

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE FÍSICA GLEB WATAGHIN

**MEDIDA DA CONTAMINAÇÃO RADIOATIVA DO AR
AMBIENTAL POR RADÔNIO-222 E FILHOS EM
RESIDÊNCIAS DE CAMPINAS – SP, BRASIL**

RODRIGO SILVESTRE NEMAN

Orientador: Prof. Dr. Julio Cesar Hadler Neto

Co-orientador: Prof. Dr. Sérgio Roberto de Paulo

TESE SUBMETIDA AO INSTITUTO DE FÍSICA GLEB WATAGHIN DA UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE CAMPINAS COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DO
GRAU DE MESTRE EM FÍSICA

Campinas – SP Brasil

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO IFGW - UNICAMP

N34m **Neman, Rodrigo Silvestre**
 Medida da contaminação radioativa do ar ambiental por
 radônio-222 e filhos em residências de Campinas-SP, Brasil /
 Rodrigo Silvestre Neman. -- Campinas, SP : [s.n.], 2000.

Orientadores: Júlio Cesar Hadler Neto e Sérgio Roberto
 de Paulo.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
 Campinas, Instituto de Física “Gleb Wataghin”.

1 **1. Radônio-222 e filhos – Medição – Campinas (SP).**
2 **I. Hadler Neto, Júlio Cesar. II. Paulo, Sérgio Roberto de.**
3 **III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de**
4 **Física “Gleb Wataghin”. IV. Título.**

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Julio Cesar Hadler Neto
IFGW - Unicamp

Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura
Instituto de Física - USP

Prof. Dr. Sérgio Roberto de Paulo
ICET - UFMT

Suplentes

Prof. Dr. Roberto Covolan
IFGW - Unicamp

Prof. Dr. Carlos Alberto Tello Saenz
Depto de Petrologia - Unesp/Rio Claro

DEDICATÓRIA

Dedido esta tese, com satisfação e alegria, à memória de meu amado avô Jorge, que em vida sempre mostrou seu apoio e ensinou seus valores, estando assim perpetuamente presente em minha vida.

Aos meus pais Silvestre e Leila, e ao meu irmão Leonardo por todo o carinho e incentivo que sempre foram fundamentais.

À Táta (meu @njo) pelo amor empenhado, pela inspiração transmitida, pelas inúmeras vezes que me ouviu falar da pesquisa e principalmente pela sua presença em minha vida, dedico esta conquista.

À minha família que de várias maneiras me apoiou e nunca esteve ausente de meus pensamentos.

Agradecimentos

Ao prof. Julio, que antes de ser orientador se mostrou um amigo, agradeço tudo o que tem me ensinado sobre “ser um físico”.

Aos bons amigos do Grupo de Cronologia: Pedro, Prof. Sérgio, Walter, Carlos, Sandro, Agustín, Iara e Aline, que não apenas têm me oferecido uma rica convivência como trabalharam arduamente para que esta tese se tornasse uma realidade.

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

“De fato as únicas questões realmente sérias são aquelas que até uma criança pode formular. Apenas as questões mais inocentes são realmente sérias. Elas são as questões sem resposta. Uma questão sem resposta é uma barreira intransponível. Em outras palavras são as questões sem respostas que definem as limitações das possibilidades humanas, que descrevem as fronteiras da existência humana.”

Milan Kundera – O Silêncio dos Inocentes

“A mais profunda emoção que podemos experimentar é inspirada pelo senso do mistério.”

Albert Einstein

“Qual será o absurdo de hoje que será a verdade de amanhã?”

Alfred North Whitehead

Índice:

Resumo.....	09
Abstract.....	10
1 – Introdução.....	11
1.1 – O Radônio como fonte de radiação natural.....	11
1.2 – Características gerais do radônio e seus produtos de decaimento.....	17
1.3 – A monitoração do radônio.....	18
2 – Metodologia.....	21
2.1 – O CR-39 como espectrômetro alfa.....	21
2.2 – Medida dos traços.....	24
2.3 – Cálculo da atividade do ar usando detetores plásticos.....	25
2.4 – Cálculo da atividade de autoplate-out.....	29
3 – Exposições.....	35
4 – Dados da medida de campo.....	37
4.1 – Atividades medidas.....	37
4.2 – Características das residências monitoradas.....	44
5 – Análise dos resultados.....	50
5.1 – Informações obtidas das tabelas.....	50
5.2 – Informações obtidas dos gráficos das atividades.....	53
5.3 – Analisando casas e apartamentos separadamente.....	58
5.4 – Resultados de outras medidas de campo.....	58
6 – Conclusões.....	64
7 – Referências.....	67
Anexo 1 – Ficha de residência.....	75
Anexo 2 – Critério de escolha das residências.....	78

Resumo:

Nesta tese efetuamos a primeira aplicação de uma metodologia, desenvolvida em nosso grupo de pesquisa, para a monitoração da contaminação ambiental por Radônio-222 (^{222}Rn) e filhos. Esta aplicação se refere a uma medida de campo em Campinas-SP, onde foram expostos detetores plásticos (CR-39) em 70 residências em dois turnos de duração de seis meses cada, sendo um de verão e outro de inverno.

Foram medidas tanto as atividades alfa devido a ^{222}Rn e filhos (^{218}Po e ^{214}Po) presentes no ar como as atividades alfa devido à deposição (“plate-out”) dos filhos do radônio sobre superfícies materiais.

Procurou-se fazer correlações entre as atividades medidas e características das residência e/ou da exposição. Com isso fomos capazes de estudar um pouco mais este tipo de contaminação e fatores que podem determinar sua magnitude.

No texto também são apresentados os motivos que dificultam a medição desta contaminação, ressaltando com isso uma vantagem de nossa metodologia, que utiliza o detetor plástico, CR-39, como um espectrômetro para partículas alfa.

Abstract:

In this work we have employed for the first time a Monitoring Methodology, developed by our research group, to study Radon-222 (^{222}Rn) and daughters environmental contamination.

We carried out a survey in Campinas-SP, Brazil, exposing in the same rooms of 70 dwellings plastic detectors (CR-39) during two successive periods of 6 months: the first one from November/96 to May/97 and the second one from May/97 to December/97.

The alpha activities due to ^{222}Rn and daughters (^{218}Po and ^{214}Po) in the air and due to Radon daughters plated-out on material surfaces have been measured and correlated with exposures and dwellings data. This procedure enabled an improvement on the knowledge of this contamination and factors that influence its magnitude .

Finally, we have shown up the reasons that make the monitoring of Radon and daughters quite difficult, stressing the main advantage of our methodology, where the plastic detector, CR-39, is employed as an alpha spectrometer.

1 – Introdução

1.1 – O Radônio como fonte de radiação natural

Nosso conhecimento sobre fontes naturais de radiação vem desde 1896, quando o físico francês Henri Becquerel observou o fenômeno do embaçamento de filmes fotográficos devido a proximidade de amostras de sulfato de potássio-uranila. Cinco anos decorridos foram suficientes para que a atividade não apenas do potássio e urânio mas também tório, polônio, rádio e radônio tivessem sido descobertas [Low 89]. A presença de radiação ionizante em ambientes foi notada em 1899 como decorrente da radioatividade dos materiais presentes neste ambiente. Entre os anos de 1910 e 1912, Victor Hess e outros, através de uma série de vôos de balão, descobriram que a ionização registrada nas câmaras de ionização primeiro diminuía com a altura e depois voltava a crescer a altas altitudes. Na época da primeira guerra mundial, já haviam sido descobertos a radiação cósmica e terrestre e identificados os mais importantes radionuclídeos de ocorrência natural.

O período entre as guerras foi a era clássica dos estudos da radiação cósmica e foi também o início da propagação de idéias a respeito do poder curativo das radiações do rádio e radônio. Com o desenvolvimento de armas nucleares após a segunda guerra mundial, o interesse na prospecção de urânio e tório aumentou, gerando com isso um aumento de nosso conhecimento sobre níveis de radiação gama ambiental e concentrações de radionuclídeos em materiais geológicos.

Desde o século XVI, um certo adoecimento de trabalhadores de minas tem sido observado e somente depois de algum tempo foi diagnosticado como câncer de pulmão. Por volta de 1950 finalmente houve o reconhecimento de que as altas taxas de câncer em mineiros estavam relacionada à exposição aos produtos de decaimento do radônio. A partir de então, uma preocupação crescente se estabeleceu com as doses, tanto ocupacionais como em residências, deste tipo de radiação a que as pessoas estão sujeitas [Naz 88].

A contaminação ambiental por radônio e filhos tem sido bastante estudada em todo o mundo a partir do início da década de 80 [Nat 88, Naz 88, Neu 91, Coh 92]. Em particular, uma forte motivação para isso decorreu de estimativas feitas que sugeriam que da ordem de 10000 casos de câncer das vias respiratórias por ano, nos Estados Unidos, seriam decorrência da dose tomada pela população em residências e locais de trabalho [Coh 80].

Este fato não foi comprovado até hoje. Há resultados que indicam haver uma clara correlação positiva entre concentração de radônio em ambientes de convívio humano e incidência de câncer pulmonar [Per 92, Per 94], e há resultados como o obtido por Bernard Cohen [Coh 95], o propositor do método de detecção de radônio por carvão ativado, o qual, após estudar esta contaminação em 1600 municípios (condados) americanos, o que representa 90% da população daquele país, obteve uma anti-correlação entre concentração média de radônio e mortalidade por câncer de pulmão. Cohen sustenta que os resultados obtidos na Suécia [Per 92, Per 94] se referem a concentrações de radônio mais altas do as que ele estudou nos EUA ($< 200 \text{ Bq m}^{-3}$, o que equivale à taxa de dose de 10 mSv a^{-1} , levando em conta a ocupação média das residências [Hen 93]). Em seu artigo [Coh 95], ele cita 12 referências recentes da área de ciências biológicas, onde se mostra que pequenas doses de radiação ativam mecanismos de defesa dos seres vivos, o que,

segundo ele poderia explicar a correlação negativa, entre radônio e câncer da pulmão, que ele observou.

Marx [Mar 93] comenta que a primeira indicação de que baixas doses de radiação poderiam ter efeitos benéficos para a saúde veio da indústria nuclear britânica: a frequência de leucemia e câncer em geral, em trabalhadores que recebiam taxas de dose modestas ($10 - 50 \text{ mSv a}^{-1}$), era menor do que a da média da população inglesa, e comenta ainda que estudos feitos em sobreviventes às bombas de Hiroshima e Nagasaki mostram que a incidência de vários tipos de câncer apresenta um mínimo na faixa de dose de $20 - 50 \text{ mSv}$, havendo uma subida linear apenas acima de 100 mSv . Ainda segundo Marx, pessoas que sobreviveram, depois de ter recebido doses modestas em Hiroshima e Nagasaki, viveram, em média, 4 anos a mais do que a população controle.

Cohen [Coh 93], estudando a relação entre 33 tipos de câncer e exposição a radônio, concluiu que a correlação (anti-correlação, como já discutimos acima) radônio vs. câncer de pulmão é 2,7 vezes maior do que outras correlações.

Por outro lado, Henshaw [Hen 93] comenta que não se tem certeza da correlação radônio-câncer de pulmão; ele cita 4 estudos de casos recentes onde os resultados são conflitantes. Ele diz ainda que estudos geográficos ou ecológicos, como o efetuado por Cohen, são vistos com uma certa relutância em certas áreas científicas (proteção radiológica e epidemiologia).

Henshaw chama a atenção para o fato de que o efeito de radiação altamente ionizante (como partículas alfa) deve diferir bastante daquele produzido por partículas fracamente ionizantes (como elétrons e radiação gama), ao nível de danos na escala de tamanho da molécula do DNA. No primeiro caso, uma partícula alfa de 6 MeV , por exemplo, pode ter sua energia dissipada em

hélice de moléculas de DNA. No segundo caso, energias, em geral, menores do que 1 MeV são dissipadas de forma muito mais branda (apenas uma pequena parcela da energia é dissipada em algumas dezenas de micra) e dificilmente ocorrem quebras irreversíveis de moléculas de DNA. Além disso, Henshaw nota que há diferenças entre os efeitos de altas (mineiros) e baixas (dentro de residências) doses de radiação alfa. No primeiro caso, células sensíveis são atingidas por múltiplas partículas alfa, enquanto que no segundo caso são atingidas por apenas uma partícula, e não se tem dados do risco que acompanha este último caso. Desta forma, ele conclui que existe pouca informação para se estimar o risco de câncer devido à exposição ao radônio doméstico, baseado tanto nos dados extraídos dos sobreviventes às bombas japonesas (irradiados principalmente com partículas fracamente ionizantes) como de exposições a altas doses de partículas alfa.

Há também resultados indicando a existência de uma clara correlação radônio e incidência de leucemia e câncer infantil, quando se toma a contaminação média de radônio em vários países [Hen 93, Rea 90]. Durrani [Dur 93] solicita que resultados deste tipo sejam encarados com cautela, enquanto que Foreman et al [For 94] não constataram correlação entre radônio e câncer infantil na região sudoeste da Inglaterra. Em Cole et al.[Col 96] não há dados suficientes para se estabelecer uma correlação entre exposição a radônio indoor e fatores biológicos que seriam indicadores do aparecimento de câncer.

Estudos de casos [Per 92, Per 94] e estudos ecológicos [Hen 93] abordam o estudo da possível correlação radônio-câncer de pulmão sob concepções metodológicas diferentes. O primeiro tipo de estudo é feito em geral por pesquisadores da área médica ou de saúde pública, que a partir de casos da doença buscam estabelecer correlações fazendo uma análise da vida passada dos doentes. No segundo tipo de estudo é feita uma análise estatístico-populacional ou ecológica,

mais do que relutância em aceitar os resultados alheios. Um exemplo disso está na forma dura como Lagarde e Pershagen [Lag 97] respondem a uma carta de Tsoulfanidis [Tso 97] sobre o trabalho de Cohen. Citando Piantodosi [Pia 94], eles dizem... “We share the view that the results of Cohen showing a trend of decreasing risk of lung cancer with increasing indoor radon levels, contradicting the linear no-threshold theory, does more to discredit the ecological analysis than the theory”. Cohen e Archer também têm trocado cartas sobre o mesmo assunto [Arc 97, Coh 97]. Se o resultado de Cohen é inesperado, ele encontra algum suporte dentro da própria área biológica, como mencionamos acima, por outro lado a chamada “teoria” também envolve extrapolações (lineares) muito extensas, o que de fato é uma suposição.

A importância da exposição ao radônio e filhos também é destacada se levamos em conta a dose, para o ser humano, oriunda de todas as fontes de irradiação natural, tanto dentro quanto fora do corpo. As tabelas 1.1.a e 1.1.b apresentam dados do United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) [Uns 88]. Os dados contidos nestas tabelas referem-se a dose equivalente efetiva e são doses individuais médias anuais em μSv .

Fonte	Dose (μSv)
Cosmogênica	15
K-40	180
Rb-87	6
U-238 \rightarrow Ra-226	19
Rn-222 \rightarrow Po-214	1100
Pb-210 \rightarrow Po-210	120

Rn-220 → Tl-208	160
Total	1600

Tabela 1.1.a: Exposição a radiação em seres humanos devido a radionuclídeos internamente depositados.

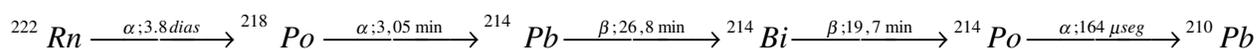
Na tabela 1.1.a vemos que a dose estimada devido a radônio e filhos é a dominante entre os demais radionuclídeos internamente depositados, correspondendo a aproximadamente 70% da dose total. Na tabela 1.1.b vemos que o Radônio e seus produtos de decaimento produzem cerca de 2/3 da dose equivalente efetiva oriunda das fontes naturais e mais da metade das fontes de radiação consideradas como um todo.

Fonte	Dose (μSv)
Radônio	2000
Outras naturais	1000
Ocupacional	9
Ciclo de combustível nuclear	0.5
Produtos de consumo	100
Fontes ambientais	0.6
Raio-X médico	390
Precipitação radioativa	10
Total	3600

Tabela 1.1.b: Exposição da população norte-americana a todas as fontes de radiação (dose efetiva

1.2 – Características gerais do Radônio e seus produtos de decaimento

Os minerais da crosta terrestre apresentam em sua constituição algumas partes por milhão de Urânio, que por ser radioativo e de longa meia vida, “constantemente” decai gerando uma série radioativa. Dentre os constituintes da série de decaimento radioativo do Urânio-238 (^{238}U) encontramos o Radônio-222 (^{222}Rn) e seus filhos subsequentes: Polônio-218 (^{218}Po), Chumbo-214 (^{214}Pb), Bismuto-214 (^{214}Bi) e Polônio-214 (^{214}Po). A seguir indicamos o trecho da série de decaimento do ^{238}U onde o radônio e os filhos aparecem. Também estão indicados o tipo de cada decaimento (alfa ou beta) e as respectivas meias-vidas.



