resultados.

Tabela 5. Identificação dos dosímetros usados para dosimetria de solo, o tempo que permaneceram enterrados, a profundidade e localização correspondentes aos furos de amostras usadas para avaliação de contaminação por ^{137}Cs por espectrometria gama.

Identificação	Intervalo de tempo (h)	Profundidade (cm)	Localização
P1	65,6	30	próximo a casa 3
P2	66,0	15	frente do contêiner
P3	65,5	20	próximo ao barracão (frente)
P5	70,0	25	próximo ao barracão (meio)
P6	65,0	25	próximo ao barracão (atrás)
P8	71,0	15	ao lado da mangueira
P9	40,7	15	embaixo da goiabeira 1
P10	40,7	35	embaixo da goiabeira 2
P11	9,5	5	fundos – centro
P12	9,0	25	fundos a 2 m do muro E
P13	64,2	15	frente do contêiner (próximo P2)

3.2.2.3 O sistema leitor de TL

Após o período de permanência no campo, os dosímetros são recolhidos e trazidos ao laboratório para serem processados, que se inicia com a leitura do detector. A leitura propriamente dita, consiste em fazer um aquecimento controlado dos detectores e medir a luz emitida durante esse aquecimento. O equipamento necessário para essas medidas é o leitor termoluminescente por contagem de fótons (Diaz et al 1994).

No sistema leitor (Figura 19), o detector TL é colocado sobre uma placa de liga de platina, que chamamos rotineiramente “panela”, e é aquecida por passagem de corrente elétrica. A taxa de aquecimento é controlada por um programador de temperatura que se utiliza de um termopar soldado na parte inferior da panela que monitora a temperatura a cada instante. A detecção da luz emitida pela pastilha dosimétrica é feita por uma fotomultiplicadora e o sinal de saída é modificado por um pré-amplificador. Após discriminação e quantificação pelo contador de fótons, esse sinal é enviado juntamente com a informação sobre a temperatura da “panela” para um microcomputador, via porta serial. O programa de controle, aquisição e análise “FORNAX” gerencia todo o sistema.

Uma fonte de luz padrão colocada na gaveta onde se situa a “panela” é usada como referência para garantir a estabilidade do equipamento. As leituras são realizadas em uma atmosfera de nitrogênio para eliminar sinais espúrios devido a queima de materiais e oxidação da panela. Filtros ópticos são colocados entre a amostra e a fotomultiplicadora conforme o tipo de fósforo termoluminescente a ser lido para transmitir ao máximo a luz emitida pelos detectores e atenuar ao máximo a luz infravermelha proveniente da panela. No caso do LiF foi usado o filtro Corning 4-70 que seleciona comprimentos de onda na faixa do azul e para o CaF₂, o filtro Corning 5-58, mais estreito para a faixa do roxo. Um filtro Schott KG1 foi usado em

todas as medidas para atenuar a radiação infravermelha proveniente do aquecimento da panela.

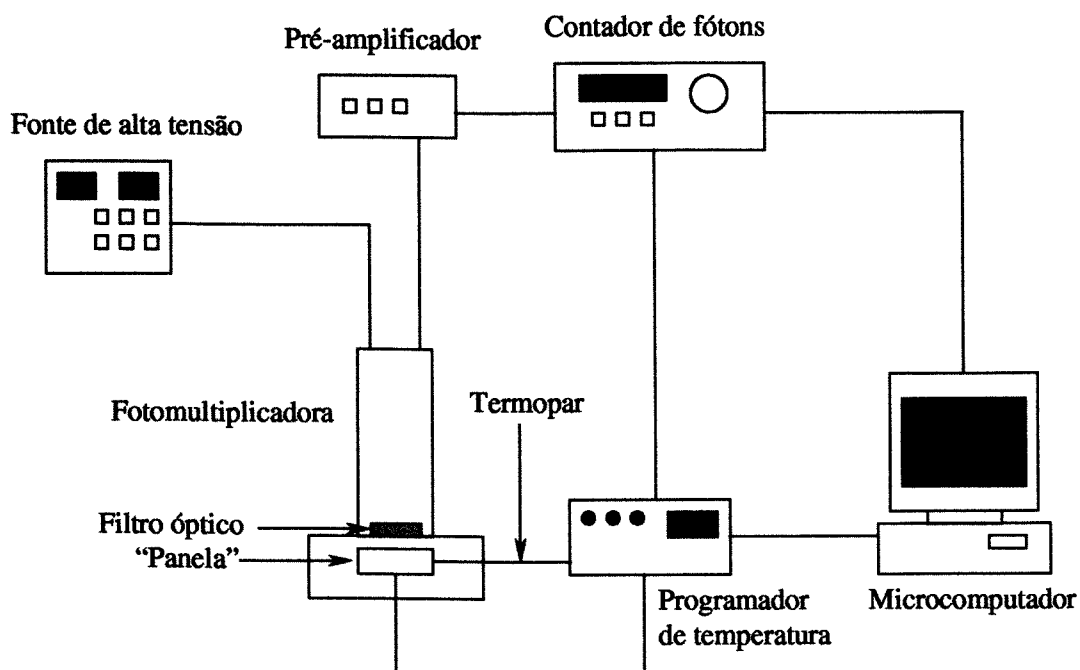


Figura 19. Desenho esquemático do leitor de termoluminescência por contagem de fótons do Laboratório de Dosimetria.

4 RESULTADOS

4.1 Medidas de espectrometria gama *in situ*

A possibilidade de identificação do radioisótopo presente no ambiente é uma das principais vantagens da espectrometria gama. Se o espectrômetro for portátil como o *SS- γ* , é possível seu uso *in situ*, cuja grande vantagem da técnica é o tempo curto de aquisição dos dados se comparado com o tempo de medidas espectrométricas em laboratório, já que nesse caso o volume de solo considerado é muito maior do que o de uma amostra coletada.

Os dados aqui apresentados correspondem à taxa de equivalente de dose ambiente fornecidos automaticamente pelo detector portátil *SS- γ* .

4.1.1 Os terrenos estudados

4.1.1.1 O Ferro Velho II

Esse foi o terreno estudado mais detalhadamente devido às suas características já mencionadas e relembramos aqui os motivos para essa investigação minuciosa:

- a) o terreno é habitado e há circulação também de pessoas não residentes no local: são compradores de material reciclável e outros catadores de papel ou funcionários da empresa de comércio de aparas de papel, proprietária do terreno;

- b) o chão é de terra batida sem cobertura de concreto, diferente dos outros principais terrenos contaminados;
- c) existem árvores frutíferas, horta e criação de aves e os produtos são consumidos pelos moradores;
- d) há uma constante alteração na configuração dos barracos e por conseguinte o solo contaminado veio sendo revolvido durante a escavação de buracos, elevando ainda mais os níveis da radiação gama (o motivo deste item está detalhado logo a seguir).

Foram efetuadas 95 medidas nesse lote incluindo a sua vizinhança, acumuladas durante as visitas feitas ao local em 2000 e 2001. A Figura 20 mostra o histograma da distribuição dos dados de espectrometria gama *in situ*, expressos em valores de taxa de equivalente de dose ambiente em $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$. Agrupamos as medidas realizadas no quintal da frente (54 pontos), no quintal dos fundos (14 pontos) e nos arredores (27 pontos), externo aos muros. Adotamos como linha divisória entre frente e fundos a casa principal na região central denominada casa 1. A localização dos pontos de medida e os valores obtidos podem ser vistos na Figura 21. Compreendem os arredores: a calçada em frente ao lote, as margens do Rio Capim Puba e o vizinho do lado direito em cujo terreno funciona uma funilaria.

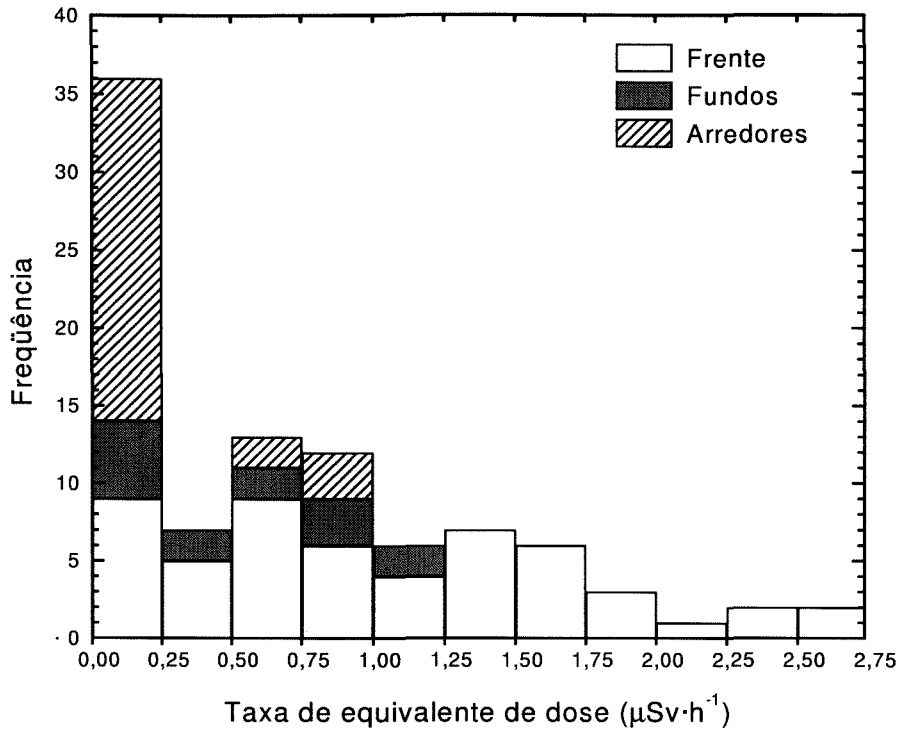


Figura 20. Distribuição dos valores de taxa de equivalente de dose medidos a 1 m da superfície do solo, na parte da frente e dos fundos do Ferro Velho II e também na sua vizinhança.

Pode-se observar que 46 % dos valores de taxa de equivalente de dose ambiente do quintal da frente estão acima de $1,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$. Esse valor de taxa de dose medido a 1 m de altura, associado ao valor de $22,5 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para contaminação do solo, foram estabelecidos pela CNEN como valores limites na época do acidente (IAEA 1988) e não deveriam ser ultrapassados nos anos subsequentes.

A maioria dos valores de equivalente de dose ambiente nas vizinhanças não ultrapassa o limite estabelecido pela CNEN, mas observam-se valores próximos a ele que poderiam ser minimizadas. Esses valores pertencem aos fundos do lote da

funilaria próximos aos pontos onde estão localizadas as duas goiabeiras nos fundos do Ferro Velho II.