A motivação que leva vários cientistas no mundo inteiro a pesquisar o ^{222}Rn , está no fato do mesmo ser um gás nobre, que tem uma certa facilidade de escapar do mineral onde foi produzido e se difundir pelo ar (muitas vezes de convívio humano) emitindo radiação alfa e dando origem aos seus filhos, que por serem metálicos (reativos), ficam aderidos a aerossóis em suspensão no ar e também acabam se difundindo e emitindo radiação alfa e beta na sequência de decaimentos.

Devido a facilidade de estabelecerem ligações com diversos outros átomos, os filhos do ^{222}Rn ficam, na sua grande maioria, presos a aerossóis que acabam se depositando em superfícies materiais com as quais eventualmente colidem durante sua difusão. Tal processo na literatura recebe o nome de plate-out, o que gera uma depressão de suas concentrações, ou mais especificamente de suas atividades radioativas, nas proximidades dessas superfícies.

Quando a monitoração do Radônio e filhos é feita com o emprego de detetores plásticos,

fenômeno conhecido como autoplate-out. Devido a este fenômeno, o detetor acaba perturbando aquilo que se propõe a medir, ou seja, além da radiação alfa presente no ar, acabamos medindo também traços de partículas alfa que são emitidas pelo decaimento de átomos que se depositaram na superfície do detetor. Desta forma, os detetores podem apenas medir quantidades modificadas com relação aos seus reais valores.

O fenômeno do plate-out depende do tipo de detetor utilizado e das condições ambientais, como ventilação, presença de pequenos campos eletrostáticos e mobilidade dos aerossóis que compõem o ar etc [Por 78, Big 89a].

Dentro desse contexto, é óbvio que o bom conhecimento de como se processa o autoplate-out é de fundamental importância para a dosimetria dos filhos do ^{222}Rn .

1.3 – A monitoração do Radônio

As técnicas mais largamente utilizadas, para a medição da contaminação ambiental por radônio e filhos, a do carvão ativado [Coh 83] e as que utilizam plásticos que são detetores de traços de partículas carregadas (partículas alfa, principalmente) [Tom 86, Abu 88], têm uma limitação em comum: funcionam com base na detecção do radônio ambiental.

O radônio ambiental por ser um gás nobre, não fica retido nas vias respiratórias durante o processo de respiração e, conseqüentemente, não causa danos de radiação. A periculosidade potencial desta contaminação reside nos filhos do radônio (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po), que devido às suas propriedades químicas, ficam retidos nas vias respiratórias. Embora esteja em curso um esforço para melhorar a metodologia relacionada com detetores de traços [Dor 93, Has 93, Isl 96],

a transformação da atividade, no ar, do radônio em atividade dos seus filhos requer a realização de calibrações que estão sujeitas a erros grosseiros [Pau 91, Bar 93].

Isto mostra que a detecção da atividade dos filhos do Rn-222 presentes em ambientes de convívio humano apresenta dificuldades de ordem metodológica, que a tornam bastante problemática. Tais dificuldades se devem principalmente ao conhecimento limitado que os pesquisadores da área ainda têm, com relação ao comportamento desses radionuclídeos no ar. Em nossa opinião, isso se constitui num dos principais motivos de não se haver obtido, até hoje, dados experimentais confiáveis (com erro suficientemente pequeno) com relação ao risco de aparecimento de câncer no aparelho respiratório devido à inalação dos filhos do ^{222}Rn .

As dificuldades com relação à detecção desses radionuclídeos se devem, principalmente ao plate-out. O plate-out não representaria um problema de difícil solução se ele não fosse criticamente dependente das condições ambientais. A taxa de deposição dos átomos filhos do ^{222}Rn sobre uma superfície qualquer depende, essencialmente, da mobilidade que esses radionuclídeos têm no ar. A mobilidade, por sua vez, depende criticamente do coeficiente de difusão desses átomos, da ventilação (principalmente) e da presença de campos eletrostáticos. A influência desses dois últimos deve ser significativa, mesmo no caso de convecções de baixa intensidade (1 mm por segundo) [Pau 91] e campos eletrostáticos extremamente fracos.

Como consequência imediata do plate-out, tem-se que a distribuição espacial dos filhos do ^{222}Rn no ar não é homogênea, sendo sua concentração menor nas imediações de superfícies materiais [Had 94].

Os problemas referentes à detecção dos filhos do ^{222}Rn são ainda mais agravados devido a dois outros fatores. Primeiro, da mesma forma que os átomos dos filhos do ^{222}Rn se depositam

mobilidade dos filhos do ^{222}Rn ligados a aerossóis passa a ser igual à mobilidade dos aerossóis. Como os aerossóis estão distribuídos segundo uma larga faixa de tamanhos (normalmente aerossóis com tamanhos variando entre 0.01 e 1 μm estão presentes no ar), tem-se que os filhos do ^{222}Rn ligados a aerossóis, que representam de 90 a 95% do total, possuem um largo espectro de mobilidades. Ou seja, nem todos os filhos do ^{222}Rn apresentam a mesma mobilidade no ar.

Segundo, os filhos do ^{222}Rn se depositam também sobre os próprios detetores (*autoplate-out*), no caso de detetores de traços nucleares. Como efetivamente o plate-out leva a alterações na distribuição espacial dos filhos do ^{222}Rn (falta de homogeneidade), então segue-se que os próprios detetores “perturbam” aquilo que lhes foi designado medir. Dependendo das condições ambientais e do tipo de detetor utilizado, tais perturbações podem assumir valores que variam de 1% a algumas ordens de grandeza [Pau 91].

As dificuldades inerentes ao processo de detecção dos filhos do ^{222}Rn podem levar à idéia de que tal dosimetria não pode ser feita sem erros sistemáticos grosseiros e incontroláveis. Porém isso não é verdade. No nosso grupo foi desenvolvida uma metodologia onde se mede tanto a atividade no ar do radônio e filhos que são emissores alfa (^{218}Po e ^{214}Po), a qual é obtida livre de fatores ambientais que influenciam o comportamento dos filhos do radônio no ar [Pau 91, Had 94], quanto a atividade de autoplate-out na superfície do detetor.

2 – Metodologia

A metodologia empregada na presente medida de campo efetuada em Campinas permite a medida da atividade dos emissores alfa (^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po) no ar de ambientes de convívio humano, aproximadamente livre da influência do efeito da deposição (plate-out) dos filhos do Rn-222 sobre superfícies materiais, assim como a medida da atividade superficial devido à deposição dos filhos do Rn-222 [Pau 91, Had 94].

As medidas foram efetuadas com o uso do detetor de estado sólido allyl diglicol carbonato, plástico laminar comercialmente conhecido como CR-39. Ao penetrar num detetor, a partícula alfa deixa um rastro de desorganização atômica, de excitações, ionizações e de quebra de cadeias moleculares (no caso de materiais orgânicos), denominado na literatura como traço latente [Cha 77, Dur 97]. Tipicamente esta região onde ocorre a quebra das cadeias tem um diâmetro que varia entre 30 e 50 Å [Cha 77], podendo ser aumentada para alguns micra através de um ataque químico conveniente, tornando-se assim suscetível de observação via microscopia óptica.

Nesta medida de campo, os detetores foram expostos sob uma geometria de 2π em períodos de aproximadamente 6 meses. As condições de ataque químico utilizadas foram solução de NaOH 6,25 N, 70 °C e 400 minutos.

2.1 - O CR-39 como espectrômetro alfa

O ponto central de nossa metodologia consiste em utilizar o CR-39 como um espectrômetro alfa. Isto quer dizer que podemos determinar a energia de incidência das partículas através da análise dos traços por elas produzidos.

Se adotamos o critério de analisar apenas os traços arredondados ($e < 1,10$, onde a excentricidade, e , é dada pela razão entre o diâmetro maior e o menor do traço, i. e. $D_{>}/D_{<}$), a distribuição do produto de seus diâmetros maior e menor (S), obtemos, em geral, dois picos (figura 2.1.a).

Os valores que S pode assumir, no caso da contaminação em estudo, estão relacionados com a energia de incidência da partícula alfa geradora do traço correspondente, como mostra a figura S versus E abaixo. Adotamos $e < 1,10$ como restrição angular porque ela permite uma nítida separação dos picos mostrados no histograma de S .

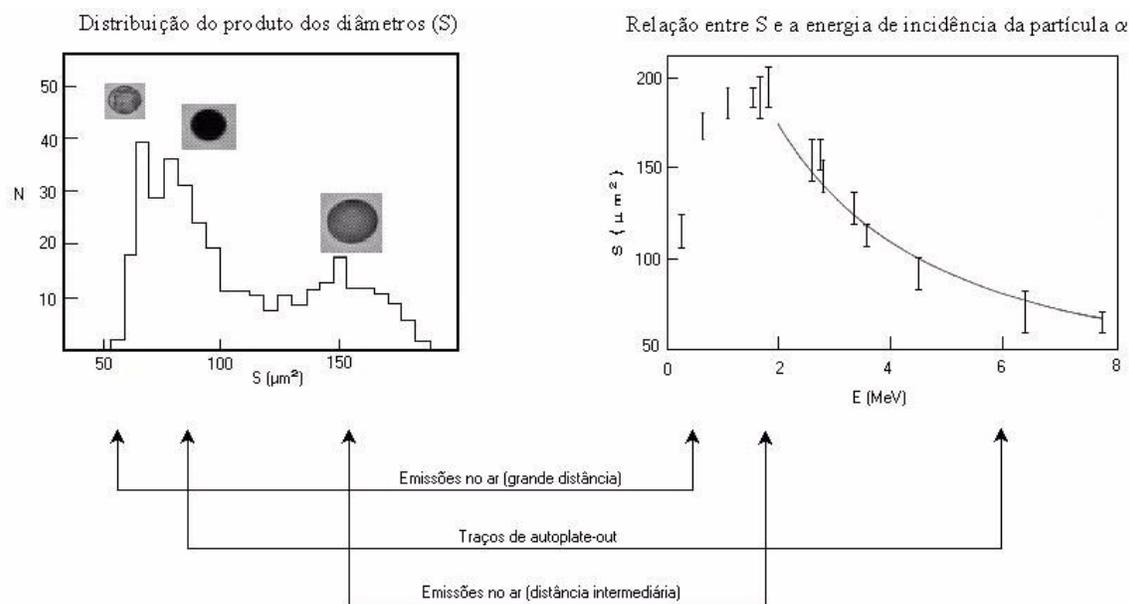


Figura 2.1.a: O CR-39 como espectrômetro alfa.

O pico dos menores valores de S corresponde a traços de partículas alfa, gerados no

de sua superfície. O segundo pico corresponde a traços gerados por emissões que ocorrem a uma distância intermediária do detetor, e que, portanto, perdem uma parte considerável de sua energia no ar.

A separação dos três tipos de traços presentes no pico dos menores valores de S é possível devido à relação entre a energia de incidência da partícula alfa no detetor e a opacidade do traço gerado [Pau 91, Had 94]. Neste caso, quanto mais escuro o traço maior é a energia da partícula incidente. Sendo assim, os traços gerados devido ao autoplato-out são os mais escuros, uma vez que as partículas que os geraram não sofreram perdas de energia no ar. Graficando a opacidade dos traços pertencentes a este pico, é possível novamente reconhecer dois picos (figura 2.1.b), sendo o primeiro (com baixos valores de opacidade) correspondente aos traços mais claros e o segundo aos traços mais escuros, que são os de autoplato-out.

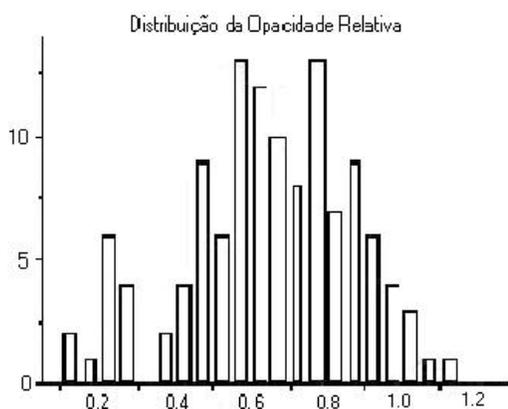


Figura 2.1.b: distribuição da opacidade relativa dos traços pertencentes ao primeiro pico em 2.1.a.

Usando o procedimento acima, separamos os traços com excentricidade menor que 1,10 em

Assim, após a exposição e ataque químico dos detectores, obtemos tanto a densidade superficial de traços induzida pelo autoplata-out (ρ^P) como a densidade superficial de traços induzida por ^{222}Rn e filhos no ar (ρ^V).

No monitoramento de ^{222}Rn e filhos com detectores de estado sólido, a densidade de traços (ρ) é o resultado de uma integração de todas as emissões alfa capazes de produzir traços observáveis no detector, e pode ser representada por

$$\rho = \sum_{i=0,1,3} \rho_i^V + \sum_{i=0,1,3} \rho_i^P$$

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

2.2 - Medida dos traços

Após a exposição e ataque químico, os detectores foram analisados em um sistema de microscopia automatizada, acoplado a um monitor de vídeo e uma câmera digitalizadora. Com um aumento de 63x, todas as imagens contendo traços foram digitalizadas em arquivos bitmap (bmp) e posteriormente armazenadas em CD's.

Para otimizar as medidas de parâmetros relativos aos traços, como o produto dos diâmetros, a opacidade e a excentricidade, foi desenvolvido em nosso grupo de pesquisa o software CRTRAN, em linguagem C. Através deste software, as imagens digitalizadas dos traços foram abertas e com um "click" do mouse sobre o traço as grandezas são automaticamente medidas. A opacidade que usamos foi a opacidade logarítmica relativa (Opl_r), que é definida como o logaritmo do quociente entre o nível médio de cinza do fundo e o nível médio de cinza do traço. Esta

opacidade foi introduzida com o intuito de eliminar a influência do microscopista sobre a medida da opacidade (variação da iluminação durante a busca do foco, análise de regiões do CR-39 que apresentam diferenças em relação à matriz etc.).

2.3 - Cálculo da atividade do ar usando detetores plásticos

A relação entre ρ^V e a atividade do radônio e seus filhos por unidade de volume no ar (A), é uma relação de caráter geométrico, que leva em conta a eficiência intrínseca do detetor (ϵ), dada por

$$\rho^V = \int_V A t P_\alpha \cdot \epsilon \cdot dV \quad (2.3.1)$$

onde t é o tempo de exposição, P_α é a probabilidade que uma partícula alfa, emitida em um determinado ponto do espaço, tem de chegar até a superfície do detetor. V é um volume efetivo, explicado abaixo.

E eficiência intrínseca é definida como a razão entre o número de traços, por unidade de área, sobre o detetor e o número de partículas alfa incidentes, por unidade de área, sobre o detetor. Este termo aparece devido ao fato de que o CR-39 apresenta um ângulo crítico de detecção que depende da energia da partícula alfa incidente. Este ângulo crítico é o maior valor que o ângulo de incidência da partícula alfa pode assumir, para que esta gere um traço no detetor. Para incidências acima do ângulo crítico, a passagem da partícula não é registrada no detetor.

A relação entre ρ^V e A, expressa pela equação anterior, pode ser visualizada, geometricamente, através da figura 2.3.a.

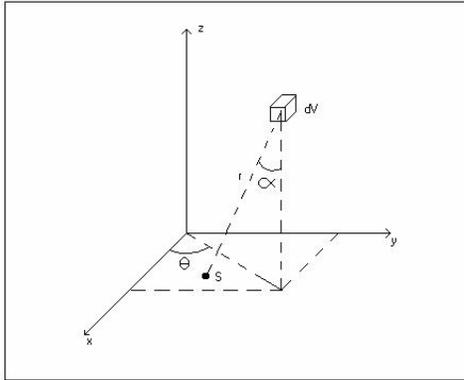


Figura 2.3.a: relação geométrica para emissões alfa próximas ao detector.

A quantidade $A.t.P_{\alpha}dV$ representa o número de partículas alfa, emitidas em dV , que chegam até uma superfície unitária do detector (S), durante o tempo de exposição t . Para saber a quantidade total de partículas alfa que chegam, por cm^2 , em S , deve-se integrar $A.P_{\alpha}$ em todo volume V , onde emissões alfa podem produzir traços no detector.

P_{α} pode ser calculado sabendo-se que a probabilidade de uma partícula alfa atingir S pode ser dada [Had 82] pela razão entre o ângulo sólido representado por S (em relação a dV) e o ângulo sólido representado por todas as direções (4π). O ângulo sólido representado por S , por sua vez, pode ser calculado como $(S \cos\alpha)/r^2$, onde $S \cos\alpha$ é a projeção de S normal à direção de propagação da partícula alfa e r é a distância que separa dV de S .

Assim o número total de partículas alfa que chegam a S , vindas de dV , é $\frac{A.t.S \cdot \cos\alpha}{4\pi \cdot r^2}$. E o número total de partículas alfa que chegam a S , por unidade de área, é simplesmente $\frac{A.t \cdot \cos\alpha}{4\pi \cdot r^2}$.

Assim pode-se constatar que:

$$P_{\alpha} = \frac{\cos\alpha}{4\pi \cdot r^2}$$

Para podermos resolver a equação 2.3.1, precisamos saber a eficiência de detecção ϵ . Quando adotamos a restrição angular de analisar apenas traços excentricidade $e < 1,10$ (traços arredondados), estamos impondo que o ângulo de incidência das partículas alfa, que geraram estes traços, são pequenos. Para estes ângulos de incidência a eficiência do CR-39 é igual a 100%.

Adotando esta eficiência, a relação entre a densidade de traços e a atividade alfa presente no ar, de cada radionuclídeo, assume um caráter puramente geométrico. De acordo com a equação 2.3.1:

$$\rho_i^V = \iiint_{V_{1,1}} A_i \cdot t \cdot \frac{\cos \alpha}{4\pi \cdot r^2} \cdot dV \quad (2.3.2)$$

Para a resolução desta integral, temos que saber, em primeiro lugar, quais são seus limites de integração. Como os traços dizem respeito a emissões ocorridas no ar, isto equivale a dizer que temos que saber os limites do volume ($V_{1,1}$) do ar, dentro do qual as emissões ocorridas produzem traços, no CR-39, com excentricidade menor que 1,1.

O volume $V_{1,1}$ é calculado experimentalmente e está representado, bi-dimensionalmente na figura 2.3.b. O limite superior é determinado pelo próprio alcance da partícula alfa no ar. As emissões ocorridas além deste limite não podem produzir traços no detector.

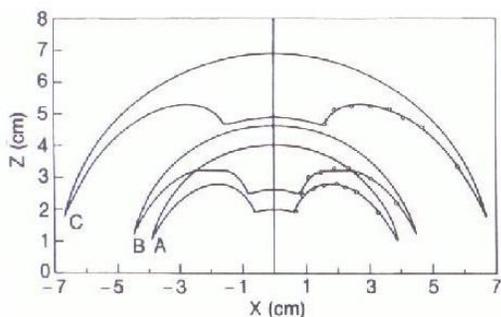


Figura 2.3.b: Volumes de ar relacionados com a restrição angular $e < 1,10$, para partículas alfa de ^{222}Rn (A), ^{218}Po (B) e ^{214}Po (C).

O limite inferior pode ser estabelecido definindo-se um valor mínimo para o produto dos diâmetros (S) dos traços gerados, abaixo do qual os traços não são contados. Este valor mínimo corresponde ao vale entre os dois picos na distribuição de S (figura 2.1.a), de modo que estaríamos apenas contando traços à direita deste vale, com isso, desconsiderando os traços de autoplata-out (à esquerda do vale).

De acordo com a figura 2.1.a, estabelecer um valor mínimo para S significa impor um valor máximo para a energia de incidência (E) das partículas alfa. Se um valor máximo de E é estabelecido, estamos impondo um valor mínimo para a distância percorrida pelas partículas alfa no ar, pois quanto maior é a distância percorrida, obviamente maior é a perda de energia da partícula.

Os limites laterais de $V_{1,1}$ constituem curvas que representam os pontos onde as emissões ocorridas produzem traços com excentricidade (e) exatamente igual a 1,10. Os pontos que geraram estas curvas foram determinados experimentalmente, expondo-se o CR-39 a filmes finos de urânio (fonte de partículas alfa). Os ângulos de incidência das partículas foram fixados e as distâncias do filme ao detetor (energias de incidência das partículas) foram variados. Isto possibilitou encontrar as relações tanto de e quanto do ângulo de incidência com E, e conseqüentemente a construção dos limites laterais.

Cada emissor alfa tem um volume efetivo $V_{1,1}$ distinto, pois a relação entre a energia residual (de incidência) das partículas alfa e a distância que elas percorrem no ar depende da energia com que elas são emitidas.

Com os limites de $V_{1,1}$ definidos, e considerando que os A's sejam aproximadamente constantes nestes volumes (A_0 deve sê-lo pois refere-se ao ^{222}Rn , as atividades A_1 e A_3 de ^{218}Po e ^{214}Po , respectivamente, referem-se a volumes efetivos situados a uma distância > 2 a $2,5$ cm do detector, como está mostrado na figura 2.3.b, onde a influência do fenômeno do “plate-out” é muito pequena; [Big 89b, God 00] a solução da equação 2.3.2 é dada por

$$\rho^V = 0,16.(A_0 + A_1 + A_3)t_e \quad (2.3.3)$$

tendo finalmente relacionados a atividade alfa total no ar e a densidade de traços medida.

2.4 - Cálculo da atividade de autoplate-out

A atividade de autoplate-out é determinada por meio de uma equação análoga a equação 2.3.1. Para os átomos depositados no detector, P_α , é dado pela razão entre o ângulo sólido dentro do qual emissões geradas pelos filhos depositados no detector alcançam o mesmo (2π) e o ângulo sólido total (4π). Portanto $P_\alpha = 1/2$. Desta forma, a densidade de traços correspondente ao autoplate-out (ρ_p) pode ser escrita como:

$$\rho_p = \frac{1}{2} G.t.\chi_p \quad (2.4.1)$$

onde G é a atividade superficial de autoplate-out e χ_p é o fator de calibração correspondente a esta medida (conceitualmente, desempenha o mesmo papel da eficiência de detecção).

O fator de calibração pode ser determinado experimentalmente fazendo uma justaposição de uma lâmina de CR-39 com um filme fino de urânio (fonte de partículas alfa) e de uma emulsão

conhecida e vale 1. Assim, a razão entre a densidade de traços gerados no CR-39 e na emulsão equivale ao fator de calibração.

O modelamento da exposição de detetores a filmes finos de ar é feito usando-se uma montagem que consiste em 2 placas grandes, dispostas paralelamente e separadas por uma distância d (muito menor que a distância média percorrida pelos filhos do radônio no ar, [Had 94]). No centro de uma destas placas, internamente, é colocado um detetor. Estas placas delimitam uma fina camada de ar sobre o detetor.

Quando os filhos do radônio entram na montagem, eles ficam depositados nas placas nas proximidades das bordas devido ao pequeno valor de d . Apenas o radônio, na condição de gás nobre, pode penetrar até a parte central da montagem, onde se situa o detetor.

Como consequência deste processo, os traços registrados no detetor se devem apenas aos decaimentos dos átomos do radônio que penetram na montagem e dos átomos dos filhos que foram produzidos, pelo decaimento do radônio, no interior da montagem.

Da mesma forma que os filhos do radônio presentes no ar externo não conseguem penetrar na montagem, aqueles que são produzidos em seu interior não conseguem sair (pois assim que produzidos, se depositam nas placas e no próprio detetor). Isto faz com que a montagem constitua um sistema fechado, no que diz respeito aos filhos do radônio e, nessa condição, espera-se que estes átomos estejam em equilíbrio de atividades com relação ao próprio radônio.

Sabendo-se então que os emissores alfa estão em equilíbrio de atividades e levando-se em consideração a própria geometria da montagem (figura 2.4.a), pode-se correlacionar suas atividades com a densidade de traços apresentada por um detetor colocado no interior da montagem, através da utilização da equação 2.3.1.

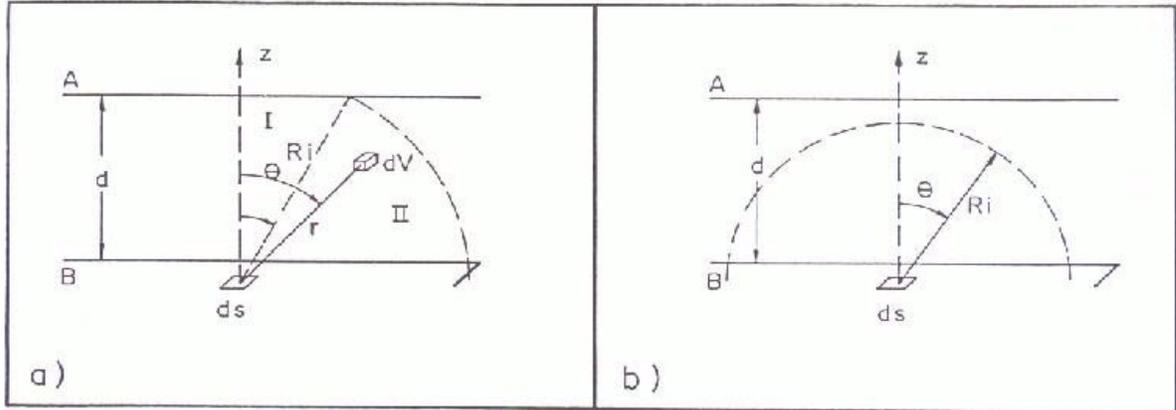


Figura 2.4.a: A montagem de placas paralelas.

Para resolver esta equação, em primeiro lugar calculamos a densidade de traços devido apenas ao radônio (ρ_0), após um tempo de exposição t , admitindo-se que a atividade do gás (A_0) esteja homogeneamente distribuída no interior da montagem. Para calcular a integral desta equação dividimos o problema em 2 partes: 1) Integrando-se as emissões ocorridas na região I, que é delimitada pela placa oposta à superfície do detetor (placa A) e que corresponde ao intervalo angular $0 \leq \theta \leq \arccos(d/R_i)$, onde R_i é o alcance das partículas alfa emitidas pelo átomo i ($i = 0, 1$ ou 3 para ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po respectivamente). 2) Integrando-se as emissões ocorridas na região II, delimitada pelo próprio alcance das partículas alfa no ar e correspondente ao intervalo angular $\arccos(d/R_0) \leq \theta \leq \pi/2$. Assim, utilizando coordenadas esféricas temos:

$$\rho_0 = \int_0^{2\pi} \int_0^{\arccos(d/R_0)} \int_0^{d/\cos\theta} A_0 \cdot t \cdot \frac{\cos\theta}{4\pi \cdot r^2} \cdot \epsilon \cdot r^2 \cdot \sin\theta \cdot dr \cdot d\theta \cdot d\varphi + \int_0^{2\pi} \int_{\arccos(d/R_0)}^{\pi/2} \int_0^{R_0} A_0 \cdot t \cdot \frac{\cos\theta}{4\pi \cdot r^2} \cdot \epsilon \cdot r^2 \cdot \sin\theta \cdot dr \cdot d\theta \cdot d\varphi \quad (2.4.2)$$

O resultado desta integração é:

$$\rho_0 = \frac{1}{2} A_0 . t . \varepsilon . d \left(1 - \frac{d}{2 . R_0} \right) \quad (2.4.3)$$

Quanto aos filhos do radônio produzidos no interior da montagem, vamos supor, já que d é pequeno, que eles estão totalmente depositados sobre as placas (incluindo a própria superfície do detetor). Nesse caso, considerando o equilíbrio de atividades entre o radônio e seus filhos, a atividade dos filhos do radônio depositados na superfície das placas (e superfície do detetor), por cm^2 , é:

$$G_i = \frac{1}{2} A_i . d = \frac{1}{2} A_0 . d \quad (2.4.4)$$

com $i = 1$ e 3 e onde o fator $\frac{1}{2}$ representa o fato de que os átomos dos filhos do radônio se distribuem em duas placas.

A densidade de traços devido aos filhos do radônio (ρ_i) tem, portanto, duas fontes: devido aos átomos depositados na placa A (ρ_i'') e devido aos átomos depositados na própria superfície do detetor (ρ_i'). Esta última quantidade é simplesmente:

$$\rho_i' = \frac{1}{2} . G_i . t . \varepsilon = \frac{1}{4} . A_0 . t . \varepsilon . d \quad (2.4.5)$$

onde este outro fator $\frac{1}{2}$ se deve ao fato de que as emissões das partículas alfa se dão ou na direção da superfície do detetor ou na direção oposta.

A densidade de traços devido aos átomos depositados na placa A, por sua vez, pode ser calculado, analisando a figura 2.4.a como:

$$\rho_i'' = \iint G_i . t . \varepsilon \frac{\cos \theta}{4 \pi . r^2} . dA \quad (2.4.6)$$

onde dA é um elemento de área sobre a placa A, expresso como $l . dl . d\phi$. Aqui l é a distância entre dA e o eixo z . Expressando l em função de θ , temos:

$$l = d.tg\theta \Rightarrow dl = d \left(1 + \frac{\text{sen}^2 \theta}{\text{cos}^2 \theta} \right) d\theta \quad (2.4.7)$$

Substituindo 2.4.7 em 2.4.6 e utilizando o fato que $r = d/\text{cos}\theta$ sobre a placa A, temos:

$$\rho_i'' = \int_0^{\arccos(d/R_i)} \int_0^{2\pi} G_i.t.\mathcal{E} \cdot \frac{\text{cos}\theta}{4\pi.(d/\text{cos}\theta)^2} .d \left(1 + \frac{\text{sen}^2 \theta}{\text{cos}^2 \theta} \right) d \frac{\text{sen}\theta}{\text{cos}\theta} .d\theta.d\varphi \quad (2.4.8)$$

Resolvendo esta equação e utilizando 2.4.4, finalmente chegamos a:

$$\rho_i'' = \frac{1}{4} A_0.t.\mathcal{E}.d \left(1 - \frac{d}{R_i} \right) \quad (2.4.9)$$

A soma das equações 2.4.9 e 2.4.5 representa a densidade total de traços devido aos filhos do radônio:

$$\rho_i = \frac{1}{2} A_0.t.\mathcal{E}.d \left(1 - \frac{d}{2.R_i} \right) \quad (2.4.10)$$

É importante notar que essa expressão é a mesma que se obteria caso se considerasse que a atividade dos filhos do radônio também estivesse homoganeamente distribuída no ar entre as placas (comparar com equação 2.4.3). Ou seja, a relação geométrica entre a atividade alfa e a densidade de traços tem um única forma, independente do fato de que os átomos estejam totalmente depositados sobre as placas (plate-out total) ou esteja homoganeamente distribuídos no ar entre as placas (plate-out nulo)

A teoria de exposição de detetores a filmes finos de ar com atividade uniformemente distribuída também pode ser usada para exposição de emulsões nucleares justapostas a filmes finos de urânio. A emulsão desempenha um papel de detetor de partículas alfa, ao passo que o filme fino de urânio, por ter uma pequena espessura (da ordem de 0,3 μm) e uma distribuição espacial de átomos de urânio uniforme, pode ser pensado de modo análogo a uma camada de ar com atividade

Desta forma, a relação entre a densidade de traços na emulsão nuclear (ρ_{EN}) e a atividade dos átomos de urânio tem a mesma forma que a relação entre ρ e A no caso do radônio confinado entre placas paralelas. De acordo com a equação 2.4.3, temos:

$$\rho_{EN} = \frac{1}{2} Gt \quad (2.4.11)$$

onde $A \cdot d$ foi substituído por G , a atividade do filme de urânio por unidade de área. A eficiência de detecção para a energia média das partículas alfa emitidas do filme (4,5 MeV) é praticamente 100%.

Utilizando 2.4.1 e 2.4.11, expressamos o fator de eficiência do autoplate-out, para o CR-39 como:

$$\chi_P = \frac{\rho_P}{\rho_{EN}} \quad (2.4.12)$$

Tomamos a restrição de contar apenas os traços com $e < 1,10$, de modo a considerar traços cujo ângulo de incidência não seja excessivamente diferente do ângulo normal e também cujos diâmetros maior e menor sejam facilmente identificados. Após as medidas de densidades tanto no CR-39 como na emulsão nuclear, chegamos a $\chi_P = (6,4 \pm 0,5) \%$, que é um valor bem pequeno, indicando que são contadas no CR-39 apenas 6,4% das partículas alfa incidentes, devido ao autoplate-out, quanto se utiliza o critério $e < 1,10$.

Substituindo 2.4.12 em 2.4.1, temos finalmente relacionados a atividade de autoplate-out procurada com a densidade de traços medida no detetor:

$$\rho_P = \frac{1}{2} (G_1 + G_3) t_e \cdot 0,064 \quad (2.4.13)$$

3 – Exposições

A medida de campo em Campinas foi dividida em 2 etapas. A primeira etapa cobriu os meses de novembro de 1996 a maio de 1997 (exposição de verão) e a segunda etapa se iniciou em maio de 1997 e terminou no início de dezembro de 1997 (exposição de inverno). Isto permitiu que analisássemos se no inverno há, em ambientes de convívio humano, de 20 a 30% mais radônio (e filhos) do que no verão, conforme tem sido observado em países do hemisfério norte [Hen 93].