Durante a primeira coleta de amostras de solo superficial para análise espectrométrica em laboratório foram também realizadas nos mesmos locais medidas *in situ* a 1 m do solo com o $SS-\gamma$ para posterior comparação ou verificação de existência de correlação. Foi uma grande surpresa a incompatibilidade observada nos resultados após análise de solo superficial no laboratório da UFF. Em um dos pontos de nível alto de radiação a 1 m do solo o valor obtido com o $SS-\gamma$ foi de $(1,1 \pm 0,1) \text{ Sv}\cdot\text{h}^{-1}$. A amostra de solo superficial levada ao laboratório forneceu a concentração de ^{137}Cs de $(4,8 \pm 0,2) \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Deste valor, usando o método teórico de Anspaugh e Daniels (Anspaugh e Daniels 1996) foi calculada a taxa de equivalente de dose no ar a 1 m do solo, obtendo-se $(0,21 \pm 0,01) \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, muito diferente do medido localmente. Todos os cálculos teóricos, a partir de dados de solo superficial resultaram em valores baixos, dentro dos limites estabelecidos pela CNEN, enquanto que medidas realizadas *in situ* haviam indicado taxa de equivalente de dose de até $2,68 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ próximo à entrada do terreno na frente do contêiner (representados pelos círculos vermelhos na Figura 21).

Córrego Capim Puba

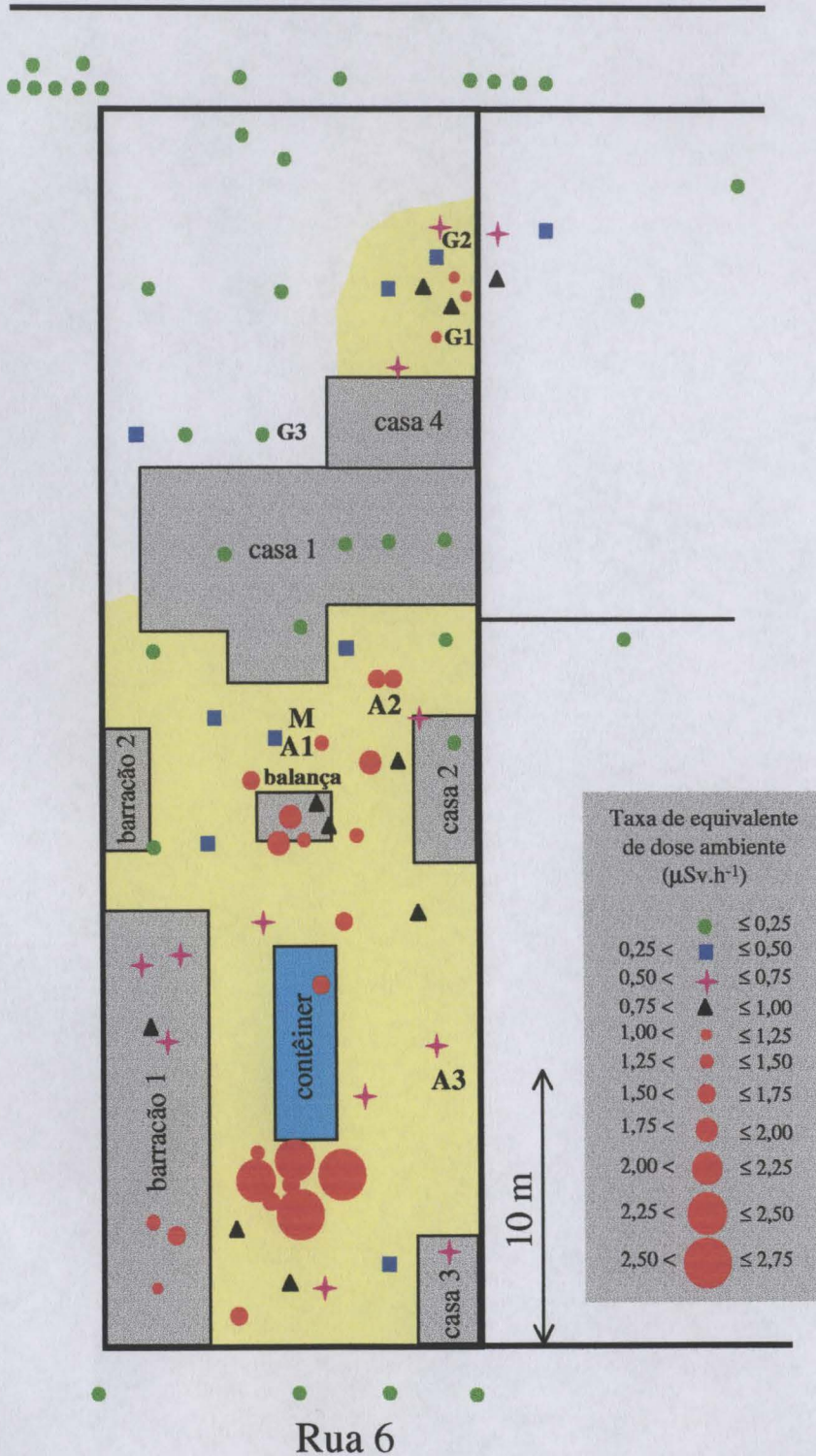


Figura 21. Localização dos pontos de coleta de dados de espectroscopia gama no Ferro Velho II com respectivas taxas de dose ambiente. A: abacateiros; G: goiabeiras; M: mangueira.

Com o objetivo de compreender essa discrepância, numa expedição seguinte foram colhidas amostras de solo para medidas de espectrometria gama de diferentes profundidades e os resultados das análises estão mostrados nas Figuras 22 e 23 (Facure et al 2001, Facure 2001).

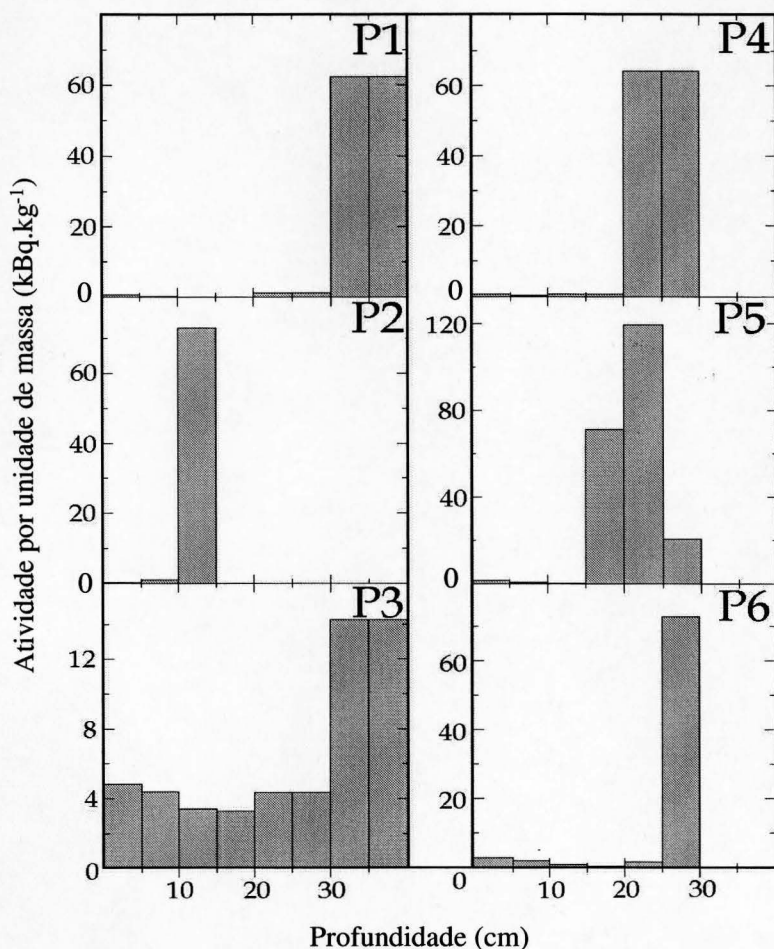


Figura 22. Atividade do ^{137}Cs por unidade de massa de amostras de solo coletadas de diferentes profundidades para os pontos P1 a P6 (Facure 2001).

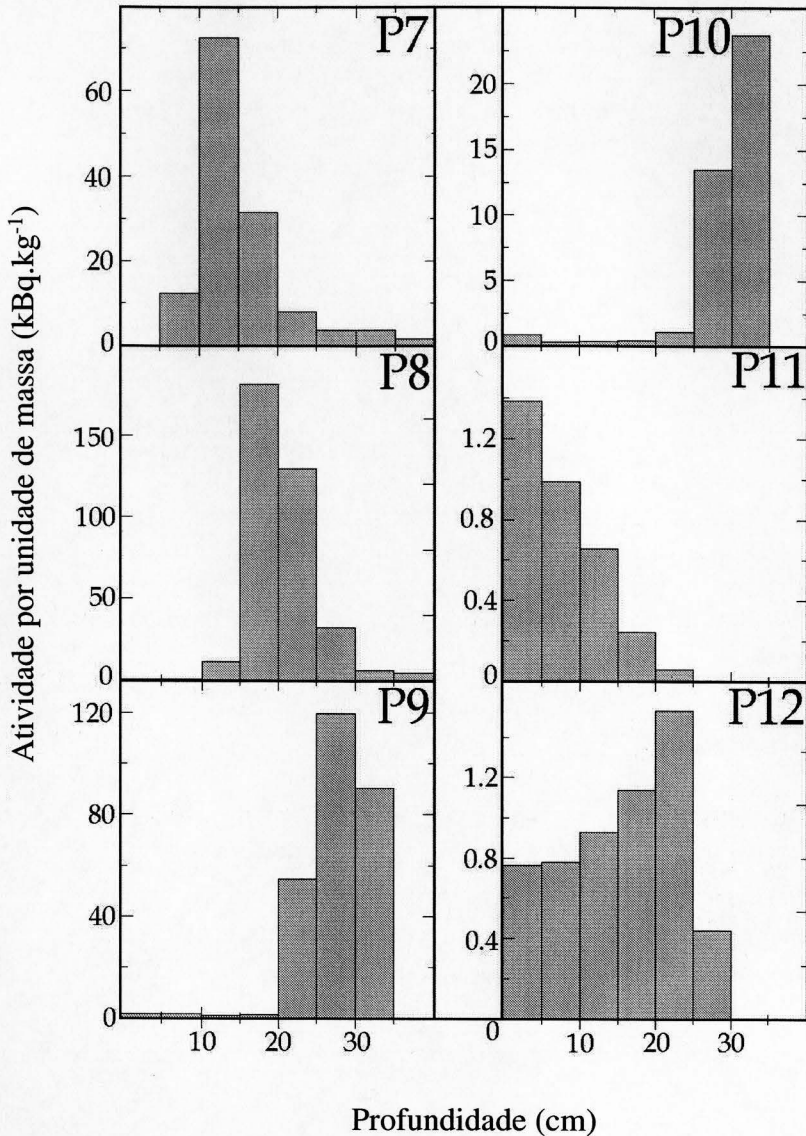


Figura 23. Atividade de ^{137}Cs por unidade de massa de amostras de solo coletadas em diferentes profundidades para os pontos P7 a P12 (Facure 2001).