No início da exposição de verão, pedimos aos moradores de todas as residências que foram monitoradas para que respondessem algumas perguntas presentes na ficha de residência (apresentada no anexo 1). Esta ficha visa obter informações sobre o tipo de material de construção, de revestimentos internos, localização da residência, hábitos dos moradores etc., e foi aplicada com o intuito de procurar possíveis correlações entre as atividades medidas e características da residência.

O local de exposição dos detetores nas residências foi, preferencialmente, o quarto de dormir, dependurado na parede, pois é um dos locais onde as pessoas mais ficam quando estão em casa.

Na exposição de verão (11/96 à 05/97) foram expostos detetores em 100 residências de

relacionados com queda e quebra da montagem contendo o mesmo (5 delas) e mudança dos moradores da residência. Além disto, solicitamos aos moradores que fosse feita uma nova exposição (exposição de inverno) que cobriria os meses de maio a novembro de 97.

Em 9 das 94 residências onde a exposição de verão foi bem-sucedida, não obtivemos autorização para fazer a nova exposição.

Desta forma, na exposição de inverno (05/97 a 12/97) havíamos exposto detetores em 85 residências, e em 8 das residências expostas não obtivemos retorno. Destas 8 residências, em 4 houve mudança/reforma e nas outras 4 queda do detetor.

Portando houve 77 residências que tiveram as duas exposições concluídas com êxito. Destas 77 residências, 70 foram analisadas nesta tese.

O sorteio das residências em Campinas foi feito pelo critério de renda familiar do IBGE. Porém, acrescentamos uma restrição a mais a esse mesmo critério, a de que a residência escolhida fosse habitada por funcionário ou professor da Unicamp (não incluímos os alunos porque boa parte deles mora em “repúblicas”, as quais, em geral, ficam fechadas nas férias de começo de ano, o que significa que boa parte da exposição se daria em ambientes fechados e não habitados, que não é o que estamos querendo estudar nesta medida de campo). Isto foi feito procurando-se uma residência com esta característica quando girássemos em sentido horário a partir da direção norte, em torno do quarteirão sorteado originalmente, conforme critério de escolha de residência estabelecido e explicado no anexo 2. Além disto, a residência sorteada tinha que ter aparência (tamanho de terreno, área construída aproximada, tipo de material empregado, estado de conservação, etc.) semelhante às das casas das imediações. Caso isso não fosse observado, a residência seria descartada.

A vantagem deste acréscimo de restrição é que funcionários e professores poderiam ser contatados por nós aqui na Unicamp e em suas residências e pelo vínculo que eles têm com a Instituição, afetivo e formal, era de se esperar que o retorno dos detetores expostos fosse muito maior do que tem sido observado em medições desta natureza em outros países (20 à 30%).

Convém mencionar que esperávamos um retorno de aproximadamente 60% dos detetores da exposição de verão e tivemos 94% dos detetores retornados, o que é excelente. Na de inverno tivemos um retorno de 91% das montagens expostas.

4 – Dados da medida de campo

4.1 – Atividades Medidas

Na tabela 4.1a, são mostrados os valores das concentrações das atividades alfa no ar para as exposições de verão (A_V) e inverno (A_I) e a razão entre elas. Razão aqui significa atividade de inverno dividida pela de verão para cada residência.

As residências 6 e 8 são atípicas por apresentarem as atividades no ar de inverno muito maiores que as de verão, como pode ser visto na tabela 4.1.a.

A concentração média da atividade alfa no ar medida na exposição de verão foi de $77,63 \pm 6,86$ Bq m⁻³ e a mediana correspondendo a 53,87 Bq m⁻³. Na exposição de inverno a concentração média é de $86,29 \pm 5,70$ Bq m⁻³ e a mediana correspondendo a 76,44 Bq m⁻³. A média das razões obtidas é $1,38 \pm 0,09$, assemelhando-se ao que tem sido observado em outros países [Hen 93].

1	66,06 ± 10,96	88,38 ± 13,55	1,34 ± 0,30
2	38,24 ± 7,68	53,75 ± 9,65	1,41 ± 0,38
3	87,21 ± 13,27	80,02 ± 12,63	0,92 ± 0,20
4	24,72 ± 6,02	53,75 ± 9,65	2,17 ± 0,66
5	194,28 ± 24,74	117,05 ± 16,64	0,60 ± 0,11
6	45,95 ± 8,87	188,83 ± 24,12	4,11 ± 0,95
7	129,28 ± 17,82	154,01 ± 20,66	1,19 ± 0,23
8	33,91 ± 7,29	175,78 ± 22,75	5,18 ± 1,30
9	156,86 ± 20,80	159,67 ± 21,13	1,02 ± 0,19
11	96,75 ± 14,46	83,61 ± 13,03	0,86 ± 0,19
12	88,38 ± 13,55	119,44 ± 16,89	1,35 ± 0,28
13	160,05 ± 21,15	163,63 ± 21,52	1,02 ± 0,19
14	31,21 ± 6,87	38,22 ± 7,76	1,22 ± 0,37
15	20,41 ± 5,35	26,28 ± 6,19	1,29 ± 0,45
16	254,51 ± 30,88	152,88 ± 20,40	0,60 ± 0,11
17	127,25 ± 17,74	81,22 ± 12,77	0,64 ± 0,13
18	51,62 ± 9,41	45,39 ± 8,65	0,88 ± 0,23
19	96,02 ± 12,36	151,16 ± 15,21	1,57 ± 0,27
23	150,84 ± 14,89	193,94 ± 17,43	1,29 ± 0,17
24	48,97 ± 9,08	70,47 ± 11,57	1,44 ± 0,36
25	113,47 ± 16,26	77,64 ± 12,37	0,68 ± 0,15

27	97,94 ± 14,59	129,66 ± 17,99	1,33 ± 0,27
28	31,37 ± 6,97	66,23 ± 9,82	2,11 ± 0,56
29	23,53 ± 5,89	29,86 ± 6,68	1,27 ± 0,43
31	224,14 ± 27,95	70,47 ± 11,57	0,31 ± 0,06
32	27,11 ± 6,38	66,89 ± 11,16	2,47 ± 0,71
33	70,60 ± 11,72	76,44 ± 12,24	1,08 ± 0,25
34	48,31 ± 9,12	54,94 ± 9,79	1,14 ± 0,30
35	49,54 ± 9,27	76,44 ± 12,24	1,54 ± 0,38
36	170,93 ± 22,45	93,16 ± 14,07	0,55 ± 0,11
37	84,23 ± 13,24	111,08 ± 16,00	1,32 ± 0,28
38	115,80 ± 16,68	125,41 ± 17,52	1,08 ± 0,22
39	68,64 ± 11,46	82,84 ± 12,96	1,21 ± 0,28
41	53,87 ± 9,19	80,22 ± 11,83	1,49 ± 0,34
43	101,40 ± 15,16	82,41 ± 12,90	0,81 ± 0,18
44	36,30 ± 7,66	71,66 ± 11,70	1,97 ± 0,53
46	49,43 ± 8,87	77,95 ± 10,77	1,58 ± 0,36
47	58,84 ± 10,41	87,19 ± 13,42	1,48 ± 0,35
48	172,43 ± 22,68	66,03 ± 11,08	0,38 ± 0,08
49	124,60 ± 17,67	50,16 ± 9,22	0,40 ± 0,09
50	39,02 ± 8,02	47,78 ± 8,94	1,22 ± 0,34
51	42,79 ± 8,50	67,73 ± 11,24	1,58 ± 0,41

54	80,99 ± 12,96	57,33 ± 10,07	0,71 ± 0,17
56	54,19 ± 9,82	105,49 ± 16,57	1,95 ± 0,47
57	250,55 ± 30,74	124,22 ± 17,40	0,50 ± 0,09
58	32,64 ± 7,29	82,20 ± 14,04	2,52 ± 0,71
62	34,73 ± 7,53	63,30 ± 10,76	1,82 ± 0,50
63	16,72 ± 4,93	33,44 ± 7,15	2,00 ± 0,73
66	32,63 ± 7,29	35,83 ± 7,46	1,10 ± 0,34
67	39,93 ± 7,92	81,12 ± 11,41	2,03 ± 0,49
68	71,53 ± 12,01	115,86 ± 16,51	1,62 ± 0,36
73	41,62 ± 8,45	48,48 ± 8,99	1,16 ± 0,32
74	28,14 ± 6,63	36,02 ± 7,50	1,28 ± 0,40
76	52,45 ± 9,73	96,04 ± 14,41	1,83 ± 0,44
78	61,74 ± 10,84	88,38 ± 13,55	1,43 ± 0,33
80	33,26 ± 7,32	39,62 ± 7,95	1,19 ± 0,35
82	53,62 ± 9,94	63,30 ± 10,76	1,18 ± 0,30
84	38,03 ± 7,61	34,64 ± 7,31	0,91 ± 0,26
86	42,46 ± 8,24	96,02 ± 12,36	2,26 ± 0,53
87	51,60 ± 9,57	51,39 ± 9,22	1,00 ± 0,26
88	227,37 ± 28,69	310,05 ± 40,08	1,36 ± 0,25
90	43,65 ± 7,56	59,72 ± 10,34	1,37 ± 0,34
96	54,41 ± 9,92	69,63 ± 11,49	1,28 ± 0,31

116	58,53 ± 10,35	87,16 ± 13,58	1,49 ± 0,35
121	94,18 ± 14,68	70,35 ± 11,43	0,75 ± 0,17
122	67,66 ± 11,72	64,50 ± 10,89	0,95 ± 0,23
124	54,76 ± 10,24	72,86 ± 11,84	1,33 ± 0,33

Tabela 4.1.a: Concentração das atividades no ar para as exposições de verão (A_V) e inverno (A_I) e razão entre elas.

Na tabela 4.1.b temos as atividades (concentrações) superficiais de autodeposição para a exposição de verão (G_V) e para a de inverno (G_I) e sua razão (G_I / G_V) para cada residência.

A concentração média da atividade superficial medida na exposição de verão foi de $623,46 \pm 59,17 \text{ Bq m}^{-2}$ e para a exposição de inverno a concentração média é de $623,57 \pm 60,32 \text{ Bq m}^{-2}$. A média das razões obtidas é $1,10 \pm 0,05$.

Montagem	$G_V (\text{Bq m}^{-2}) \times 10^{-2}$	$G_I (\text{Bq m}^{-2}) \times 10^{-2}$	Razão
1	6,37 ± 0,73	9,20 ± 0,95	1,44 ± 0,22
2	2,96 ± 0,45	2,27 ± 0,40	0,77 ± 0,18
3	5,97 ± 0,70	6,69 ± 0,76	1,12 ± 0,18
4	2,09 ± 0,38	4,66 ± 0,61	2,23 ± 0,50
5	14,18 ± 1,30	8,36 ± 0,89	0,59 ± 0,08
6	2,30 ± 0,40	5,23 ± 0,65	2,27 ± 0,49
7	13,92 ± 1,27	11,34 ± 1,11	0,81 ± 0,11
	+	+	+

9	12,42 ± 1,17	14,89 ± 1,34	1,20 ± 0,16
11	8,84 ± 0,92	11,05 ± 1,08	1,25 ± 0,18
12	8,00 ± 0,86	9,91 ± 1,00	1,24 ± 0,18
13	17,14 ± 1,49	14,39 ± 1,31	0,84 ± 0,11
14	3,48 ± 0,51	4,60 ± 0,60	1,32 ± 0,26
15	1,38 ± 0,30	1,55 ± 0,32	1,12 ± 0,34
16	11,95 ± 1,14	11,76 ± 1,13	0,98 ± 0,13
17	6,18 ± 0,73	4,78 ± 0,62	0,77 ± 0,13
18	2,82 ± 0,45	3,52 ± 0,51	1,25 ± 0,27
19	10,46 ± 1,04	10,03 ± 1,01	0,96 ± 0,14
23	20,53 ± 1,73	13,32 ± 1,23	0,65 ± 0,08
24	4,12 ± 0,56	3,46 ± 0,51	0,84 ± 0,17
25	11,82 ± 1,13	6,69 ± 0,76	0,57 ± 0,08
26	3,64 ± 0,53	3,34 ± 0,50	0,92 ± 0,19
27	9,26 ± 0,95	10,38 ± 1,03	1,12 ± 0,16
28	3,04 ± 0,47	2,35 ± 0,41	0,77 ± 0,18
29	2,11 ± 0,39	2,93 ± 0,46	1,39 ± 0,34
31	6,79 ± 0,78	5,79 ± 0,70	0,85 ± 0,14
32	3,45 ± 0,51	4,12 ± 0,56	1,19 ± 0,24
33	9,41 ± 0,97	6,87 ± 0,78	0,73 ± 0,11
34	4,15 ± 0,57	5,02 ± 0,63	1,21 ± 0,23

36	4,83 ± 0,63	4,66 ± 0,61	0,96 ± 0,18
37	5,76 ± 0,70	5,20 ± 0,65	0,90 ± 0,16
38	12,76 ± 1,21	12,78 ± 1,20	1,00 ± 0,13
39	7,05 ± 0,80	5,52 ± 0,68	0,78 ± 0,13
41	3,99 ± 0,56	5,67 ± 0,69	1,42 ± 0,26
43	12,96 ± 1,22	7,52 ± 0,83	0,58 ± 0,08
44	3,38 ± 0,51	4,72 ± 0,61	1,40 ± 0,28
46	5,67 ± 0,70	4,72 ± 0,61	0,83 ± 0,15
47	6,38 ± 0,75	7,82 ± 0,85	1,23 ± 0,20
48	3,71 ± 0,54	4,38 ± 0,58	1,18 ± 0,23
49	4,59 ± 0,61	5,85 ± 0,70	1,27 ± 0,23
50	2,64 ± 0,44	4,00 ± 0,55	1,51 ± 0,33
51	4,28 ± 0,59	3,51 ± 0,51	0,82 ± 0,16
52	2,34 ± 0,41	2,81 ± 0,45	1,20 ± 0,29
54	8,04 ± 0,88	6,45 ± 0,75	0,80 ± 0,13
56	2,71 ± 0,45	4,04 ± 0,55	1,49 ± 0,32
57	10,19 ± 1,03	8,60 ± 0,90	0,84 ± 0,12
58	1,64 ± 0,34	3,15 ± 0,48	1,93 ± 0,49
62	2,12 ± 0,39	3,22 ± 0,48	1,52 ± 0,36
63	2,12 ± 0,39	1,85 ± 0,35	0,87 ± 0,23
66	2,69 ± 0,45	1,85 ± 0,35	0,69 ± 0,17

68	12,36 ± 1,20	9,73 ± 0,98	0,79 ± 0,11
73	3,19 ± 0,50	3,31 ± 0,49	1,04 ± 0,22
74	2,49 ± 0,43	2,04 ± 0,37	0,82 ± 0,21
76	5,44 ± 0,68	11,16 ± 1,09	2,05 ± 0,33
78	6,30 ± 0,75	6,39 ± 0,74	1,01 ± 0,17
80	1,92 ± 0,37	3,06 ± 0,47	1,60 ± 0,39
82	4,58 ± 0,62	4,42 ± 0,59	0,97 ± 0,18
84	2,57 ± 0,44	2,57 ± 0,42	1,00 ± 0,24
86	6,56 ± 0,78	2,28 ± 0,44	0,35 ± 0,08
87	2,01 ± 0,38	2,91 ± 0,45	1,45 ± 0,35
88	29,46 ± 2,35	37,98 ± 3,14	1,29 ± 0,15
90	3,90 ± 0,57	4,66 ± 0,61	1,19 ± 0,23
96	4,30 ± 0,59	6,66 ± 0,76	1,55 ± 0,28
99	2,50 ± 0,44	3,05 ± 0,47	1,22 ± 0,29
116	3,24 ± 0,49	3,86 ± 0,55	1,19 ± 0,25
121	5,58 ± 0,71	3,92 ± 0,54	0,70 ± 0,13
122	6,02 ± 0,75	5,32 ± 0,66	0,88 ± 0,15
124	4,18 ± 0,60	4,66 ± 0,61	1,12 ± 0,22

Tabela 4.1.b: Concentração das atividades superficiais para as exposições de verão (G_v) e inverno (G_I) e razão entre elas.

4.2 – Características das residências monitoradas

Na tabela 4.2.a estão expostas várias características das residências monitoradas, tiradas das fichas de residência. As características presentes nesta tabela foram aquelas que potencialmente poderiam estar correlacionadas com as atividades medidas, como sua ventilação, o tipo e estado da pintura interna, a localização (bairro), a faixa de renda equivalente a este bairro.

As lacunas ocorridas no preenchimento dos dados devem-se ao desconhecimento da informação correspondente por parte do morador que respondeu ao questionário.

Montagem	Renda	Ventilação	Piso	Forro	Pintura	Bairro
1	> 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex	Cid. Universitária
2	10 a 20	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 5 anos	Guanabara
3	> 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Chapadão
4	> 20	Sim	Carpete de madeira	Alvenaria	Acrílica – ótimo estado	Cid. Universitária.
5 	5 a 10	Sim	Cimento queimado	Madeira duratex	Latex – 1 ano	VI Miguel Cury
6	5 a 10	Não	Taco	Alvenaria	Latex – 10 anos	Guanabara
7	5 a 10	Pouca	Cimento queimado	Alvenaria	Selador	VI. Costa e Silva
8	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – nova	Jd. Sta. Genebra

11	10 a 20	Sim	Carpete de madeira	Alvenaria	Latex – nova	Jd. Chapadão
12	10 a 20		Taco	Alvenaria	Sim	Jd. Nsa. Sra. Aux.
13	10 a 20	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 4 anos (com fissuras)	VI. Nova
14	10 a 20	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Chapadão
15	5 a 10	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 5 anos (com fissuras)	Jd. Chapadão
16 ☹	10 a 20	Sim	Cimento queimado	Madeira	Latex – 1 ano	Bonfim
17	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 3 anos	Jd. Chapadão
18	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 3 anos	Jd. Chapadão
19	3 a 5	Não	Frio	Alvenaria	Sem pintura	Jd. Sta. Monica
23	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Sem pintura	VI. Sta Isabel
24 ☹	1 a 3	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Santana
25	5 a 10	Sim	Carpete	Madeira eucatex	Latex – nova	VI. 31 de Março
26	10 a 20	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 2 anos	Cambuí
27	10 a 20	Pouca	Madeira	Alvenaria	Latex – 3 anos	Jd. Leonor
28	5 a 10	Pouca	Taco	Alvenaria	Latex – 4 anos	Jd. Proença
29	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 1 ano	Jd. Bela Vista II
31 ☹	5 a 10	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Conceição

33	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 7 anos	Jd. Aurélia
34	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 5 anos	Jd. Magnólia
35 ☹	5 a 10	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 3 anos	Jd. Interlagos
36 ☹	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Garcia
37 ☹	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 1 ano	Jd. Garcia
38 ☹	5 a 10	Sim	Frio	Não	Latex – 2 anos Sem forro	VI. Teixeira
39	1 a 3	Não	Frio	Alvenaria	Latex + massa corrida – 2 meses	Jd. Campos Elísios
41	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 3 meses	Jd. Novo Cpos Elísios
43	10 a 20	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 3 anos	Souzas
44	5 a 10	Não	Frio	Madeira	Latex – 2 meses	Souzas
46	10 a 20	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 1 ano	Nova Campinas
47	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 3 anos	Nova Campinas
48	5 a 10	Sim	Carpete	Alvenaria	Papel de parede	Novo Taquaral
49	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 6 meses	Jd. Bela Vista
50	3 a 5	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – nova	Jd. Santana

					Pintada durante exposição	
52	10 a 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex	Centro
54	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 2 anos (umidade)	Jd. Nova Europa
56 🚩	3 a 5	Não	Frio	Alvenaria	Latex – má condição / com fissuras	Jd. Carlos Lourenço
57 🚩	5 a 10	Não	Cimento queimado	Não	Cal – 18 anos	São Bernardo
58	3 a 5	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. Campos Elísios
62	3 a 5	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 2 anos	Jd. São Fernando
63	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 1 ano	Proença
66	5 a 10	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 3 anos	Ponte Preta
67 🚩	5 a 10	Pouca	Carpete de madeira	Alvenaria	Latex – 3 anos	Jd. Nova Aparecida
68	3 a 5	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 1 ano (c/ bolor)	VI. Pe. Anchieta
73	5 a 10		Taco	Alvenaria	Latex – 1 ano	VI. Teixeira
74	5 a 10	Sim	Assoalho de madeira	Alvenaria	Latex – 5 anos	Jd. Ipiranga

78	3 a 5	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 6 anos	Jd. São Fernando
80	10 a 20	Sim	Carpete de madeira	Alvenaria	Latex – 2 anos	Botafogo
82 U	3 a 5	Sim	Frio	Alvenaria	Latex – 1 ano	Jd. Eulina
84	10 a 20	Pouca	Carpete de madeira	Alvenaria	Latex – 3 meses	VI. Brandina
86	10 a 20	Sim	Carpete	Alvenaria	Latex – 2 anos Concreto aparente no teto	Cambuí
87	10 a 20	Sim	Frio	Alvenaria	Acrílica – 8 meses	Centro
88 U	5 a 10	Não	Cimento queimado	Eternit direto	Sem pintura	Parque Industrial
90	> 20	Sim	Madeira	Alvenaria	Latex – 10 anos	Jd. Primavera
96	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 4 meses	Pq. Industrial
99	> 20	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 6 meses	Cid. Universitária
116	10 20	Sim	Frio	Alvenaria	Latex - nova	Centro
121	3 a 5	Sim	Frio	Alvenaria	Latex - 1 ano	DIC III

					meses	
124	5 a 10	Sim	Taco	Alvenaria	Latex – 10 anos Com fissuras	Jd. São Bento

Tabela 4.2.a: Características das residências monitoradas. A faixa de renda é dada em salários mínimos.

Nesta tabela usamos os símbolos  e  para indicar casas que têm aparência geral pior ou melhor do que as casas das imediações.

Das 70 montagens acima, 7 foram expostas em apartamentos (28, 66, 74, 86, 87, 116 e 121) e as demais foram expostas em casas.

Todas as residências apresentam reboco nas paredes internas, com exceção da 88 onde as paredes são de tijolo aparente.

5 – Análise dos resultados

5.1 – Informações obtidas das tabelas

Com base nas tabelas acima, várias observações podem ser feitas:

a- Notamos que os valores médios encontrados para as razões das atividades no ar (A_I/A_V) e de auto-deposição (G_I/G_V) são diferentes (1,38 e 1,10 respectivamente). Esse resultado pode ser explicado, qualitativamente, à luz de hipótese de que o material que envolve o ar ambiente (chão,

aproximadamente 1 porque eles, especialmente o ^{214}Po , têm meias-vidas curtas e seriam mais influenciados pela “fonte” de radônio, que é a mesma nas 2 exposições, do que pela ventilação. No caso da atividade no ar, sua razão seria mais influenciada pela ventilação - certamente maior na exposição de verão - devido à longa meia vida do ^{222}Rn , que estaria distribuído de forma aproximadamente homogênea no ar e poderia ser parcialmente arrastado, junto com os filhos (estes com mais razão, por estarem, em sua maioria, ligados a aerossóis), para fora do ambiente pela ventilação.

b - Todas as atividades medidas ficaram acima dos valores médios nas residências sem pintura (19, 23 e 88), nas residências (7 e 9) cujas paredes foram “pintadas” apenas com selador (produto à base de PVC que antecede a tinta sobre o reboco com função de impermeabilizante) e na residência onde a parede foi “pintada” apenas com cal (57). Este fato é facilmente observado na tabela 5.1.a, onde apresentamos as atividades medidas. A última linha representa as atividades médias globais (considerando todas as residências monitoradas) medidas.

	A_v (Bq m^{-3})	A_I (Bq m^{-3})	G_v (Bq m^{-2}) $\times 10^{-2}$	G_I (Bq m^{-2}) $\times 10^{-2}$
7	$129,28 \pm 17,82$	$154,01 \pm 20,66$	$13,92 \pm 1,27$	$11,34 \pm 1,11$
9	$156,86 \pm 20,80$	$159,67 \pm 21,13$	$12,42 \pm 1,17$	$14,89 \pm 1,34$
19	$96,02 \pm 12,36$	$151,16 \pm 15,21$	$10,46 \pm 1,04$	$10,03 \pm 1,01$
23	$150,84 \pm 14,89$	$193,94 \pm 17,43$	$20,53 \pm 1,73$	$13,32 \pm 1,23$
57	$250,55 \pm 30,74$	$124,22 \pm 17,40$	$10,19 \pm 1,03$	$8,60 \pm 0,90$
88	$227,37 \pm 28,69$	$310,05 \pm 40,08$	$29,46 \pm 2,35$	$37,98 \pm 3,14$

Tabela 5.1.a: Atividades das residências sem tinta nas paredes internas.

c - Analisando as 12 residências com pouca ou nenhuma ventilação (6, 7, 19, 27, 28, 39, 44, 51, 56, 67, 84 e 88), vemos que em 4 delas (7, 19, 27 e 88), A_V está acima da média. No caso de A_I , metade destas residências (6, 7, 19, 27, 56 e 88) ficaram acima da média. Para as atividades superficiais de auto-plate-out, vemos que no verão estão acima da média 5 residências (7, 19, 27, 39 e 88) ao passo que no inverno 4 residências (7, 19, 27 e 88) estão acima da média. A informação sobre a ventilação das residências, além de possuir uma certa subjetividade, não se mostra conclusiva no que diz respeito às atividades medidas.

d - No caso dos 7 apartamentos analisados (28, 66, 74, 86, 87, 116 e 121), comparando-os com os valores médios encontrados nesta medida de campo, vemos que A_V está bem abaixo da média em 6 deles, sendo a exceção o apartamento 121. As atividades de inverno correspondentes, exceto pelos apartamentos 86 e 116, também estão abaixo da média. Com relação às atividades superficiais de auto-deposição, temos todos os apartamentos abaixo da média no caso de G_I e apenas o apartamento 86 com G_V ligeiramente acima da média. No caso do apartamento 86, ainda, é importante mencionar que a exposição ocorreu num ambiente (a sala) onde havia concreto aparente no teto.

e - Todas as residências que têm apenas cimento queimado como piso (5, 7, 16, 57, 88) apresentaram todas as atividades medidas acima da média. Dentre estas, apenas as residências 5 e 16 tem o tipo de piso como único fator que potencialmente pode aumentar a concentração de

radônio e filhos, já que outras características (como pintura, revestimento etc) eram feitas de material com qualidade potencial para evitar a emissão do radônio.

f - Não encontramos correlações entre a magnitude das atividades medidas nas residências e os demais dados das residências que estão presentes na ficha de residência (anexo 1) e ausentes na tabela 4.2.a, como por exemplo se há fumantes, presença cortinas, de ventiladores e similares no local de exposição e intensidade do tráfego próximo à residência. Isto mostra que estes dados não parecem influir na determinação de uma atividade maior ou menor para as residências.

5.2 – Informações obtidas nos gráficos das atividades

Os gráficos 5.2.1, 5.2.2, 5.2.3 e 5.2.4 apresentam as atividades de ^{222}Rn , ^{218}Po e ^{214}Po no ar e de ^{218}Po e ^{214}Po depositada sobre a superfície dos detectores, para as exposições de inverno e de verão.

a - Vemos nos gráficos 5.2.1 e 5.2.2 que há uma relação aproximadamente linear entre a atividade no ar e a atividade na superfície de detectores expostos nas mesmas residências, tanto na exposição de inverno como na de verão. De uma certa forma, este resultado já era esperado, pois para um maior número de átomos de radônio e filhos se difundindo no ar, é natural que ocorra maior deposição dos filhos nas superfícies dos materiais que compõem o ambiente, incluindo a do próprio

As residências 6 e 8, na exposição de inverno, e as residências 16, 17, 31, 36, 48, 49 e 57, na exposição de verão, são casos onde ocorreu alta atividade no ar e baixa atividade superficial. Isto pode estar relacionado com a ventilação, que em alguns cômodos pode ocorrer de forma que algumas regiões da parede sofram um número menor de colisões com as “partículas” que constituem o ar circulante. No entanto, note-se que, nas duas exposições, não houve um caso sequer de alta atividade superficial associado com baixa atividade no ar. Se isso ocorresse a parede estaria atuando no sentido de “limpar” o ar de filhos do Rn-222. Isto não ocorreu, pois os dois gráficos acima indicam haver uma correspondência aproximadamente linear entre atividade superficial e atividade no ar. Assim, os altos G 's obtidos em algumas residências estão associados com altos A 's obtidos nessas mesmas residências.

b- No gráfico 5.2.3 há uma clara correlação entre as atividades superficiais nas duas exposições. Quanto maior G_I , maior é G_V da residência correspondente. Este resultado nos dá uma indicação de que o fator principal, na determinação das intensidade das taxas de deposição dos filhos do Radônio, está justamente ligado à residência e não a fatores ligados às duas diferentes exposições: como a temperatura média, taxa de ventilação etc.

c- No gráfico 5.2.4 apresentamos a relação entre as atividades no ar nas exposições de verão e inverno. Se não considerarmos as residências que apresentaram resultados atípicos em uma das exposições como foi mencionado no item a), 6 e 8 na exposição de inverno e 16, 17, 31, 36, 48, 49 e 57, na exposição de verão, destacadas no gráfico 5.2.4, vemos uma clara correlação entre aquelas atividades, indicando novamente que são características das residências (e não das 2 diferentes

d- Nos gráficos 5.2.5 e 5.2.6 estão mostrados os histogramas das distribuições das atividades no ar para as duas exposições. Vemos que estas distribuições têm um aspecto log-normal, característico desse tipo de medida [Ran 89, Dur 97, Boc 98].

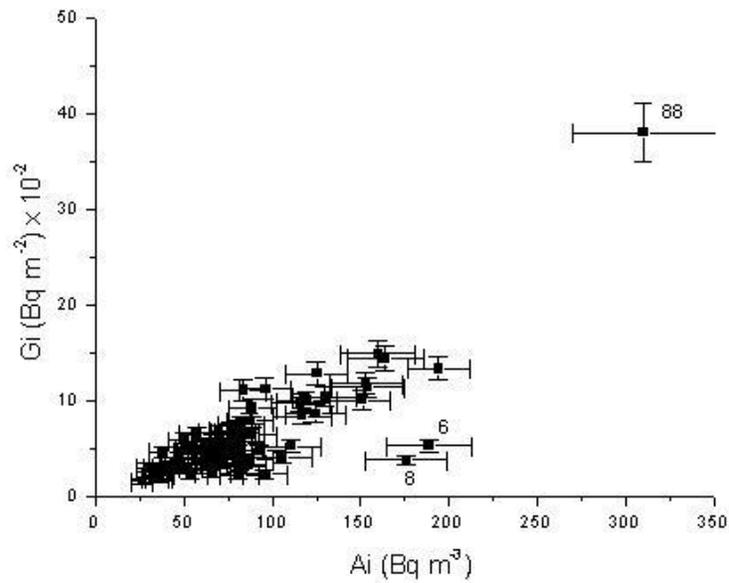


Gráfico 5.2.1: Atividade superficial de inverno versus atividade no ar de inverno.

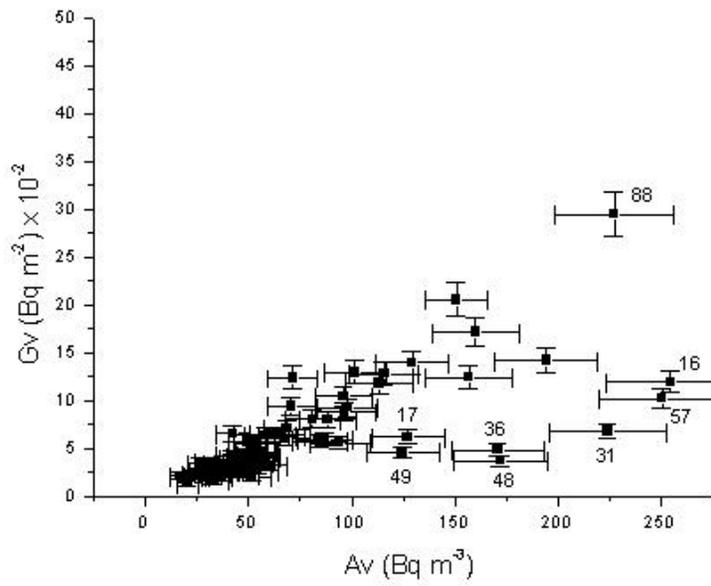


Gráfico 5.2.2: Atividade superficial de verão versus atividade no ar de verão.