Esses dados mostram que o grau de contaminação elevado não estava na superfície, como era de se esperar como comportamento típico para casos de deposição de material radioativo no solo devido a acidente radioativo ou nuclear segundo Cornell (1993), citado por Facure (2001, p.68), mas foram encontrados valores de até 175 kBq.kg⁻¹ (P8) em profundidades maiores que 10 cm. Níveis de

contaminação elevados como este explicam o motivo para as medidas, a 1 m do solo, de taxas de doses incompatíveis com os valores de atividade das amostras de solo coletadas na superfície.

A composição heterogênea do solo explicava a incompatibilidade dos dados como já citado por Facure et al (Facure et al 2001) e foi observada durante a perfuração para a coleta das amostras do solo. A causa da discrepância era a presença de uma camada de solo contaminada, composta de restos de construção, situada entre 10 cm e 40 cm de profundidade. A camada superficial e as mais profundas eram constituídas de solo homogêneo e avermelhado. A área onde essas três camadas foram encontradas está representada pela cor amarela na Figura 21. No quintal dos fundos, a região onde foi encontrada a camada de entulho misturado com o solo coincide com os pontos em que os valores de taxa de equivalente de dose ambiente são maiores que $1,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, representados no esquema da Figura 21 como círculos vermelhos.

4.1.1.2 Casa da Nilcéia

Os dados obtidos nesse terreno e na sua vizinhança podem ser vistos no histograma da Figura 24. Observa-se que dentro dos limites do lote (Mapa 02 do Anexo 2) que incluem a casa, o corredor lateral esquerdo, a garagem e os quintais da frente e dos fundos, as taxas de equivalente de dose não ultrapassam $1,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$.

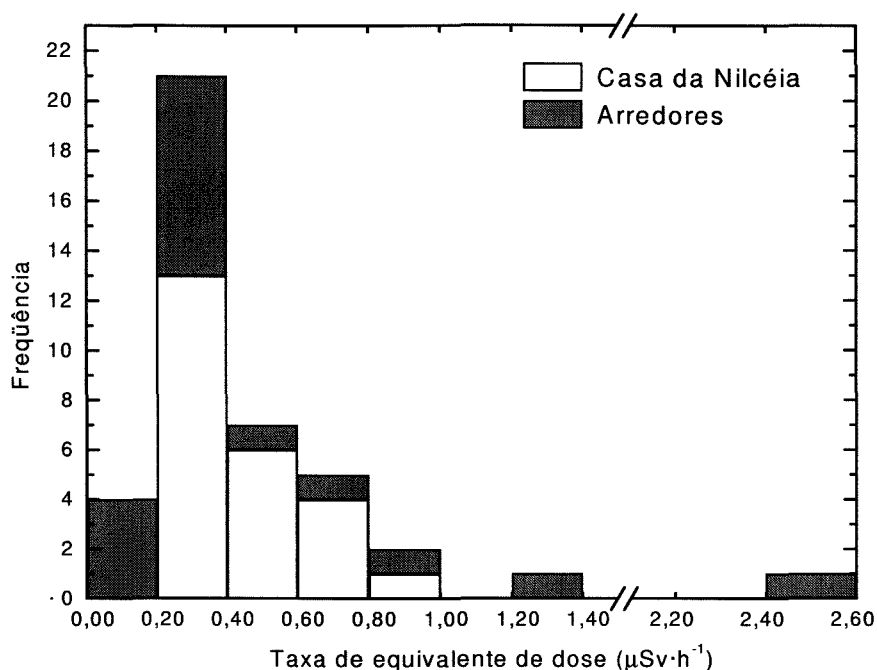


Figura 24. Distribuição dos valores de taxa de equivalente de dose medidos a 1 m da superfície do solo na casa vizinha (Casa da Nilcéia) ao terreno onde a cápsula de césio foi violada.

4.1.1.3 O lote C

O lote C que compreende dois terrenos, um onde morava Devair, dono do Ferro Velho I, encontra-se atualmente concretado e desocupado. O terreno do seu vizinho Edson, que é adjacente ao primeiro está desocupado também, mas o capim cresce em toda a sua extensão. Um desenho esquemático desses dois terrenos pode ser visto no Anexo 2.

A distribuição dos valores das medidas de espectrometria gama realizadas nesses dois terrenos estão apresentadas na Figura 25 e pode-se observar que nenhum valor ultrapassa aquele determinado como limite pela CNEN.

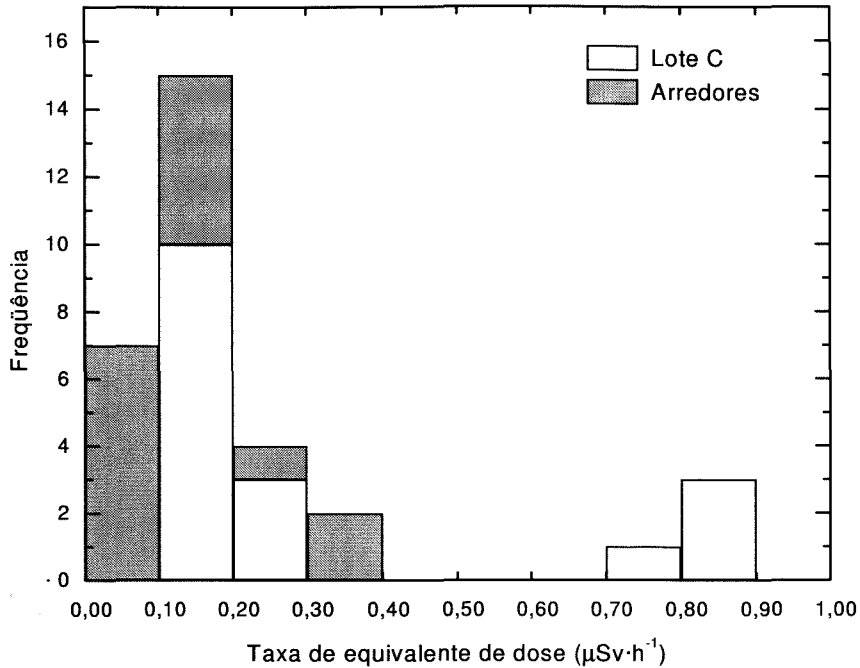


Figura 25. Taxas de equivalente de dose medidas no lote C que corresponde aos antigos terrenos do Devair e do Edson e as suas vizinhanças.

4.1.1.4 O Ferro Velho III

Foram realizadas poucas medidas nesse lote (Figura 26). Foi, entretanto, observado que em alguns pontos, mais precisamente no centro do barracão (ver Anexo 2) onde ainda funciona um depósito de materiais metálicos recicláveis, valores próximos a $3,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ foram encontrados. Esses valores podem ser devidas às rachaduras encontradas no concreto que cobre o chão desse terreno. Informação sobre o tempo que os trabalhadores dispõem nesse local para a separação das peças metálicas e carregamento dos caminhões não foi obtida. Apesar disso, seguindo o princípio ALARA, existe a necessidade de se remediar essa situação. Membros da autoridade local (CNEN Goiânia) participaram de uma das visitas feitas ao lote e

estão cientes da existência desses níveis indesejáveis de radiação gama para pessoas do público em geral.

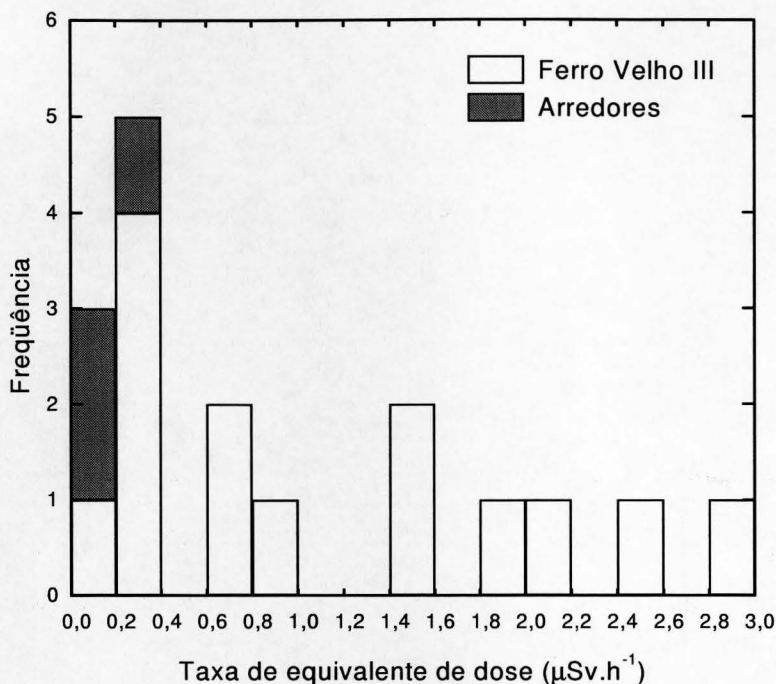


Figura 26. Distribuição dos valores de taxa de equivalente de dose ambiente medidos a 1 m da superfície do solo no Ferro Velho III e nos arredores.

4.1.2 Os arredores dos focos de contaminação

Nesse grupo encontram-se os dados de níveis de radiação gama dos locais próximos aos focos de contaminação. O critério usado para que um determinado local fosse colocado nesse grupo partiu da detecção de traços de ¹³⁷Cs através da espectrometria gama. Assim, pode-se dizer que mesmo valores tão baixos quanto o da radiação gama natural da cidade de Goiânia, ainda apresentam os resquícios da contaminação devido ao acidente. O valor mínimo encontrado foi de 70,5 nSv.h⁻¹ na esquina da Rua 57 com a Rua 80, próximo à casa da Nilcéia (letra A) na Figura 6.

Nessa mesma Rua 57 foi encontrado um valor tão alto ($2,49 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$) quanto os do Ferro Velho II ou Ferro Velho III, demonstrando que existem ainda locais “quentes” mesmo depois de passado mais de uma década da época do acidente. Nota-se portanto, o grau de contaminação que pode atingir quando material radioativo é manipulado sem controle. Os dados para a vizinhança dos focos de contaminação podem ser vistos nas mesmas figuras (Figuras 20, 24, 25 e 26) em que aparecem os histogramas de distribuição das taxas de doses dos lotes estudados.

4.1.3 Avaliação da radiação gama natural

Foram avaliados os níveis de radiação gama natural em 20 locais da cidade (marcadas na Figura 8 do capítulo anterior), a maioria na região localizada ao sul da região central. Em alguns locais foram realizados mais de uma medição em pontos próximos, totalizando 45 medidas. Todas as medidas foram realizadas a céu aberto. O valor médio obtido a 1 m da superfície do solo foi de $62 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ com um desvio padrão de $6 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$. A distribuição das medidas pode ser vista na Figura 27 e sugere uma distribuição normal.