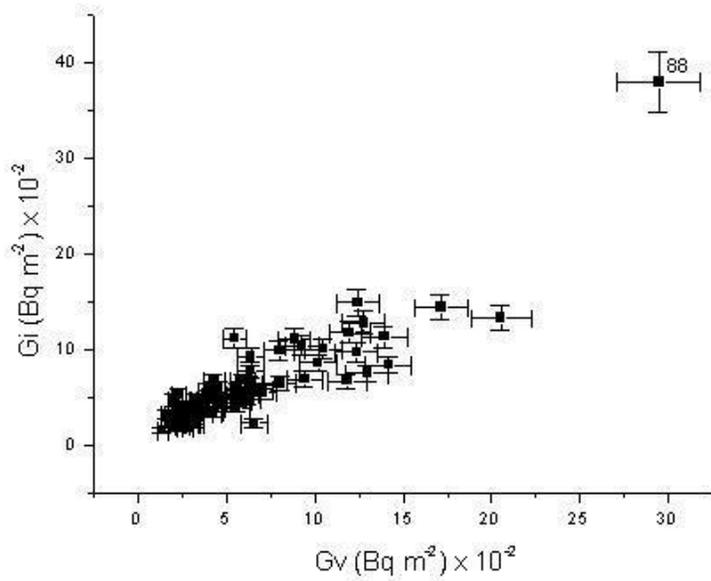


Gráfico 5.2.3: Atividade superficial de inverno versus atividade superficial de verão.

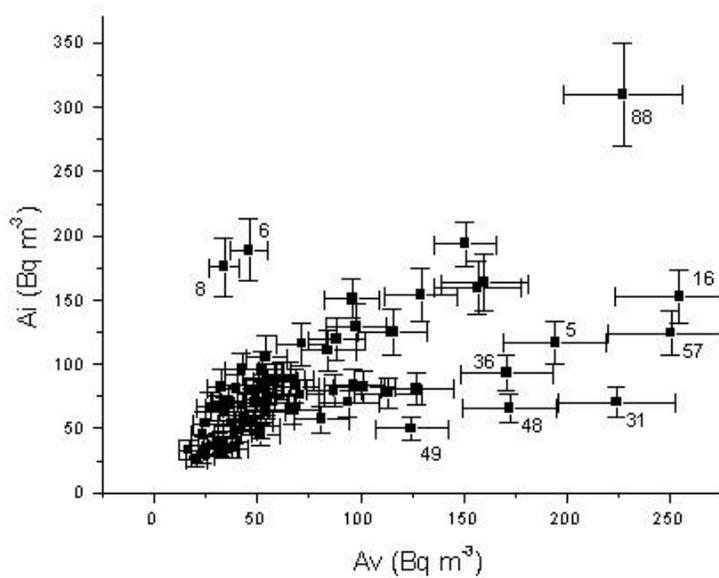


Gráfico 5.2.4: Atividade no ar de inverno versus atividade no ar de verão.

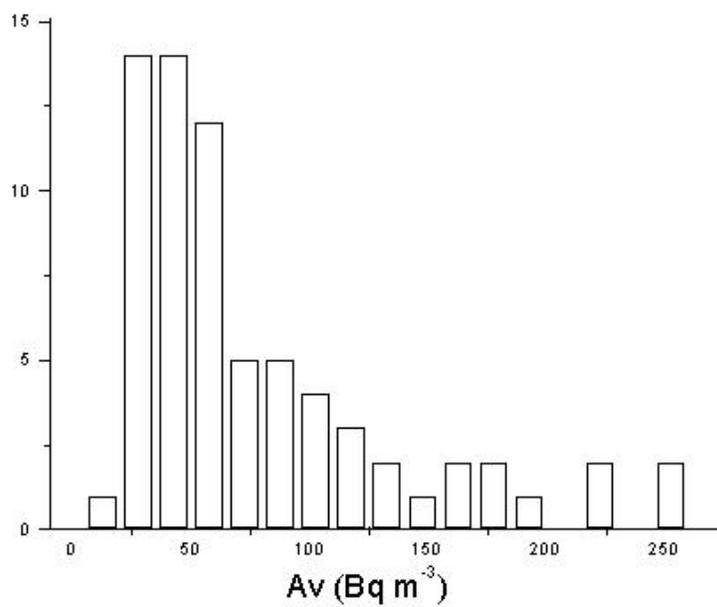


Gráfico 5.2.5: Distribuição das atividade no ar de verão.

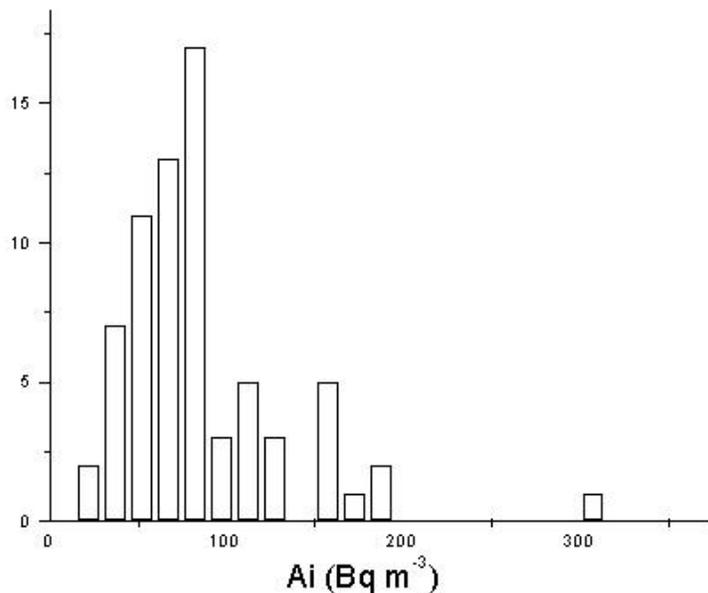


Gráfico 5.2.6: Distribuição das atividade no ar de inverno.

5.3 – Analisando casas e apartamentos separadamente

Na tabela 5.3.a temos os valores médios de todas as atividades e razões entre estas para apartamentos e casas separadamente. Todas as atividades médias nos apartamentos são menores que a média global devido provavelmente à falta de contribuição do solo como fonte de radônio.

É interessante notar que a média das razões entre as atividades no ar difere muito pouco em relação ao valor global, ao passo que a média das razões entre as atividades superficiais para apartamentos não só difere bastante, do valor global, como se apresenta menor que um, indicando uma taxa de deposição menor na exposição de inverno para apartamentos.

	Apartamentos	Casas	Global
--	--------------	-------	--------

A_V (Bq m ⁻³)	48,42 ± 8,72	80,88 ± 7,46	77,63 ± 6,86
A_I (Bq m ⁻³)	63,29 ± 8,92	88,85 ± 6,18	86,29 ± 5,70
A_I / A_V	1,43 ± 0,22	1,38 ± 0,10	1,39 ± 0,09
G_V (Bq m ⁻²) x 10 ⁻²	3,66 ± 0,65	6,52 ± 0,64	6,23 ± 0,59
G_I (Bq m ⁻²) x 10 ⁻²	2,74 ± 0,32	6,62 ± 0,65	6,24 ± 0,60
G_I / G_V	0,85 ± 0,14	1,13 ± 0,05	1,10 ± 0,05

Tabela 5.3.a: Valores médios das concentrações tanto para apartamentos como para casas.

5.4 - Resultados de outras medidas de campo

Nos últimos anos várias medidas de campo foram feitas em muitos países. Várias foram as técnicas e metodologias utilizadas. Devido às dificuldades de se medir a atividade dos filhos, a grande maioria das medidas de campo acabam apenas medindo a atividade do gás radônio.

Para que possa ser feita uma comparação entre as atividades apenas do gás radônio e as atividades medidas em Campinas-SP, que se referem não só à atividade do ²²²Rn mas também àquela de seus filhos que são emissores alfa (²¹⁸Po e ²¹⁴Po), lançamos mão do conceito de “Equilibrium-Equivalent Decay-Product Concentration (EEDC)” [Swe 83, Naz 88, Dur 97].

A concentração dos filhos do radônio no ar não é geralmente expressa em termos das concentrações individuais, e sim por uma concentração coletiva que é normalizada pelo montante de energia alfa de decaimento que resultará na mistura dos filhos do radônio que está presente. Esta concentração coletiva corresponde ao EEDC, e é calculada levando-se em consideração as energias de decaimento alfa e as meias-vidas dos filhos do radônio segundo a equação:

$$EEDC = 0,104A_1 + 0,514A_2 + 0,382A_3 \quad (5.4.1)$$

onde as quantidades A_1 , A_2 e A_3 correspondem respectivamente às concentrações dos filhos ^{218}Po , ^{214}Pb e ^{214}Bi em Bq m^{-3} ou pCi l^{-1} . A concentração de ^{214}Po não contribui significativamente para esta expressão devido a sua curta meia-vida, que gera um número muito pequeno desse radionuclídeo no ar quando comparado com os outros filhos. Entretanto, a energia alfa do decaimento do ^{214}Po é o maior contribuidor para os coeficientes da equação 5.4.1, desde que a presença de cada um dos três produtos de decaimento prévios necessariamente implica num decaimento do ^{214}Po .

A razão entre o EEDC e a concentração de radônio é chamada de fator de equilíbrio F (equação 5.4.2), sendo igual a 1 se o radônio e seus filhos estiverem em equilíbrio radioativo (e consequentemente tendo a mesma concentração radioativa).

$$F = \frac{EEDC}{A_0} \quad (5.4.2)$$

Em geral, para ambientes internos F varia entre 0,2-0,6 [Naz 88, Dur 97] devido a fenômenos como o plate-out, ventilação e outros fatores ambientais que removem os filhos do ar. Como dito anteriormente, nossa metodologia tem como filosofia central livrar de nossas medidas tais fatores, que acabam gerando muitas controvérsias entre os pesquisadores da área. Outro problema de se usar o fator de equilíbrio para estimar a concentração dos filhos partindo da concentração do radônio, é que F é medido num curto espaço de tempo (em geral fazendo o ar do ambiente passar por filtros que coletam os filhos do radônio, cuja atividade é então medida) em relação a toda a exposição e pode ser pouco representativo desta; daí não é estranho que, em geral,

Uma estimativa do valor médio do fator de equilíbrio (\bar{F}) pode ser expressa pela equação 5.4.3 como [Pau 91]:

$$\bar{F} = \frac{A_1 + A_3}{2A_0} \quad (5.4.3)$$

onde $(A_1 + A_3)/2$ representa a atividade média dos filhos do ^{222}Rn (lembrando que a atividade detectada pelo CR-39 do ^{214}Po , devido à sua curta meia-vida, é, em termos práticos, igual a atividade A_3 do ^{214}Bi).

De acordo com a UNSCEAR [Uns 93], a média global ponderada populacionalmente para a concentração de radônio “indoor” é de 40 Bq m^{-3} , ao passo que o fator de equilíbrio médio é de 0,4. Substituindo este valor em 5.4.3, temos em termos médios a relação entre as atividades do ^{222}Rn e seus filhos no ar dada por:

$$A_1 + A_3 = 0,8A_0 \quad (5.4.4)$$

Portanto, a atividade média apenas do gás radônio, pode ser estimada da atividade total ($A_0 + A_1 + A_3$) como: $A_0 = \frac{A_0 + A_1 + A_3}{1,8}$ (5.4.5)

Utilizando 5.4.5, podemos comparar as atividades médias de nossa medida de campo com atividades médias de medidas de campo onde apenas a concentração do radônio foi medida. A média anual da atividade total no ar medida em Campinas vale $A_0 + A_1 + A_3 = 81,96 \text{ Bq.m}^{-3}$, o que nos leva, tendo em mente as liminações mencionadas anteriormente sobre a adoção de um valor médio para F, a estimativa de $A_0 = 45,53 \text{ Bq.m}^{-3}$ como o valor médio da atividade do radônio nas residências monitoradas.

Na tabela 5.4.a [Uns 93, Dur 97] estão apresentados os resultados de algumas medidas de campo pelo mundo. A atividade média apenas do gás radônio (A_0) é apresentada. A variação desta

atividade é muito grande de localidade para localidade, e está intimamente ligada com o tipo de geologia de cada região, assim como características da construção das residências.

País	Ano	Tipo	Exposição	Residências	A ₀ (Bq.m ⁻³)
Argélia	1987	Exploratória	60 dias	50	32
Argentina - 3 cidades	1990	Preliminar		180	32
Austrália	1990	Nacional	1 ano	3413	12
Bélgica	1991	Nacional	6 meses	450	48
Canada – N. Scotia	1990	Regional	3 meses	719	108
China – 7 províncias	1989	Regional		3945	24
Dinamarca	1985	Nacional	6 meses	496	47
França	1988	Nacional	60 dias	3006	62
Alemanha (F. R.)	1984	Regional	3 meses	5970	49
Alemanha, Cottbus	1989	Regional	3 meses	67	35
Grécia	1988	Exploratória	6 meses	73	52
Hongkong	1991	Regional		140	41
Índia	1991	Exploratória	3 meses	1208	57
Irã – 4 cidades	1988	Exploratória	90 dias	121	82
Itália	1991	Nacional	1 ano	2250	80
Japão	1990	Nacional	1 ano	6000	29
Kuwait	1988	Exploratória	1 ano	69	41
Noruega	1991	Nacional	6 meses	7500	60

Espanha	1991	Nacional		1700	86
Suécia	1990-91	Nacional	3 meses	1360	108
Suíça	1991	Nacional	2,5 meses	1600	70
Síria – 2 áreas	1990	Exploratória	6 meses	77	20
Reino Unido	1991		3 meses	96000	20
Estados Unidos	1991	Nacional	1 ano	5967	46
U.S. – N. Y.	1988	Regional	1 ano	2043	42

Tabela 5.4.a: Atividades médias em alguns países que realizaram medidas de campo, tanto regionais quanto nacionais. Os países com valores de A_0 mais próximas à estimativa de Campinas são Bélgica, Alemanha, Kuwait e Estados Unidos.

No caso de medidas de campo em cidades brasileiras, apesar de poucos dados disponíveis na literatura, citamos o resultado de uma medida feita em residências 13 cidades dos estados do Rio Grande do Norte e Ceará, onde a atividade média do radônio encontrada foi de $17,7 \text{ Bq.m}^{-3}$, onde as altas taxas de ventilação são citadas como principais causas desta baixa atividade média [Mal 97].

6 – Conclusões

I) Vários dos resultados apresentados no item anterior apresentam coerência. Os itens 5.1a, 5.1b, 5.1d (observação sobre o apartamento 86), 5.1e, 5.2b, 5.2c indicam que é a matéria (chão, paredes e forro) que envolve o ambiente de convívio humano, a principal fonte da contaminação que estamos estudando. Este resultado está de acordo com o que é conhecido na literatura [Sor 98, Ken 87, Dur 97].

A importância deste resultado está no fato de que residências com altas atividades podem ser “corrigidas” através de uma melhoria em seu revestimento interno. Nossos dados contêm algumas indicações a respeito da adequação/inadequação desses revestimentos internos: i) não encontramos correlações entre “idade” (declarada pelo morador) e qualidade (constatação visual de

utilizadas (látex) e diminuição das atividades medidas. ii) apenas num caso, em que a pintura interna era de tinta acrílica (residência 4), houve clara redução na atividade medida, iii) como comentado no item 5.1.b casas sem pintura interna ou pintadas apenas com selador ou só caiadas apresentaram atividades maiores do que os valores médios obtidos nesta medida de campo e iv) como comentado no item 5.1.e, piso de cimento queimado (que em geral é feito sem contra-piso e tem pequena espessura) não parece ser adequado.

O que é um revestimento interno adequado é um assunto que precisa ser investigado melhor, mas o fato de que residências sem pintura (5.1.b) apresentarem atividades altas, indica que a pintura das paredes pode ser uma medida eficaz na prevenção da emissão do radônio. Existem trabalhos que mostram que vários tipos de tinta podem ser usados eficientemente para reduzir a emissão de radônio de materiais de construção [Abu 89].

II) Analisamos poucos apartamentos (apenas 7). Observamos que suas atividades são da ordem de 40% menores do que a das casas. Em princípio, este fato pode ser atribuído à sua maior distância em relação ao solo, que, então, não contribuiria como fonte de radônio. Porém, é preciso também se investigar se a baixa atividade ali observada se deve à sua maior “distância” do solo ou ao fato de que a quantidade de matéria (por unidade de volume de ar) que envolve os esses ambientes é menor (uso de paredes finas feitas com tijolos baianos, de amplas janelas ou vitraux com uso intensivo de vidro e plásticos, etc) do que a das residências.

A comparação dos nossos resultados entre apartamentos e casas mostra que o solo parece ser uma importante “fonte” de radônio. Mas a “fonte” mais importante é o material de construção (piso, paredes e forro) que envolve os ambientes de convívio humano.

III) Nossos resultados (item 5.1c) indicam que a ventilação, analisada isoladamente, não parece ser um fator importante no que diz respeito à intensidade das atividades medidas. Isto contraria alguns trabalhos onde a falta de ventilação é um fator determinante na alta concentração de radônio [Sor 98, Ken 89].

Residências atípicas, apresentando atividades elevadas no ar e correspondentes atividades superficiais pequenas, aparecem tanto no gráfico 5.2.1 (6 e 8) como no gráfico 5.2.2 (16, 17, 31, 36, 48, 49 e 57). Isto poderia ser devido à efeitos de turbulência perto dos detetores, causados pelas correntes de ventilação nestas residências.

IV) A não existência de pontos significando altos valores de G e baixos valores de A nos gráficos 5.2.1 e 5.2.2 indica que duas possíveis razões para isso não ocorrem: i) o radônio que penetra no ambiente (pelo chão, paredes e teto) não decai rapidamente nos filhos perto das paredes e ali se deposita; deve ocorrer que primeiro se espalhe pelo ambiente para depois decair, tornando assim correlacionadas as atividades no ar e depositadas nas paredes e ii) as superfícies materiais que envolvem os ambientes estudados não constituem “sorvedouros” excessivos de filhos do radônio do ar, ou seja, não atuam no sentido de “coletar” de forma excessiva os filhos do radônio do ar.

V) Finalmente, neste trabalho fizemos uma medida de campo registrando tanto a atividade de radônio e filhos no ar e a atividade superficial dos filhos do radônio. O enfoque sobre os filhos do radônio, utilizando detectores de traços nucleares, constitui uma novidade em medidas deste tipo, e permitiu que várias características dos filhos e de sua relação com o radônio possam começar a ser estudadas e entendidas. A medição desta contaminação com o enfoque nos filhos, ou dosimétrico –

representar – poderá trazer novas luzes sobre sua real periculosidade. Este trabalho constitui um dos primeiros passos dados nesta direção.

7 – R eferências:

[Abu 82] - Abu-Jarad, F. (1982). *Variation in Long-term Radon and Daughters Concentration with Position Inside a Room*, Radiat. Prot. Dosim. **3**(4), 227-231.

[Abu 88] - F.A. Abu-Jarad (1988). *Application of nuclear track detectors for radon related measurements*, Nucl. Tracks Rad. Meas., vol. 15, 525-534.

[Abu 89] - Abu-Jarad, F. (1989). *“Radon Measurements inside Houses Using Nuclear Track Etch Detectors*, Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 - World

[Arc 97] - Archer, E. V. (1997). *Response to Cohen's Plea for Help*, in Correspondence of Health Physics, vol 73, número 3, 530-531.

[Bar 93] - S.L.C. Barroso, P.C. Beijo, J.C. Hadler N., P.J. Iunes, S.R. Paulo, E.H. Shibuya e C.A. Tello S. (1993). *O Uso de Um Fotomicrodensitômetro de Alta Resolução em Física Nuclear, Dois Exemplos*, Proceedings do Simpósio Técnicas Experimentais em Física (dedicado ao Prof. Marcello Damy de Souza Santos), IPEN/CNEN, São Paulo, SP, 10-11 de dezembro de 1992. Publicação N° 86 da Academia de Ciências do Estado de São Paulo, pag.321-331.

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

[Big 89b] - G. Bigazzi, J.C. Hadler N. e S.R. Paulo (1989). *On Indoor Radon Contamination Monitoring with SSNTDs: Experimental Results Concerning Plate-out and Self-plate-out effects*, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Vol. A280, 506-509.

[Boc 98] - F. Bochicchio, F. Forastiere, D. Abeni and E. Rapiti (1998). *Epidemiologic Studies on Lung Cancer and Residential Exposure to Radon in Italy and Other Countries*. Rad. Prot.

[Cha 77] - A. Chambandet, A. Bernas & J. Roncin (1977). *On the Formation of Heavy Ion Latent Track in Polimeric Detectors*, Radiat. Effects 34, 57-9.

[Coh 80] - B.L. Cohen (1980). *Health effects of radon from insolation of buildings*, Health Physics, vol.39, pp.937-941.

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

[Coh 92] - B.L. Cohen, (1992). *Compilation and integration of studies of radon levels in U.S. homes by states and counties*, Critical Rev. Environ. Control, vol. 23, 243-364.

[Coh 93] - B.L. Cohen (1993). *Relationship between exposure to radon and various types of cancer*, Health Physics, vol. 65, 529-531.

[Coh 95] - B.L. Cohen (1995). *Test of the linear-no threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decay products*, Health Physics, vol. 68, 157-174.

[Coh 97] - Cohen, B. L. (1997). *Response to Archer* , in Correnspondence of Helth Physics, vol. 73, número 2, 531-532.

[Col 96] - J. Cole, M.H.L. Green, B.A. Bridges, A.P.W. Waugh, D. M. Beare, D. Hanshaw, R. Last, Y. Liu e G. Cortopassi (1996). *Lack of evidence for an association between the frequency of mutants or translocations in circulating lymphocytes and the exposure to radon gas in the home*, Radiation Research, vol. 145, 61-69.

[Dor 93] - B. Dorschel e E. Piesch (1993). *A new approach to estimating the equilibrium factor between radon and its daughters*, Rad. Protec. Dosim., vol. 48, 145-151.

[Dur 93] - S. A. Durrani (1993). *Radon as a health hazard at home: what are the facts?*, Nucl. Tracks Rad. Meas., vol. 22, 303-317.

[Dur 97] - Durrani, S. A., Ilic, R (1997). *Radon Measurements by Etched Track Detectors: Applications in Radiation Protection, Earth Sciences and the Environment*, World Scientific Publishing Co, London.

[Fle 78] - Fleischer, R. L. and Mogro-Campero, A (1978). *Mapping of Integrated Radon Emanation for Detection of Long-Distance Migration of Gases within the Earth: Techniques and Principles*, J. Geophys. Res. **83**(B7) 3539-3549.

[For 94] - N. K. Foreman, R. Thorne, P. J. Berry, A. Oakhill e M.G. Mott (1994). *Childhood malignancies in the South-West region of England, 1976-1985*, Med. Pediatr. Oncol., vol. 23, 14-19.

[God 00] - M. Godoy, J. C. Hadler N., P. J. Iunes, S. N. Mestanza, R. A. Oliveira, A. M. Osorio A. and S. R. Paulo (2000). *Effects of Environmental Conditions on the Radon Daughters Spatial Distribution*, A ser submetido para a Radiation Protection Dosimetry.

[Had 82] - Hadler, J. C. (1982). *Medida da Constante de Desintegração do U-238 por Fissão Espontânea*. Tese de Doutorado defendida no Instituto de Física da Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP, Brasil.

[Had 94] - J.C. Hadler N. e S. R. Paulo (1994). *Indoor Radon Daughters Contamination Monitoring: the Absolute Efficiency of CR-39 Taking into Account the Plate-out Effect and Enviromental Conditions*, Radiaton Protection Dosimetry, Vol. 51, N° 4, 283-296.

[Has93] - S. Hashemi-Nezhad e L. S. Peak (1993). *Measurement of plate-out rates of Rn-222 daughters in laboratory conditions: implications for radon dosimetry*, Nucl. Tracks Rad. Meas. Vol. 21, 225-234.

[Hen 93] - D.L. Henshaw (1993). *Radon Exposure in the home: its occurrence and possible health effects*, Contemporary Physics, vol. 34, 31-48.

[Isl 96] - G. S. Islam, S.C. Mazundar e M. A. Ashraf (1996). *Influence of various room parameters upon radon daughter equilibrium indoors*, Radiation Measurements, vol 26, 193-201.

[Ken 89] - Kenawy, M. A. et al. (1989). *Measurements of Environmental Radon-222 concentrations in Indoors and Outdoors in Egypt*, Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 - World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. - pp.527-538.

[Lag 97] - Lagard, F. e Pershagen, G. (1997). *Response to Tsoulfanidis*, in Correspondence of Helth Physics, vol. 73, número 2, 393.

[Low 89] - Lowder, W. M. (1989). *Natural Environmental Radioactivity and Radon Gas*, Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 - World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. - pp.1-17.

[Mal 97] - A. Malanca and L. Gaidolfi (1997). *Environmental Radon in some Brazilian Towns and Mines*, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 69, No. 3, pp. 211-216.

[Mar 93] - G. Marx (1993). *Risks of radioactivity*, Phys. Educ., vol. 28, 121-125.

[Nat 88] - National Research Council, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation (1988). *The health effects of radon and other internally deposited alpha-emitters (BEIR IV)*. National Academy Press, Washington, DC.

[Naz 88] - W.W. Nazaroff and A.V. Nero Jr. (1988). *Radon and its Decay Products in Indoor Air*, J. Wiley, New York.

[Neu 91] - J. Neuberger (1991). *Residential radon exposure and lung cancer: An overview of published studies*, *Cancer Detect. Prev.*, vol. 15, 435-443.

[Pau 91] - S.R.Paulo (1991). *Dosimetria ambiental de Rn-222 e filhos: Medida da eficiência absoluta do CR-39 levando-se em conta os efeitos do plate-out e fatores ambientais*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

[Per 92] - G. Pershagen, Z.-H. Liang, Z. Hubrek, C. Svensson e J.D. Boyce Jr. (1992). *Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women*, *Health Physics*, vol. 63, 179-186.

[Per 94] - Pershagen G, Akerblom G, Axelson O, Clavensjo B, Damber L, Desai G, Enflo A, Lagarde F, Mellander H, Svartengren M and Swedjemark GA, (1994). *Residential Radon Exposure and Lung Cancer in Sweden*, *New Eng. J. Med.*, vol 330, 159-164.

[Pia 94] - Piantodosi, S. (1994). *Invited commentary: ecologic biases*, *Am. J. Epidemiol.* vol. 139, 761-764.

[Por 78] - Porstendorfer, J., A.Wicke and A.Schraub (1978). *The influence of exhalation, ventilation and deposition processes upon the concentration of radon (Rn-222), thoron (Rn-220)*

[Ran 89] - Alain Rannou (1989). *"The Bare Detector and Results of Indoor Radon Survey in France*, Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring in Radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, ICTP, Trieste, Italy, April 3-14, 1989 - World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. - pp.145-163.

[Rea 90] - C. Read (1990). *Linear link found between radon exposure and leukaemia*, New Scientist, 5 May, pp.32.

[Sor 98] - Y. Soroka and A. Molchanov (1998). *Radiation and Radon Survey of Akchatau (Kazakhstan) and Experience with Radon Remedial Measures*, Radiation Protection Dosimetry, vol 78, pp. 231-236.

[Swe 83] - Swedjemark G. A. (1983). *The Equilibrium Factor F*, Health Physics **45**, 453-462.

[Tom 86] - L. Tommasino, D.E. Cherouati, J.L. Seidel e M. Monin (1986). *A plastic-bag sampler for passive radon monitoring*, Nucl. Tracks Rad. Meas., vol. 12, 681-684.

[Tso 97] - Tsoulfanidis, N. (1997). *Residential Radon and Lung Cancer in Sweden*, in Correspondence of Helth Physics, vol. 73, número 2, 393.

[Uns 88] – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR

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

Anexo 1 - Ficha de residência

Identificação do kit: ___ ___ / ___ ___ / ___ ___ ___

Início da exposição: ___ / ___ / ___ Fim da exposição: ___ / ___ / ___

Nome: _____

Endereço: _____

Bairro: _____ fone: _____

Número de pessoas que residem: _____

Tempo de residência: _____

Casa própria ou alugada: _____ Número de fumantes: _____

Local de exposição:

dormitório sala cozinha banheiro

Fumam no local: sim não

Número de janelas: _____

A janela fica aberta:

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

No ambiente existe:

ventilador de teto circulador de ar ar condicionado nada

Fica ligado:

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

o ano todo

Tipo de construção:

alvenaria madeira outros: _____

tijolo maciço tijolo baiano

nova antiga

Forro: alvenaria madeira não tem

Revestimento (reboque): sim não obs:_____

Pintura: sim não

nova antiga Quantos anos:_____

Tipo de tinta:

látex óleo epoxi acrílica não lembra

outras_____

Pintura apresenta fissuras: sim não

peso:_____

obs:_____

Número de comodoss:_____

De maneira geral a residência apresenta boa ventilação: sim não

Insolação:

O sol da manhã bate: quartos sala cozinha banheiro

O sol da tarde bate: quartos sala cozinha banheiro

Piso:

frio taco carpete carpete de madeira contra piso

cimento queimado chão batido

Localização da residência:

avenida rua pavimentada terra

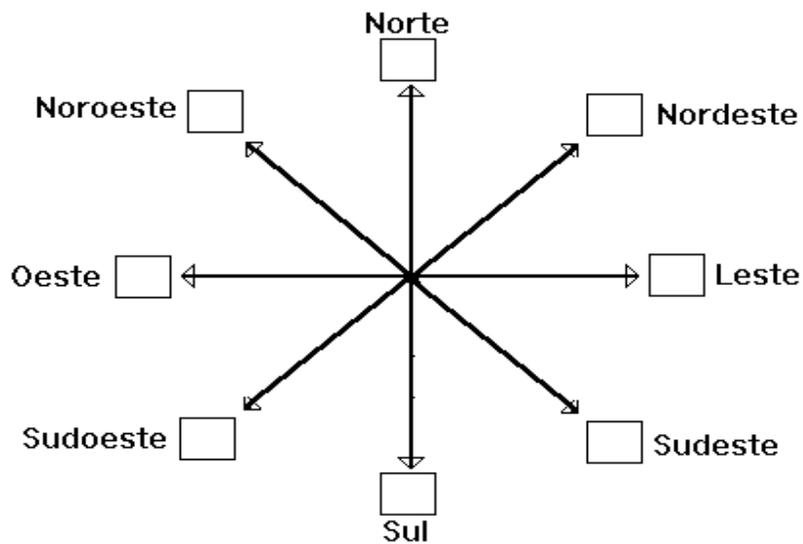
Por perto existe:

chaminé de fábrica pedreira cabos de alta tensão aeroporto

Trafego: intenso médio baixo

Maior número de: caminhões automóveis

Posição da frente da residência em relação aos pontos cardeais:



Croquis da residência (verso).

Anexo 2 - Critério de escolha das residências

Por sugestão dos pesquisadores envolvidos no presente projeto e que têm experiência em pesquisas populacionais, optou-se que o sorteio dos domicílios onde seriam expostos os detetores fosse feito utilizando-se os dados em que a população de Campinas está classificada por faixas de renda média domiciliar. Estes dados se referem ao censo de 1980, já que os do censo de 1990 não

estavam disponíveis ainda. De uma maneira bastante resumida estes dados estão sintetizados na tabela apresentada a seguir, onde as faixas salariais estão em unidades de salário mínimo.

f. salariais	1 a 3	3 a 5	5 a 10	10 a 20	> 20
% População	5,4	22,1	47,3	21,5	3,7

Os dados que consultamos pertencem à Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Campinas. Por estes dados, o Município de Campinas está dividido em 686 Setores Censitários. Setores Censitários são regiões do Município onde vivem aproximadamente 200 famílias (podem ser alguns quarteirões, uma parte de um conjunto habitacional etc.) que têm renda média aproximadamente similar.

O sorteio dos domicílios onde foram expostos os detetores foi feito de acordo com o seguinte procedimento. Utilizando números aleatórios se sorteou um dos 686 Setores Censitários. A seguir se verificou a que faixa de renda ele correspondia e era feita a sua localização nos mapas do Município de Campinas. Em geral, Setores Censitários englobam alguns quarteirões. A escolha de um destes quarteirões era feita seguindo 2 critérios: escolhia-se o quarteirão situado mais ao norte (do mapa) e cuja localização, em termos das ruas que circundavam, pudesse ser claramente estabelecida. Quanto à escolha da rua, escolhia-se a rua situada mais ao norte, ou, quando esse critério não fosse claro, a rua que mais apontasse para o norte quando as ruas que compunham o quarteirão eram olhadas no sentido horário (com o centro do ponteiro do “relógio” situado no centro do quarteirão, obviamente). Quanto à escolha do domicílio, optou-se por escolher o 1º domicílio pertencente à rua escolhida quando ela é percorrida no sentido horário. Caso, por

escolhido deveria distar 3 domicílios do domicílio da 1ª escolha, percorrendo-se a rua no sentido horário (com isto se pretendeu reduzir eventuais realimentações de temores ou preconceitos entre vizinhos próximos). Caso a aplicação deste procedimento implique no “término” da rua, a nova rua escolhida foi a rua contígua à 1ª, percorrendo-se o quarteirão no sentido horário.

A dimensão do espaço amostral foi de cerca de 500 domicílios, sendo que abaixo se encontra a relação das 100 primeiras ruas (domicílios) selecionadas de acordo com o procedimento descrito acima, divididas em tabelas de acordo com as faixas de renda média já mencionadas.