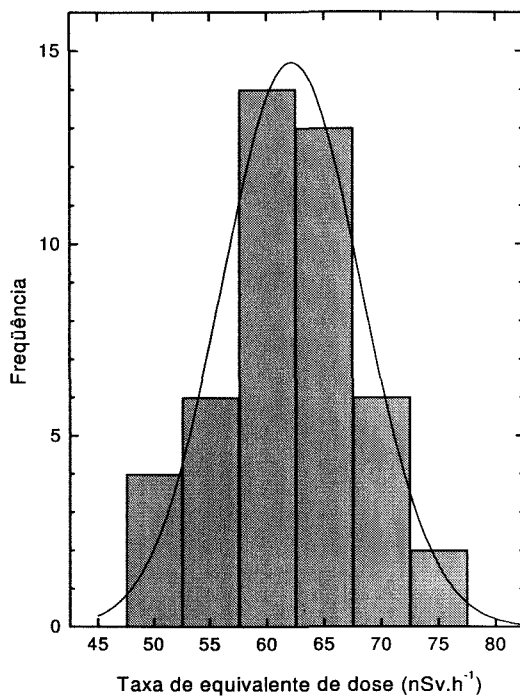


Figura 27. Histograma dos valores de taxa de equivalente de dose ambiente nos locais não contaminados da cidade de Goiânia.

A Tabela 6 reúne os dados de espectrometria gama obtidos nos terrenos contaminados, nas vizinhanças desses terrenos e também da radiação ambiente natural.

Tabela 6. Compilação dos dados apresentados nos histogramas das Figuras 20 e de 24 a 27. Os valores do desvio-padrão estão apresentados como a porcentagem dos respectivos valores médios.

Localização	Média ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)	Desvio Padrão (%)	Mínimo ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)	Máximo ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)	Número de medidas
Regiões não contaminadas	0,062	10	0,050	0,077	45
Vizinhança dos focos de contaminação	0,273	145	0,070	2,490	47
Ferro Velho II - Frente	1,037	68	0,101	2,680	54
Ferro Velho II - Fundos	0,567	65	0,150	1,150	14
Casa da Nilcéia	0,440	40	0,223	0,868	24
Lote C	0,312	95	0,101	0,878	17
Ferro Velho III	1,148	40	0,104	2,910	14

O valor médio de taxa de dose para a região não contaminada amostrada da cidade de Goiânia indica, provavelmente que o solo apresenta-se homogêneo. Um número maior de dados e também cobrindo uma área maior da região metropolitana de Goiânia seria necessário para se obter uma estimativa da dose populacional na cidade. Esses dados de níveis de radiação gama natural comparável a de outras regiões do planeta como vistos na Tabela 7 mostram que não houve contaminação significativa dessas áreas devido ao acidente.

Tabela 7. Radiação gama natural em alguns países do mundo.

País	Taxa de dose absorvida média a céu aberto ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Referência
Portugal	84,8	Amaral et al 1992
Hungria	61	Nikl e Sztanyik 1988
Grécia	56	UNSCEAR 2000
Finlândia	71	Arvela et al 1995

Comparando-se com os níveis de radiação gama a céu aberto obtidos na cidade de São Paulo, pelo mesmo método e usando o mesmo equipamento, verifica-se que os valores de taxa de dose em Goiânia estão 35% abaixo da média para a capital paulista. A taxa média de equivalente de dose obtida em São Paulo foi de $96,1 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (Oliveira 2001).

4.2 Medidas com dosímetros termoluminescentes

4.2.1 Equivalente de dose ambiente

A Tabela 8 apresenta os resultados da dosimetria termoluminescente para avaliação dos níveis de radiação gama ambiental em dois dos terrenos estudados. Os dados apresentados são a média aritmética dos valores de taxas de equivalente de dose ambiente avaliados pelos 3 tipos de detetores TL apresentados no Capítulo anterior. Os números de 1 a 10 referem-se ao primeiro lote, o Ferro Velho II. Do número 11 ao 15, ao segundo lote, ou seja, Casa da Nilcéia. Na segunda coluna são mostrados os valores correspondentes da taxa de equivalente de dose ambiente anual, obtidos a partir dos valores de dose de radiação integrados durante os 56 dias e foi

considerado que não houve variação nas taxas de dose da radiação ao longo do ano. A terceira coluna da mesma Tabela apresenta os valores médios da energia efetiva dos fótons detectados usando-se os três tipos de dosímetros. A coluna 4 mostra as taxas de equivalente de dose ambiente medidas com o espectrômetro gama portátil em posições próximas aos locais onde foram colocados os dosímetros TL, e a última coluna dá os valores de taxa de equivalente de dose ambiente anual obtidos a partir dos resultados da coluna 4 e normalizados por ano.

Como pode ser visto na Tabela 8, todos os valores de taxa de equivalente de dose ambiente ultrapassam em muito 1 mSv por ano, estabelecido pela CNEN (IAEA 1988) como limite de dose para os anos subsequentes aos do acidente.

Observa-se também que os valores de taxa de equivalente de dose no interior da casa principal (dosímetros 1, 2 e 3) são menores do que os outros. Uma explicação para isso pode ser a presença de blindagem fornecida pelas paredes de alvenaria e pela camada de solo limpo que constitui o assoalho dessa casa. A ausência dessa cobertura de chão batido pode explicar o valor elevado referente à casa 4 (dosímetro 8), que foi deixado externamente à casa. Os valores altos nos dosímetros deixados fora da casa principal podem ser devidos a contínua ressuspensão do solo provocada pelos próprios moradores quando fazem buracos para a construção de barracos e também para o plantio de árvores. Outro fator importante pode ser o efeito das chuvas e da erosão que ocorrem naturalmente.

Tabela 8. Valores de taxa de equivalente de dose ambiente anual avaliados com os TLDs, as respectivas energias efetivas dos fótons e os valores de taxa de equivalente de dose ambiente obtidos usando o espectrômetro gama portátil. A quinta coluna contém os valores das taxas de equivalente de dose anual calculadas a partir das medidas de espectrometria gama *in situ*. Os locais de colocação dos dosímetros estão nas Figuras 16 e 17.

Identificação do dosímetro	Taxa de equivalente de dose ambiente (mSv·ano ⁻¹)*	Energia efetiva do fóton (keV)*	Taxa de equivalente de dose ambiente (nSv·h ⁻¹)**	Taxa de equivalente de dose ambiente (mSv·ano ⁻¹)**
1	2,6	187	128	1,1
2	2,3	656	101	0,88
3	3,2	218	105	0,92
4	12,5	295	1510	13,2
5	5,6	183	538	4,7
6	8,9	242	1120	9,8
7	5,2	246	536	4,7
8	11,2	229	733	6,4
9	3,2	625	203	1,8
10	6,3	222	570	5,0
11	3,8	289	374	3,3
12	7,0	211	295	2,6
13	5,4	212	384	3,4
14	3,6	203	197	1,7
15	4,2	231	202	1,8

*Avaliados com os TLDs; **Avaliados com o SS- γ

Os valores do segundo lote, Casa da Nilcéia (números 11 a 15), também requerem atenção. As pessoas que moram nessa casa, assim como as do Ferro Velho II, pertencem à categoria de público em geral e não têm conhecimento dos riscos associados à radiação ionizante, sendo mais um motivo não justificado para a exposição a tais níveis de radiação.

Os dados apresentados neste trabalho reforçam a recomendação às autoridades da necessidade de uma nova intervenção principalmente no Ferro Velho II. Um relatório com dados preliminares, mas que já mostravam a existência de níveis excessivos de radiação gama no Ferro Velho II foi elaborado e entregue à CNEN em Fevereiro de 2000.

Um projeto para a colocação de uma nova camada de concreto nesse terreno foi proposto pelos pesquisadores das duas universidades e este foi finalmente finalizado em Agosto de 2001.

4.2.2 Dosímetros enterrados

A Tabela 9 mostra os valores de taxas de dose calculados a partir da dose acumulada pelos dosímetros TL no período em que ficaram enterrados nos furos identificados de P1 a P12. Esses furos localizam-se muito próximos aos furos de onde foram retiradas amostras para avaliação da concentração de ^{137}Cs por espectrometria gama em laboratório, por isso a mesma notação foi mantida (Figura 28). Na Tabela 9 aparece o furo identificado como P13 e que não está mostrado na Figura 28. Esse furo foi feito próximo ao P2 para garantir que teríamos os dados desse local porque em uma troca de contêiner de um cheio pelo vazio, o dosímetro correspondente ao P2 ficou inacessível. Felizmente com uma nova movimentação do contêiner enquanto estávamos no local, pudemos recolher os dois dosímetros.

Tabela 9. Taxas de equivalente de dose obtidas com os TLDs enterrados. A quarta coluna mostra as atividades por unidade de massa máximas, obtidas em laboratório, das amostras de solo retiradas de cada furo. A Tabela 5 do capítulo anterior contém os dados de tempo e profundidade de enterramento.

Localização	Furos	Taxa de equivalente de dose ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)	Atividade por unidade de massa ($\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$) ^a
próximo a casa 3	P1	17,4	62,4
frente do contêiner	P2	8,7	73,0
próximo ao barracão (frente)	P3	3,5	4,3
próximo ao barracão (meio)	P5	8,6	119,1
próximo ao barracão (atrás)	P6	3,2	72,8
ao lado da mangueira	P8	26,7	168,9
embaixo da goiabeira 1	P9	28,7	119,7
embaixo da goiabeira 2	P10	10,1	23,7
fundos - centro	P11	4,2	1,4
fundos a 2 m do muro esquerdo	P12	2,8	1,5
frente do contêiner (próximo P2)	P13	19,5	73,0

^aFonte: Facure 2001.

A ausência de dados dos pontos P4 e P7 ocorreu respectivamente pela impossibilidade de recolher o dosímetro porque ficou preso no fundo do furo (P4) por causa do solo extremamente seco e porque os trabalhadores usavam a balança e não tivemos acesso ao furo P7.

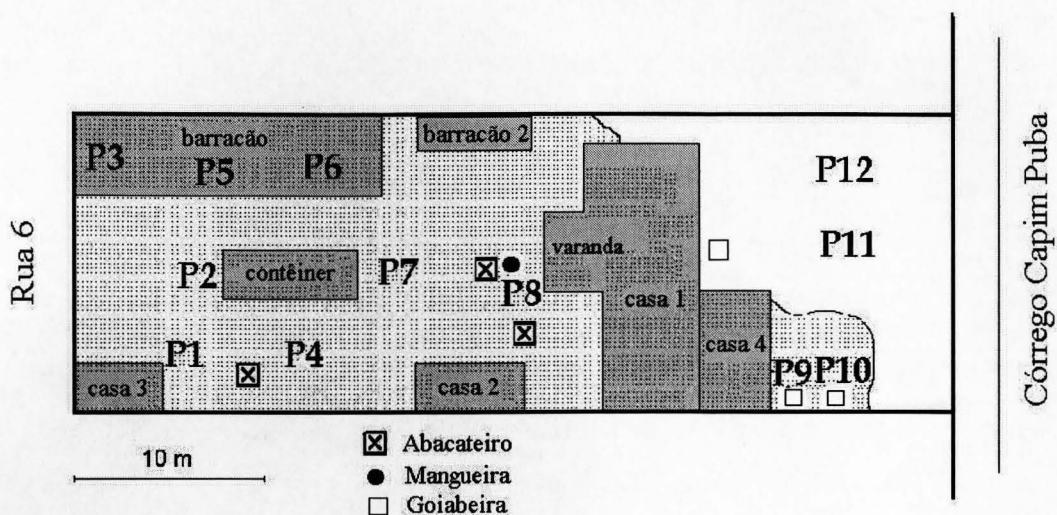


Figura 28. Localização das posições (P1 a P12) de coleta de amostras de solo de diferentes profundidades (12 perfis de solo) e da camada de entulho (área pontilhada) no subsolo do Ferro Velho II. Os símbolos ☒, ● e □ identificam as posições das árvores frutíferas (Facure 2001).

Os dados da Figura 29 mostram que existe correlação entre as taxas de equivalente de dose obtidas através da dosimetria termoluminescente e as atividades do ^{137}Cs por massa de solo obtidas em laboratório (Facure et al 2001, Facure 2001). No gráfico, para ajustar a reta pelos mínimos quadrados, foram utilizados os valores máximos de atividade/massa obtidos em cada furo e a correspondente taxa de equivalente de dose. Apesar de haver uma correlação positiva, com coeficiente de correlação (r) igual a $+0,74$, poderíamos esperar uma melhor concordância se os dosímetros tivessem sido enterrados nos mesmos furos onde a amostra de solo foi coletada para análise em laboratório. É também importante frisar que a coleta de amostra de solo foi realizada em uma das idas a Goiânia e o enterramento dos detetores TL numa seguinte. Uma outra condição que melhoraria a concordância teria sido a garantia de que o dosímetro permaneceu na profundidade desejada, ou seja, naquela camada em que foi encontrada atividade máxima. Como o dispositivo era colocado em um furo estreito pendurado por um fio de náilon, ele pode ter se

enroscado antes da profundidade requerida. Pode-se observar também que há uma variação razoavelmente grande entre a atividade encontrada em uma camada de apenas 5 cm de espessura e a imediatamente anterior (Figura 22, P2) ou a subsequente (Figura 22, P5). Como já relatado anteriormente, mesmo com a grande proximidade entre os furos P2 e P13 a avaliação de doses pelos TLDs resultou em valores bastante diferentes mostrando que a composição do solo do terreno varia muito, assim como o grau de sua contaminação.

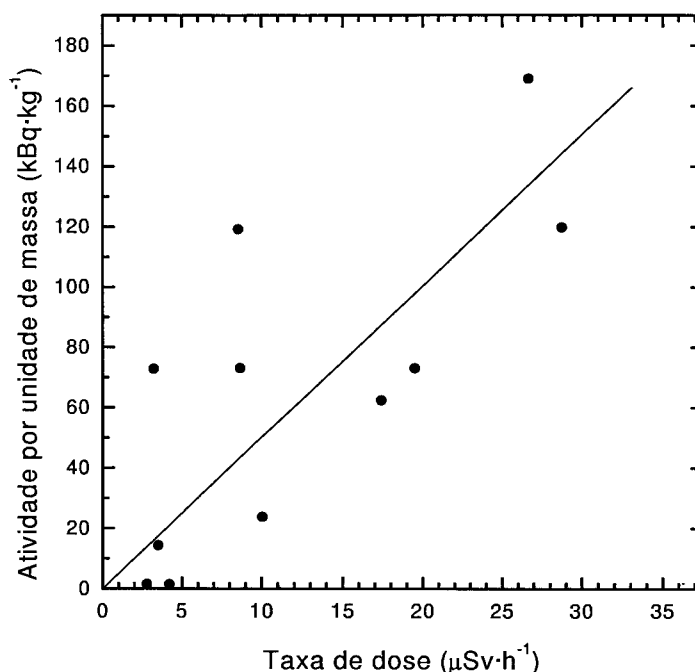


Figura 29. Atividades máximas das amostras de solo coletadas em diferentes profundidades nos furos mostrados na Figura 28 e determinadas por espectrometria gama em laboratório em função das taxas de equivalente de dose ambiente obtidas por termoluminescência dos dosímetros enterrados próximos aos furos.

Apesar das dificuldades citadas acima, esses resultados mostram que os TLDs podem ser usados para avaliação do grau de contaminação de solo, além daquelas já citadas na literatura para avaliação de doses devidas a radionuclídeos naturais. Essa técnica foi desenvolvida inicialmente para avaliação de doses gama em solos visando a datação arqueológica e já havia sido testada pelo Laboratório de Dosimetria na região de Itu em 1993 (Otsubo et al 1993).

4.3 O Ferro Velho II restaurado

Longo tempo se passou desde a primeira comunicação à CNEN, ocorrida em Fevereiro de 2000, da existência desses níveis indesejáveis de radiação gama no Ferro Velho II até que houvesse uma ação restauradora, apesar da nossa constante insistência e pedido de ação remediadora.

A Figura 30 mostra a distribuição dos valores de níveis de radiação gama no terreno depois da intervenção da CNEN, em agosto de 2001, que consistiu na deposição de uma camada de concreto em toda a extensão do lote.

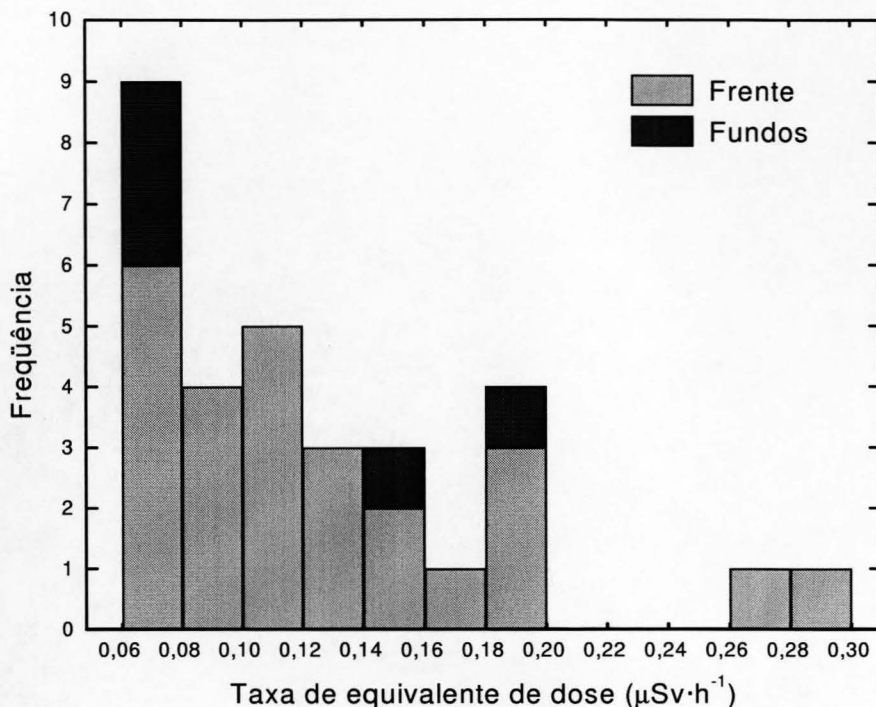


Figura 30. Distribuição dos valores de taxa de equivalente de dose ambiente medidos com o espectrômetro portátil a 1 m da superfície do solo após a concretagem do Ferro Velho II.

Através da análise dos dados dos histogramas das Figuras 20 e 30 podemos estimar o fator de redução de dose DRF (Fogh et al 1999), que é definida como a razão entre a taxa de dose após a descontaminação e a taxa antes dela ter sido realizada. No caso do Ferro Velho II, a deposição de uma camada de concreto foi a ação equivalente a descontaminação. Para a obtenção do valor de DRF são excluídas as taxas de dose referentes a radiação natural.

Obtivemos o DRF de 0,065 para o quintal da frente e DRF de 0,097 para os fundos. Esses valores correspondem respectivamente a uma redução nos níveis de radiação gama de 93 % e 90 % após a concretagem do terreno. Observa-se também pelos dados do histograma da Figura 30 que todos os valores são menores ou iguais a

$0,30 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, demonstrando a eficiência da ação remediadora. Esses dados revelam também que os níveis de radiação gama agora não representam risco aos moradores se considerarmos que esses valores estão abaixo do limite de $1 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ estabelecido pela CNEN na época do acidente.

Facure e colaboradores (Facure et al 2002) obtiveram, através de medidas feitas com um detector de radiação do tipo Geiger-Müller, um DRF de $0,13 \pm 0,05$ para o Ferro Velho II, considerando o terreno como um todo, compatíveis com os valores acima citados e estimaram uma dose efetiva anual de $0,7 \text{ mSv}$. Esses dados mostram que houve uma redução de 86 % em relação às doses efetivas estimadas antes da ação mitigadora (Anjos et al 2001) e estão abaixo dos limites estabelecidos pela CNEN em 1987 (IAEA 1988).

Facure em sua dissertação de mestrado (Facure 2001) apresenta os resultados de contaminação das plantas pelo ^{137}Cs . Seus dados mostram que alguns vegetais, apesar de estarem plantados em locais com concentração de ^{137}Cs acima dos limites estabelecidos pela CNEN, não ultrapassam o limite para consumo de gêneros alimentícios contaminados por esse radionuclídeo. O valor proposto pela CNEN (CNEN 1988) é o limite de $600 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Duas goiabeiras porém, provavelmente pelo maior contato de suas raízes com a camada de solo contaminada, excediam em muito o limite recomendado pela CNEN. Essas árvores foram removidas, a pedido do nosso grupo, em Outubro de 2000 e transplantadas no jardim do depósito de rejeitos radioativos de Abadia de Goiás. Recomendamos também que os frutos das outras árvores não fossem consumidos.

As fotos a seguir mostram o aspecto do terreno antes da intervenção remediadora e depois dela, visto da rua.



Figura 31. Aspecto do Ferrovil II antes da intervenção da CNEN. Os pedaços de carpete forram o chão de terra batida com a função de conter suspensão da poeira. No primeiro plano esquerdo está o contêiner completamente cheio. (Cedido por A. Facure 2001).



Figura 32. Aspecto do Ferro Velho II após a concretagem em agosto de 2001. No primeiro plano a esquerda está o contêiner.

Além da redução das taxas de dose de radiação gama, apresentados no histograma da Figura 30, podemos inferir pela observação da foto da Figura 32 que o terreno ficou mais limpo e organizado.

5 CONCLUSÕES

A realização deste projeto de pesquisa, através das medidas e análises dos dados obtidos nos focos de contaminação com ^{137}Cs em Goiânia, foi imprescindível para a recuperação de um dos terrenos, em particular o Ferro Velho II. Esse lote apresentava-se claramente com grau de contaminação acima dos limites recomendados pela CNEN e não havia sido detectado por nenhum outro órgão tanto regulador como fiscalizador do uso de radiação.

Os dados obtidos por espectrometria gama *in situ* associados aos de espectrometria gama dos perfis de solo realizada em laboratório tiveram importância fundamental para que entendêssemos as discrepâncias entre as concentrações de ^{137}Cs encontradas na superfície do solo e as taxas de equivalente de dose ambiente medidas a 1 m de altura no Ferro Velho II.

O uso de dosímetros termoluminescentes tanto para a medida de dose no ar como no solo também foram importantes para demonstrar que os níveis de radiação gama no Ferro Velho II estavam acima dos estabelecidos pela CNEN como limite para público, em casos de acidente. Os dados obtidos através de diferentes métodos serviram para confirmar que os níveis estavam com certeza acima dos recomendados.

Valores elevados de desvio padrão relativo (até 145%) mostram que os mínimos e máximos de taxas de dose estão muito distantes, revelando que ainda existem pontos “quentes” com elevada contaminação por ^{137}Cs . Um desses pontos localiza-se à Rua 57. Felizmente, pessoas não permanecem grandes períodos de tempo nesses locais, por estarem localizados na rua e serem apenas lugar de passagem.

Apesar da demora para a finalização da ação remediadora pela CNEN, sentimo-nos gratificados pelo cumprimento de nosso papel de profissionais da área

de proteção radiológica em auxiliar a minimizar a exposição desnecessária de pessoas simples do público à radiação ionizante. Os valores de DRF revelam uma redução dos níveis de radiação gama de 93 % e 90 % respectivamente para a parte da frente e para os fundos do Ferro Velho II.

O contato com as pessoas leigas e informá-las sobre os efeitos da radiação ionizante também fez parte de nosso projeto.

Mesmo com poucas medidas dos níveis de radiação gama natural da cidade de Goiânia, pôde-se perceber, por exemplo, que são mais baixos quando comparados com os da cidade de São Paulo. Infelizmente, como já mencionamos, não há no Brasil muita informação sobre níveis de radiação natural. Assim, se multiplicadas, essas medidas poderiam ser usadas para estudos epidemiológicos dos efeitos estocásticos da radiação ionizante sobre a população. Esses dados mostram ainda que não houve contaminação significativa com ^{137}Cs nos locais que distam mais de 500 m dos focos de contaminação.

Não podemos deixar de concluir que existe a necessidade de um plano de acompanhamento da situação dos terrenos contaminados com relação aos níveis de radiação gama que podem vir a se tornar excessivos. Os fatores que podem levar a uma condição indesejada foram observados em alguns terrenos onde apesar de estarem desocupados e concretados, existem rachaduras e acreditamos que sejam devidos aos veículos que são estacionados nesses locais. Em uma das visitas tivemos a oportunidade de ver um ônibus parado em um dos terrenos (Anexo 2).

Percebemos também que parte da população mais jovem desconhece os perigos que a radiação apresenta e nem sequer se lembra do acidente que tanto afetou a vida do povo de Goiânia 15 anos atrás, fato que nos preocupa pela possibilidade de ocorrência de outros acidentes. Por outro lado, muitos daqueles com idade suficiente para lembrar o ocorrido fazem questão de esquecer toda a neurose introduzida e os preconceitos que sofreram por parte de outros brasileiros ignorantes.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alexakhin RM. Protection of the environment in the perspective of human health. **Radiat Prot Dosim** 2000; 92(1-3):183-188.

Amaral ECS, Vianna MEC, Godoy JM, Rochedo ERR, Campos MJ, Pires do Rio MA, Oliveira JP, Pereira JCA, Reis WG. Distribution of ^{137}Cs in soils due to the Goiânia accident and decisions for remedial action during the recovery phase. **Health Phys** 1991; 60: 91-98.

Amaral EM, Gonçalves JG e Carreiro JV. Doses to the portuguese population due to natural gamma radiation. **Radiat Prot Dosim** 1992; 45 (1-4): 541-543.

Anjos RM, Facure A, Lima ELN, Gomes PRS, Santos MS, Brage JAP, Okuno E, Yoshimura EM and Umisedo NK. Radioactivity teaching: environmental consequences of the radiological accident in Goiânia (Brazil). **Am J Phys** 2001;69 (3):377-381.

Anspaugh LR e Daniels JI. Bases for secondary standards for residual radionuclides in soil and some recommendations for cost-effective operational implementation. **Health Phys** 1996; 70(5):722-734.

Arutyunyan R, Linge I, Melikhova E e Pavlosvski O. Demographic situation in territories of Russia affected by the Chernobyl accident. **Radiat Prot Dosim** 1996; 64(1-2):113-119.

Arvela H, Hyvönen H, Lemela H et al. Indoor and outdoor gamma radiation in Finland. **Radiat Prot Dosim** 1995; 59(1): 25-32.

Cameron J. Did radiation increase the longevity of some British radiologists? [letter]. **British Journal of Radiology**; 2001.

Comissão Nacional de Energia Nuclear. Diretrizes básicas de radioproteção. CNEN-NE-3.01. D.O.U. 1/8/1988.

Cunha P. Assessment of occupational exposure. [Apresentado na Mesa Redonda do V Congresso Regional sobre Proteção Radiológica e Segurança; 2001 maio 1; Recife, Brasil].

da Cruz AD. **Monitoring the genetic health of humans accidentally exposed to ionizing radiation of cesium-137 in Goiânia (Brazil)**. Vitória, Canadá; 1997. [Doctor of Philosophy thesis - Department of Biology. University of Victoria].

Diaz MP, Umisedo, NK, Yoshimura, EM and Okuno, E. Aparelho leitor de termoluminescência por contagem de fótons: apresentação dos primeiros resultados. In: **Anais do VII Encontro Nacional de Física da Matéria Condensada**; 1994: 67.

Duport P. The effects of low doses of ionizing radiation. Canadian Nuclear Society. **CNS Bulletin** 2000: 21(3):20-24.

Facure A, Umisedo N, Okuno E, Yoshimura EM, Gomes PRS, Anjos RM. Remains of

^{137}Cs contamination in the city of Goiânia, Brazil. **Radiat Prot Dosim** 2001; 95(2):165-171.

Facure A. **A Contaminação radiológica remanescente em Goiânia**. Niterói; 2001. [Dissertação de Mestrado - Instituto de Física da UFF].

Facure A, Umisedo NK, Okuno E, Yoshimura EM, Gomes PRS, Anjos RM. Measurements performed in Goiânia after a new intervention action in 2001. **Radiat Prot Dosim** 2002; 98(4): 433-435.

Fogh CL, Andersson KG, Barkovsky AN, Mishine AS, Ponamarjov AV, Ramzaev VP e Roed J. Decontamination in a Russian settlement. **Health Phys** 1999; 76(4): 421-430.

Freire-Maia N. **Radiogenética humana**. São Paulo: Edgard Blücher, Editora da USP, 1972.

González, AB. A radiological legacy: radioactive residues of the cold war period. **IAEA Bulletin** 1998; 40(4): 1-11.

González AB. Strengthening the safety of radiation sources & the security of radioactive materials: timely action. **IAEA Bulletin** 1999; 41(3): 2-16.

González, AB. International policies on radiation protection: recent developments. [Apresentado na **Sessão Plenária do V Congresso Regional sobre Proteção Radiológica e Segurança**; 2001 abril 30; Recife, Brasil].

Guimarães, CC. **Implementação de Grandezas Operacionais na Monitoração Individual e de Área.** São Paulo; 2000. [Dissertação de Mestrado – Instituto de Física da USP].

Hersgaard M. **Earth odyssey: around the world in search of our environmental future.** New York: Broadway Books. 1999.

Inaba J. Radiological and environmental aspects of the criticality accident in Tokaimura. **Radiat Prot Dosim** 2000; 92(1-3):239-246.

International Atomic Energy Agency. **The radiological accident in Goiânia.** Vienna: IAEA; 1988.

International Atomic Energy Agency. **Radiation protection and the safety of radiation sources - safety series n^o 120.** Vienna:IAEA; 1996.

International Atomic Energy Agency. **Radiological accident in Thailand.** Vienna: IAEA Press Centre; Disponível em:
http://www.iaea.org/worldatom/Press/P_release/2000/thai_report.shtml; 2000.

International Atomic Energy Agency. Controlling radioactive sources: stronger “cradle-to-grave” security needed, IAEA says. **IAEA Bulletin** 2002; 44(1):2-3.

International Commission on Radiological Protection. **Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.** Oxford:Pergamon Press; ICRP

Publication 60; 1991.

International Commission on Radiation Units and Measurements. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection Against External Radiation. **Report 57**, Bethesda, MD: ICRU Publications; 1998.

Kondo S. **Health effects of low-level radiation**. Osaka: Kinki University Press: 1993.

Nambi KSV, Basu AS and Sunta SM. Environmental Radioactivity and Thermoluminescence: A Review. **J Environ Radioactivity** 1985; 2:59-79.

Nikl I e Sztanyik B. External Indoor and Outdoor gamma exposures in Hungary during the period of 1983-1986. **Radiat Prot Dosim** 1988; 24 (1-4): 387-389.

Okuno E. **Radiação: efeitos, riscos e benefícios**. São Paulo: Harbra; 1988.

Okuno E. **Tipos de decaimento**. São Paulo; 2002. [Apostila da Disciplina Efeitos biológicos das radiações ionizantes e não-ionizantes – Instituto de Física da USP].

Oliveira RER. **Doses populacionais de radiação ionizante na cidade de São Paulo: medidas de dose gama a céu aberto**. São Paulo; 2001. [Dissertação de Mestrado - Instituto de Física da USP].

Otsubo SM, Umisedo NK, Fausto AMF, Hiodo F, Yoshimura EM, Nagatomo T e Okuno E. Determinação da radioatividade do solo da região de Itu por

Termoluminescência. In: **Anais do 3^o Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica**; 1993 nov 7-11; Rio de Janeiro, Brasil. SBGf; 1993: 1201-1205.

Otsubo SM. **Contribuição da radiação gama em ambientes fechados para a dose populacional na cidade de São Paulo**. São Paulo; 2001. [Dissertação de Mestrado - Instituto de Física da USP].

Polikarpov GG. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment. **Radiat Prot Dosim** 1998; 75 (1-4): 181-185.

Ramana MV e Nayyar AH. India, Pakistan and the bomb. **Scientific American** 2001; Dec, 60-71.

Rozental JJ. An overview of the last 20 years of radiological accidents with high over exposure and cases of fatalities. In: **Anais do V congresso regional sobre proteção radiológica e segurança**, CD-rom, P1.040; 2001 abr 29-mai 4; Recife, Brasil.

Segreto HRC, Silva MRR; Egami MI, Segreto RA. Apoptose e radiação – revisão. **Radiol Bras** 1998; 31:1-8.

Shcherbak YM. Ten years of the Chernobyl era. **Scientific American** 1996, Apr; 32-37.

Silveira E. Acidente com césio ainda assusta, 15 anos depois. **O Estado de São Paulo**. São Paulo, São Paulo, 2002 09 13; Geral: 1.

Stegnar P. Review at Bikini Atoll: assessing radiological conditions at Bikini Atoll and prospects for resettlement. **IAEA Bulletin**. 1998; 40(4): 15-17.

Strom DJ e Cameron JR. Is it useful to assess annual effective doses that are less than 100 mSv? **Radiat Prot Dosim** 2002; 98(2): 239-245.

Trzesniak P, Yoshimura EM, Cruz MT e Okuno E. Brazilian Fluorite-based Dosimetric pellets - History and Post-use review. **Radiat Prot Dosim** 1990; 34:167-170.

Umisedo NK, Fratin L, Fausto AMF, Okuno E e Mol AW. Manufatura de Detetores TL usando Fluorita Brasileira com Vidros. In: **Proc. XIII Encontro Nacional de Física da Matéria Condensada**, 1990; 142.

United Nations Development Programme e United Nations Children's Fund. The human consequences of the Chernobyl nuclear accident. A strategy for recovery. **Chernobyl report-final-240102**. UN-OCHA e WHO; 2002.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**. UNSCEAR 1993.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**. UNSCEAR 2000.

Voigt G e Semiochkina N. **The present radioecological situation of the Semipalatinsk test site and internal dose estimations for selected people living on the site**.

Workshop on dosimetry of the population living in the proximity of the Semipalatinsk atomic weapons test site. Stuk – Radiation and Nuclear Safety Authority; Edita Oyj, Helsinki 2002. (ISBN 951-712-515-1).

Yoshimura EM, Umisedo NK, Facure A, Anjos RM and Okuno E. Ambient dose equivalent rate in Goiânia 12 years after the ^{137}Cs radiological accident. **Health Phys** 2001; 80(6):532-536.

Yoshimura EM, Umisedo NK and Okuno E. Assessment of ambient dose equivalent rate: performance of an automatic survey meter as an instrument to quantify the presence of radiation in soils. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research (Section A)** 2002; 497:457-464.

Ward JF. DNA Damage Produced by ionizing radiation in mammalian cells: identities, mechanisms of formation and reparability. **Progress in Nucleic Acid Research and Molecular Biology** 1988; 35: 95-125.

Webster EW. **A primer on low-level ionizing radiation and its biological effects**. New York: American Institute of Physics, Inc.;1986.

World Health Organization Regional Publications. Nuclear power: accidental releases - practical guidance for public health action: **report on a WHO meeting**, Mol, Belgium, 1985; 21:1-4.

World Health Organization. **Health consequences of the Chernobyl accident: results of the IPHECA pilot projects and related national programmes: summary report.** Geneva: WHO Library Cataloguing in Publication Data; 1995.

ANEXO 1

A **Atividade** de uma amostra radioativa corresponde ao número de desintegrações nucleares por unidade de tempo. A unidade no Sistema Internacional (S.I.) é o *becquerel*, abreviado como Bq e 1 Bq equivale a 1 desintegração por segundo. A unidade antiga para atividade era o *curie* (Ci) e foi definido como sendo a atividade de 1 g de rádio que é igual a $3,7 \times 10^{10}$ desintegrações por segundo. A relação entre o Ci e o Bq é: $1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq}$.

Kerma K é definido como:

$$K = \frac{dE_{\text{TR}}}{dm}$$

onde dE_{TR} é a soma das energias cinéticas iniciais de todas as partículas ionizantes eletricamente carregadas liberadas pelas partículas ionizantes sem carga em um material de massa dm . O conceito de kerma está relacionado com a energia transferida pela radiação ionizante à massa, enquanto que a dose absorvida à energia absorvida. Na maioria das situações práticas o valor de kerma e o valor de dose absorvida não diferem sensivelmente. A unidade de kerma no S.I. é o gray, abreviado Gy, e 1 Gy vale $1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Dose absorvida D é uma grandeza física, definida como o quociente $d\bar{\epsilon}_{\text{[NKY1]}}$ por dm , onde $d\bar{\epsilon}$ é a energia média depositada pela radiação ionizante na matéria de um elemento de volume e dm é a massa da matéria desse volume. A unidade de dose absorvida no S.I. é o Gy e 1 Gy vale $1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Dose equivalente H_T no tecido T é uma grandeza de proteção radiológica porque inclui fatores de peso do tipo da radiação. É dada pela expressão:

$$H_T = \sum_R W_R D_{T,R}$$

onde W_R é o fator de peso da radiação R e $D_{T,R}$ é a dose absorvida média no tecido T devido a radiação R. A unidade de dose equivalente no S.I. é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Dose efetiva é também uma grandeza de proteção radiológica e é a soma das doses equivalentes nos tecidos ou órgãos do corpo multiplicados pelo fator de peso para cada tecido. Essa grandeza é usada pela ICRP para limitar exposição dos indivíduos à radiação. A expressão usada para o cálculo da dose efetiva é dada por:

$$E = \sum_T W_T H_T$$

onde H_T é a dose equivalente no tecido ou órgão T e W_T é o fator de peso para o tecido ou órgão T e é tabelado. A unidade no S.I. também é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = \text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

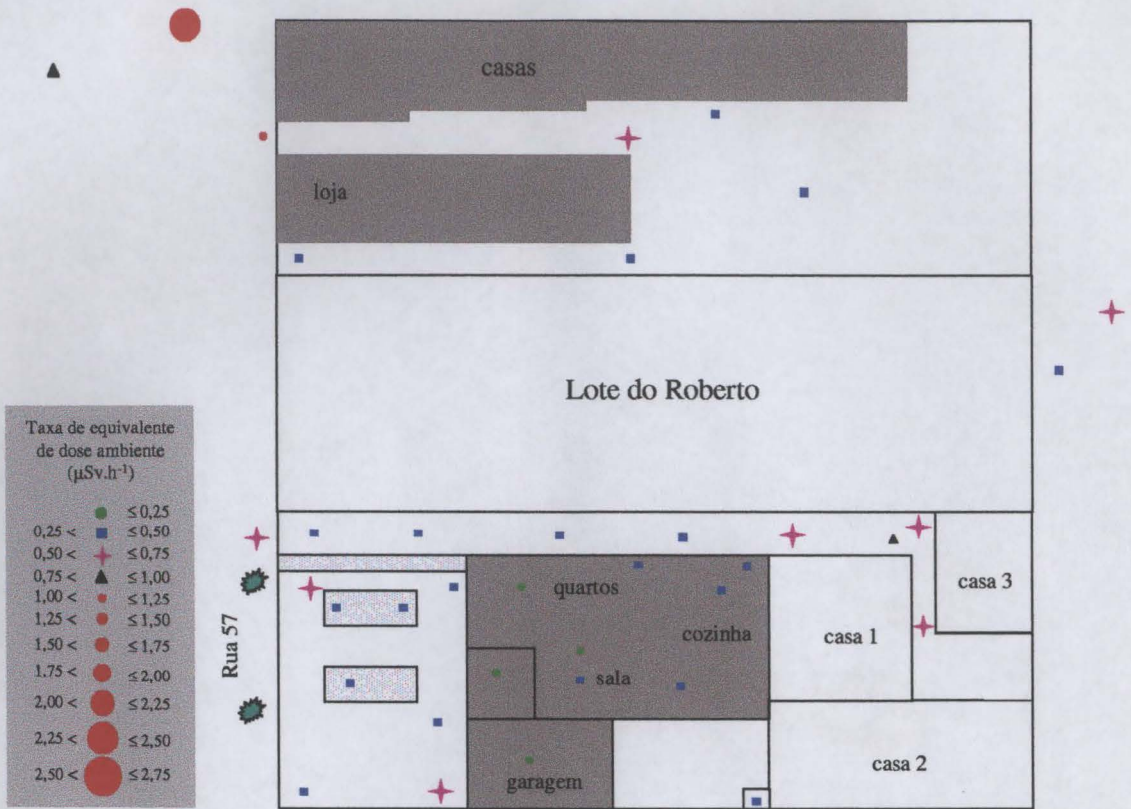
Equivalente de dose ambiente $H^*(d)$ é uma grandeza operacional que é a base para medida de radiação externa, utilizada em monitoração de área. É definido como sendo o equivalente de dose produzido por um campo expandido e alinhado¹ na esfera² ICRU a uma profundidade d, no raio oposto à direção do campo alinhado. A unidade de equivalente de dose ambiente é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

¹Um campo de radiação expandido é definido como um campo hipotético onde a fluência e suas distribuições angulares e energéticas têm, no volume de interesse, valores iguais aos do campo real no ponto de referência. Um campo de radiação expandido e alinhado tem a mesma definição, com a diferença de que a fluência é unidirecional.

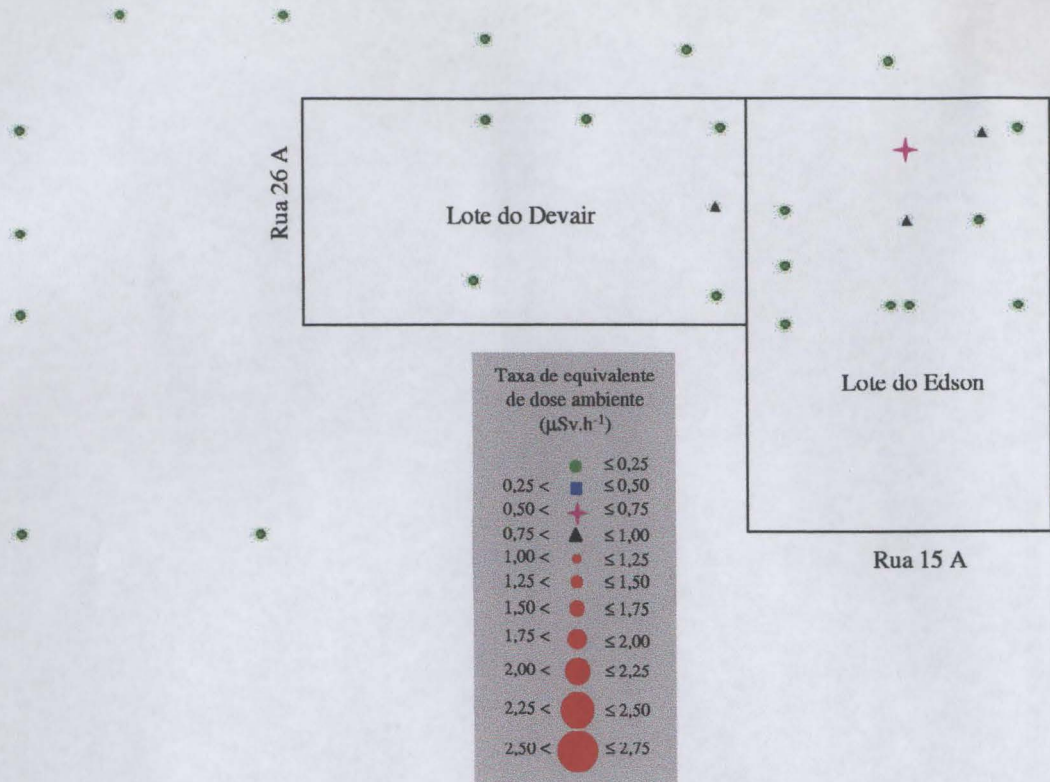
²Esfera usada como simulador do corpo humano, constituída de um material equivalente ao tecido mole.

Dose coletiva: Expressão da dose efetiva total recebida por uma população ou um grupo de pessoas, definida como o produto do número de indivíduos expostos a uma fonte de radiação ionizante pelo valor médio da distribuição de dose efetiva destes indivíduos. A dose coletiva é expressa em sievert-homem (Sv-homem).

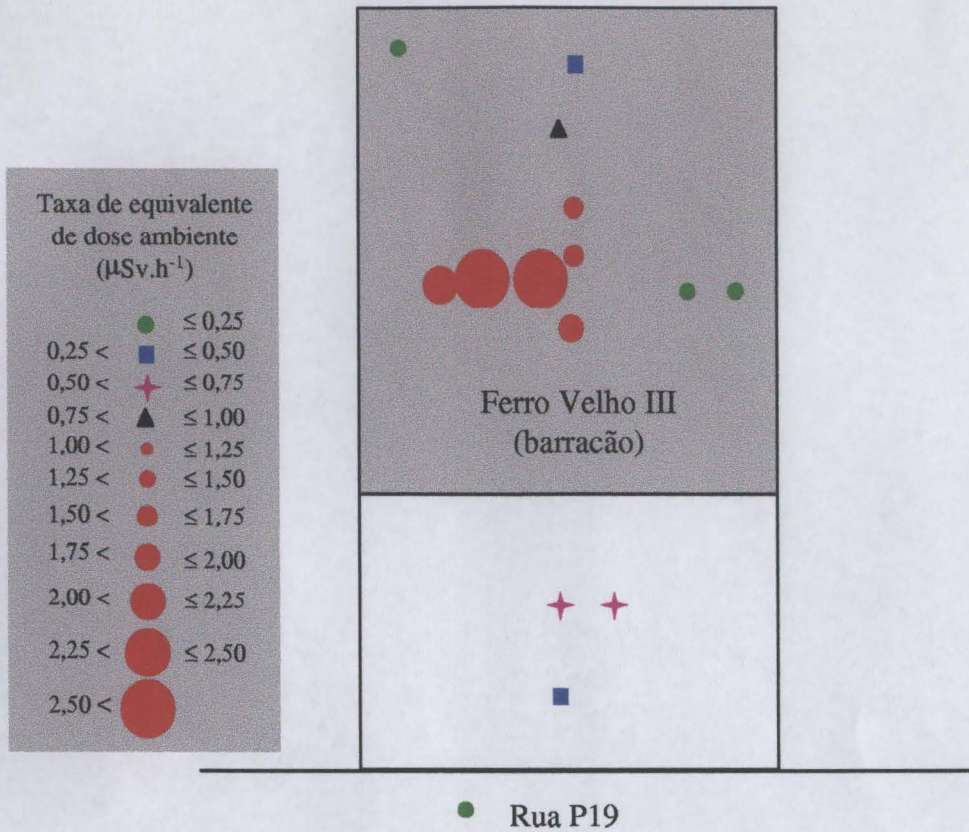
ANEXO 2



Mapa 01. Desenho esquemático da Casa da Nilcéia com os locais de medidas de espectrometria gama com o $SS-\gamma$. Observa-se um ponto “quente” na calçada com taxa de equivalente de dose acima de $1,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$. 🌿 : pés de manguba.

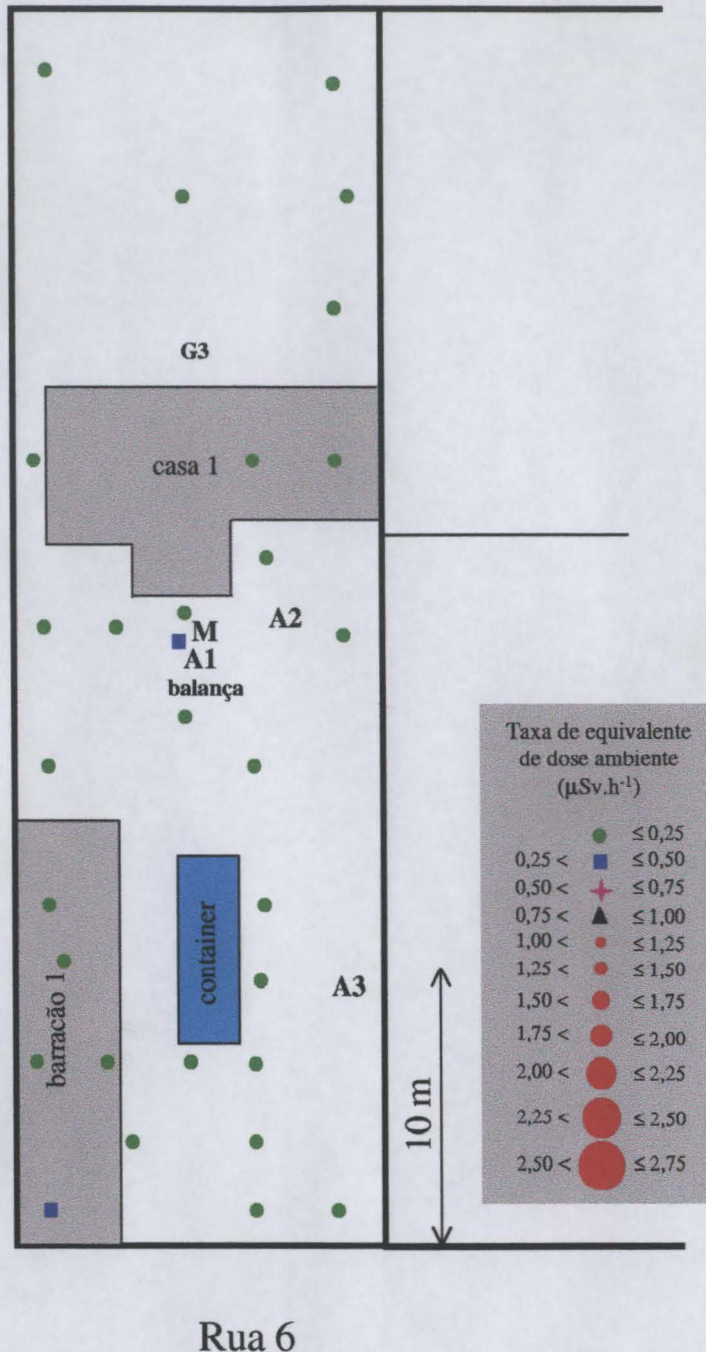


Mapa 02. Desenho esquemático do Lote C e os locais de medidas de espectrometria gama usando o $SS-\gamma$. Esse lote pertenceu a Devair, dono do Ferro Velho I, e seu vizinho Edson que morava no lote adjacente. Hoje, esses terrenos estão concretados e desocupados, porém como não há nenhum aviso, em uma das visitas surpreendemo-nos com um ônibus estacionado e cachorros presos no terreno.



Mapa 03. Desenho esquemático do Ferro Velho III e os locais de medida de espectrometria gama com o $SS-\gamma$. Níveis altos de radiação gama foram encontrados nesse terreno, na área central do barracão. Ainda hoje funciona um depósito de materiais recicláveis e a autoridade local tem conhecimento do fato.

Córrego Capim Puba



Mapa 04. Configuração do Ferro Velho II após a concretagem e os locais de medida de espectrometria gama com o $SS-\gamma$. As casas 2, 3 e 4 não existem mais, assim como o barracão 2 e as goiabeiras 1 e 2 que foram transplantadas no jardim do depósito de Abadia de Goiás.

Tabela 1. Descrição dos locais e respectivos valores de taxa de equivalente de dose ambiente medidos a 1,0 m de altura usando o $SS-\gamma$ nos arredores de todos os lotes investigados.

Taxa de equivalente de dose ambiente (nSv·h ⁻¹)	descrição do local
633	no corredor entre a casa e a loja do n° 92 da Rua 57
260	perto do muro que dá para o lote do Roberto, mais interno
260	perto do muro que dá para o lote do Roberto, mais interno
326	perto do muro que dá para o lote do Roberto, mais perto da R. 57
332	quintal dos fundos (centro) do n° 92 da R. 57
331	quintal dos fundos do n° 92 da R. 57, perto da área de serviço
1220	calçada em frente ao portão do n° 92 da R. 57, na calçada (crianças brincando)
980	do outro lado da rua do lote do Roberto, calçada do n° 103
2490	do outro lado da rua do lote do Roberto
218	casa de trás do lote, dentro da sala, fundos do lote do Roberto
587	casa de trás do lote, quintal, fundos do lote do Roberto
70,5	Esquina Rua 57 x R 80
265	Rua 57, alt. No. 100 - Frente a Igreja Assembléia de Deus
131	Rua 57, alt. No. 59
80,6	Esquina Rua 57 x R 57A
376	quintal da frente sobre o solo – Casa da CNEN
135	quintal sobre o cimento – Casa da CNEN
150	margem do córrego, a 5 m da divisa E com o terreno vizinho – Ferro Velho II
150	margem do córrego, no limite com o vizinho, lado E – Ferro Velho II
139	margem do córrego, terreno vizinho E – Ferro Velho II
114	margem do córrego, centro, sobre o furo da amostra – Ferro Velho II
108	margem do córrego, no limite com o vizinho, lado D – Ferro Velho II
108	margem do córrego, sob o mamoeiro, vizinho D – Ferro Velho II
108	margem do córrego, vizinho D – Ferro Velho II
106	margem do córrego, vizinho D – Ferro Velho II
138	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
179	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
168	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
141	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
136	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
178	margem do córrego, vizinho E – Ferro Velho II
177	do lado de fora, na calçada em frente ao portão, vizinho do Ferro Velho II
174	do lado de fora, na calçada do vizinho D do Ferro Velho II
110	do lado de fora, na calçada, do lado do portão, vizinho do Ferro Velho II
110	do lado de fora, na calçada do vizinho E do Ferro Velho II
215	em frente ao Ferro Velho III, R. P19 setor dos Funcionários
82,6	esquina R. P19 com R.P24
80,4	próximo a esquina da R.P19 com R.P24,
70,8	dentro do prédio, saguão de entrada do Edifício Célia Moura, R. 26A, n° 955
94,4	saguão do Edifício Célia Moura, R. 26A, n° 955
96	saguão do Edifício Célia Moura, R. 26A, n° 955
147	Esquina Rua 26A com Av. Oeste
100	dentro da 2a. casa a partir da esquina 26A x Av. Oeste, dá fundos p/ o Lote C
172	na terceira casa a partir da esquina 26A x Av. Oeste, dá fundos p/ o Lote C
396	na terceira casa a partir da esquina 26A x Av. Oeste, junto ao muro do Lote C
110	fora do terreno, esquina da rua 26A com 15A, setor Aeroporto mesmo lado
100	fora do terreno, esquina da rua 26A com 15A, setor Aeroporto outro lado



Foto 1. Ônibus estacionado no Lote C observado na nossa visita a Goiânia em 12/09/2001.