Nessas tabelas, temos, da direita para a esquerda, as seguintes colunas. A 1ª numera as ruas escolhidas. A 2ª é o número do Setor Censitário sorteado. A 3ª dá a localização do quarteirão escolhido numa planta de fácil acesso, que é a Lista Telefônica/Telesp - Endereços. Na 4ª estão os nomes das ruas ou avenidas que circundam o quarteirão escolhido, sendo que a rua escolhida está em **negrito**. A 5ª é uma coluna para observações eventuais.

**Ruas escolhidas nos Setores Censitários com renda média entre
1 e 3 salários mínimos**

Nº	Setor	Planta TELESP	Localização da rua	Observação
1	425	XIX	R. Francisco Mesquita / R. D Gomes/ R. Oswaldo von Zuben	V. Brandina Favela
2	538	I - B2	Estrada dos Amarais/ R.1/ R. 3 / R.4	
3	490	XXVII - A1	R. Alceu Silva/ R. Luiz Palma/ R. Adherbal J B Figueredo / R. Jose Lourenco de As	

			Ferreira/ R. Fco Arruda Camargo	
5	359	XXI - B4	R.Cons.Martin Fco./R.Ernesto C.Reimann/ R.Ernesto Colombari / R.Dr.Sylvio Carvalhães	
6	293	XXX - A4	R.Custódio Teixeira / R.Synira de Arruda Valente	Favela provável/ Vila Georgina
7	520	II - B2/A2	R.Julia Lopes de Almeida	Favela Jd. S. Marcos

**Ruas escolhidas nos Setores Censitários com renda média entre
3 e 5 salários mínimos**

Nº	Setor	Planta TELESP	Localização da rua	Observação
1	672	XXXII	R.Marejana/ R.Itapura/ R.Iracema / Av.Jacaúna	V. Aeroporto favela provável
2	576		R.N.S.das Dores / R.N.S.da Penha/ R.N.S.do Carmo	V.Padre Anchieta - perto G. Electric, distr. N.Aparecida
3	492		Av.J.B.Dunlop/ R.João Argantini / R.Alcides/ R.Odila S.Ferreira	J. Ipaussorana
4	283	XIX - D3	R.Serra da Tijuca / R.Serra dos Cristais/ R.Serra do Amambaí/ R.Serra do Umbuzeiro	S.Fernando
5	577		R.N.S.das Dores / R.N.S.Aparecida/ R.Papa Marino/	V. Padre

6	401	XXI/XXII - D4	Av.Pres.Juscelino K./ R.Almirante C. José de Melo/ R.Fco. Bagardo/ R.Sargento S. Hollenbach	
7	483	XXXII - C4	R.Antonio F.Von Ha/ R.Leoncio Brasileiro/ R.Joaquim C. Filho/ R.8	J. Santa Terezinha
8	237	XIX - D2	R.Serra do Parati/ R.Serra de Ibicaba/ R. Serra da Boa Vista/ R.Serra das Vertentes	
9	610		Chácara Bocaiúva Nova, Estr. Campinas-Jaguariúna, km 14	
10	427	XXVI - A1	R.B.Maluf/ R.Salim Jorge/ R.P.C. da Silva/ Av.das Andorinhas	
11	558	XXXII - C1	R.15/ R.3/ R.Jacomin/ R.Mirian	
12	334	XXV - B3	R.S.da Pedra Bonita/ R.Serra do Caracol/ R.Dr.Laerte de Moraes/ R.Praia de Embaré	
13	557	XXXII - D1	R.Jaçanã/ R.Jetibá/ R.Suassuna/ R.Jacomin	
14	596		Av.1/ R.6 / R.5/ R.1	Jd.Santos - Viracopos
15	437	XXVII - A3	R.Adolpho G.Barros/ Av.Rui Rodrigues/ R.Arlindo Gomes/ R.Cônego Pompeu de Camargo	
16	480	V - D1	R.Luis Moretzshon/ R.Ovídio de A. Nogueira/ R.Felipe dos Campos/ R. Oscar Carnielli	
17	349	XXVII - C2	R.das Magnólias/ R.dos Gerânios/ R. dos Manacás	
18	453	X - B2	R.Dr.João D.R.Nelo/ R.Dr. Valter Pereira de Queirós/ Av.Mal.Rondon/ R.Sto. João Bandoni	
19	518	II - C2	R.Bento Simões Vieira/ R.Reynaldo Bolliger/ R.Sarah Bernhardt	
20	511	V - C2	R.Bruna de Grazia/ R.7/ R.Julian B. MacFaden	

			Arcanjo / R.S.José do Rio Pardo	

**Ruas escolhidas nos Setores Censitários com renda média entre
5 e 10 salários mínimos**

Nº	Setor	Planta TELESP	Localização da rua	Observação
1	312	XV -	Av.Padre Gaspar Bertori/ R.Z.S. Cantusio/ R.Gerônimo Campos Freire	
2	420	VIII -	R.E.Pessoa/ Av.Antonio S.Carvilinho/ R. P. de M.Duarte	
3	389	XXXI	R.E.C.Viana/ R.M.J.Mocarzel/ R.Antonio B. Garcia/	
4	61	XVII - C2	Travessa M.Freire Dias/ R.Barão de Monte Mor/ R. 24 de Maio	
5	344	XXXI - B1	R.Tabira/ R.Pirajibe/ R.Itajiba	
6	327	XIII - A3	R.Prof.M.de Carvalho/ R.Leonardo da Vinci/ R.Padre Anselmo	Lagoa Taquaral
7	31	XVII - D4	Av.João Jorge/ R.Fco.Teodoro/ R.S.Carlos/ R.Sales de Oliveira	Teatro Castro Mendes
8	507	VI - A4	R.Caiapós/ R.Tapajós/ R.dos Potiguaras/ R.Nicolau Seroni	Vila M.V.Cury
9	217	XVI - D1	R.Carlos A.Gobbi/ R.Anisia F.B.Augusta/ R.Dr.R.Moreira	

11	33	XXVII - C3	R.Andrade Neves/ R.Gen.Osório/ R. 11 de Agosto/ R. Bernardino de Campos	
12	383	VIII - D2	R.C.Zanini/ R.Antonio Pavin/ R.Heitor Villa Lobos / R.B.Reinhardt	
13	89	XXIV - A2	R.Vitoriano dos Anjos/ Av.da Saudade/ R.da Abolição/ R.B.Sena	
14	171	XXII - B4	R.Jacinta de Andrade Couto/ R.Fco. A.de Almeida / R.Luiz F. de Camargo/ R.Manoel Fco. Monteiro	
15	614	XXXV - A1	R.Edmundo Panucio/ R.Jurandir Ferraz / R, Ângela Palma/ R.Alberto Bosco	
16	308	XXII - B1	Padre Donizeti Tavares de Lima / R.Umpés/ R.Rev.Constâncio H.Omegna/ R.Itapecirica da Serra	
17	85	XVIII - C2	R.Padre Vieira/ Av. Aquidabã/ R.Boaventura do Amaral / R.Uruguaiana	
18	136	XVI - D3	R.M.Monteiro/ R.Cel.Joaquim Monteiro/ Av.Abelardo P.Amaral / R.Manoel J.O. Rocha	
19	301	XXIX - C4	R.Arnaldo I.Checenia / R.Dr. Antonio C. Neves Jr./ R.Profa. Myria Y.Lopes/ R. Jerônimo Tognolo	
20	531	III - B2	R.Antonio César/ R.Dr.João Valente do Couto/ R.Valdemar S.Marques / R. Fco. Manoel da Silva	
21	574	XV - C2	R.Nilo Peçanha / R.Sybele C.Andrade/ R. Vicente Bellochio	
22	99	XXIII - A1	R.Ceará / R.Alagoas/ R.Pernambuco/ R. Paraíba	
23	435	XXVII - B4	R.Itatiba/ R.Monte Mor / R.Pedreira/ R. Artur Nogueira	
24	363	XV - B4	R. L.A. Martins / R.Profa.Arlete T.Pizão/	

25	505	VI - A2	R.Carajás/ R.Caiabis/ R.dos Maracatins/ R.dos Ignás	
26	173	XVI - D2	R.Carlos A.Gobbi/ R.Nísia F.B.Augusta/ R.Álvaro S.Bandosi	
27	348	XXVIII - C3	R.Anton Von Zuben/ R.76/ R.34/ R.36	
28	402	XXI - C4	R.Dr.Sylvio Carvalhaes/ R.Frei Caneca / R.Silvio Rizzardo/ R.Manoel C.Paez de Andrade	
29	78	XVII - A4	R.14 de Dezembro/ R.Sacramento/ R. Mal. de Deodoro/ R.Dr.Quirino	
30	632	XXXVII - C2	R.Cecira P.Pataro/ R.Carlos Monteiro/ R.R.Souza/ R.Antonio N.Zanchetto	
31	637	XXXVII - B1	R.Marcolina M.Leme/ R. Abel J. Bonome/ R.Armando S.Bonome/ R.Esterina P.Lopes	
32	506	VI - A3	R.dos Caiapós/ R. dos Guainumbis/ R.dos Guaianás/ R.Quintino P.Maldonnet	
33	310	XVI - B1	R.Raul Soares de Moura/ Av.Brig. Raphael T. Aguiar/ R. José da Silva Pinto/ Av. Joaquim U. Sarnento	
34	653	XXXVI - C1	R.Adélia B. Marchini/ R.Carlos Pellegrini/ R.Felício Tavella/ R.7	
35	321	VI - D3	R.Carolina Florence/ Av. Teodoreto A. Camargo/ R. Arthur Paioli	
36	288	XXV - D2	Av.Eng.Augusto Figueiredo/ R. Amélia R. Martins/ R.Fernão D.Paes/ R.Eng. Ciro Lustosa	
37	199	XXV - B1	R.Porto Ferreira/ R.Dom Otávio / R. Nicota Bayeux	
38	218	XXVI - C3	R.Alamir C. Silva/ R.José Vaccaro/ R. Leonardo de	

39	207	XXIX - A4	R.Serra Azul/ R.Taquaritinga/ R.S.Miguel Arcanjo/ R.República Dominicana	
40	276	VII - D4	Av.N.S.de Fátima/ R.Alexander von Humboldt / R.Andradina/ R.Pedro Banhome	
41	413	X - C2	R.Antonio T.Pagano/ R.Guido Segalli/ R.Mário Arnielli/ Av.Dr.Horácio A.Costa Jr.	
42	377	VII - D3	R.Luis Marsaioli/ R.João R. Dávilla/ R. Vital Brasil / R. Ottmar Mergenthaller	
43	27	XVIII - D2	R.Proença / R.Dr.Quirino/ R.Dr.Tito J. de Lemos/ R.Prof.Luiz C. Monteiro	
44	133	XXII - A4	R.Rio de Janeiro / R.Capão Bonito/ R. Campos do Jordão/ Av. João B. Morato do Canto	
45	32	XVII - C3/D3	R.Dr.Sales de Oliveira/ R.Fco.Teodoro / R. Rangel Pestana/ R.Penteado de Moraes	
46	313	XI - D1	R.Reinaldo Laubstein / R.Exp.L.Alves Camargo/ R.Fernando da Cruz Paz	

Ruas escolhidas nos Setores Censitários com renda média entre

10 e 20 salários mínimos

Nº	Setor	Planta TELESP	Localização da rua	Observação
1	260	XI - C3	Av.João Erbolato / R. J. Carlos do Amaral/ R. D.	J. Cpadão

2	221	XII - D1	R. Orlando Carpino/ Av. Dr. Alberto Sarmiento/ R. Teodoro Langart	Castelo
3	150	XIII - C3	R. dos Alecrins/ R. Com. Querubim Uriel/ R. Cap. Fco de Paula/ R. Ana Jarvis	
4	87	XVIII - D3	Av. Monte Castelo/ Av. dos Esportes/ R. T. Ortale	
5	21	XVIII - C1	Av. Moraes Sales/ R. Barão de Jaguará/ R. Cônego Cipião/ R. Dr. Quirino	Centro
6	315	XI - B3	R. Con. Manoel Garcia/ R. Donato D'Otaviano/ R. Fco Dagostinho/ R. J. Carlos do Amaral	Esc. Cadetes
7	267	XII - B3	Av. Inp. Leopoldina/ R. Dom Pedro I/ R. Frei Manoel da Ressureição	
8	193	VIII - D4	R. Carolina Prado Penteado/ R. Dr. Jesuino Marcondes Machado/ R. P. N. Purchio/ R. Helena Steinberg	
9	75	XVII - A4	Av. Orozimbo Maia/ R. Delfino Cintra/ R. Cap. J. Souza	
10	408	XXI - A3 e XV - D3	R. Fco Xavier Andrade Nogueira/ R. E. S. Alvez/ R. Castelnuovo/ R. Oswaldo Barthelson	
11	118	XVIII - B2	R. Cel. Quirino/ R. Conceição/ R. José Pires Neto/ R. Cel. Fco Andrade Coutinho	
12	43	XVII - A2	R. Ten. Antonio R. Almeida/ R. Dr. Barbosa de Barros/ R. A. Guimarães	
13	651	XXXVI - B4	R. Cel. Alfredo A. do Nascimento/ R. Riachuelo/ R. Humaitá/ R. Siqueira Campos	
14	319	XII - B2	R. Dr. Franz W. Daffert/ Av. Fco Jose de Camargo Andrade/ R. Dona Rosa de Gusmão/ R. Ten. Haroldo	

15	128	XXIV - C1	R. Pe Leonel França/ R. Fco Moraes Junior/ R. S. Jorge/ R. Otoniel Mota	
16	220	XI - D3	R. Domingos Moro/ R. Benedito G. Nascimento/ Av. Mal. Rondon/ Av. Circular	
17	223	XII - C2	R. Oliveira Cardoso/ R. Frei Manoel da Ressureição/ R. Dr. Miguel Penteadó/ R. Barbosa Andradde	
18	374	VI - D3	Av. Machado de Assis/ R. Stanislau F. Camargo/ R. Dimas T. Piza/ Tv. M. de Assis	
19	315	XI - B3	R. Fco D'Agostini/ R. Rafael Luporini/ R. João Carlos do Amaral/ R. Donato D'Otaviano	
20	225	XII - C3	R. Rev. Eduardo Lane/ R. Dr. P. Lobos/ Av. Brasil/ R. Gonçalves Cezar	
21	364	XV - B3	Av. Pe Gaspar Bertone/ R. Duarte Suriani/ R. Exp. Arlindo Favorato/ R. Com. Geronimo Campos Freire	Conj. Hab. Bandeirantes

**Ruas escolhidas nos Setores Censitários com renda média maior que
20 salários mínimos**

Nº	Setor	Planta TELESP	Localização da rua	Observação
1	316	XI - B4	Av. Papa Pio XII/ R. Sampaio Vidal/ Av. Cel. A. Bueno/ R. H. J. Pereira	
2	153	XVIII - A4	R. Maria Conceição F. Andrade/ R. Dr. Hermes Braga/ R. R. P. E. Siqueira/ R.	

			Antonio Augusto de Almeida/ R. TÁCILA M. C. SILVA	
4	236	XIV - D2	R. Ezequiel Magalhães/ R. José Bonifácio/ R. Dr. F. Amêndola	
5	638	XXXVII - A4	R. Olimpio Miranda/ R. Gustavo Doná/ R. Prof. Ferreira Lima/ R. Manoel Gomes	

Todos os detetores foram fixados sobre uma parede, à meia altura e o mais longe possível de objetos (já que estes alteram a distribuição espacial dos filhos do Rn-222).

A distribuição dos detetores foi feita por equipes treinadas constituídas por funcionários da Prefeitura Municipal de Campinas e por membros de nosso grupo de pesquisa. Antes da instalação dos detetores em cada residência, os membros da equipe pediram permissão aos moradores e explicaram-lhes o objetivo e a importância da medida, além de esclarecer que os detetores não representam qualquer forma de perigo. Esse procedimento foi necessário para minimizar as perdas ou danos nos detetores por parte da população, o que normalmente ocorre nesse tipo de medida de campo. Nos casos em que a permissão não fora obtida, escolhemos a terceira residência seguinte, seguindo-se no sentido horário.

Os detetores permaneceram em exposição durante um tempo aproximado de 6 meses. Eles foram retirados seguindo-se uma seqüência aleatória. Cada dia útil foram retirados cerca de 10 detetores, os quais foram guardados em envelopes contendo códigos de identificação (número do setor e região do mapa da Telesp).

Além dos físicos que tomam parte deste projeto, colaboraram e/ou prestaram assessoria para a realização deste sorteio os seguintes especialistas.

1- Prof. Jair Santos, Prof. Titular da Fac. de Higiene e Saúde Pública da USP.

2- Eng. Zoraide Itapura de Miranda, Diretora do Depto de Meio Ambiente da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente.

3- Socióloga Terezinha Silveira Alves, Chefe da Divisão de Planejamento II da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente.

4- Arq. Flávio Gordon, Coordenador da Coordenadoria de Controle Ambiental da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente.