



**CONTROLE RADIOMÉTRICO AMBIENTAL NAS IMEDIAÇÕES
DO INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA**

Maria Inez Bedani

**DISSERTAÇÃO E TESE - IEA 131
IEA - DT - 131**

JUNHO/1979

CONSELHO DELIBERATIVO

MEMBROS

Klaus Reinach – Presidente
Roberto D'Utra Vaz
Helcio Modesto da Costa
Ivano Humbert Marchesi
Admar Cervellini

PARTICIPANTES

Regina Elisabete Azevedo Baretta
Flávio Gori

SUPERINTENDENTE

Rômulo Ribeiro Pieroni

**CONTROLE RADIOMÉTRICO AMBIENTAL NAS IMEDIAÇÕES
DO INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA**

María Inez Bedani

*Dissertação para obtenção do Título de "Mestre -
Área Tecnologia Nuclear" - Orientador Dr. Gian-María
A. A. Sordi. Apresentada e defendida em 20 de ou-
tubro de 1978, no Instituto de Energia Atômica.*

INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA
SÃO PAULO - BRASIL

Série DISSERTAÇÃO E TESE IEA

INIS Categories and Descriptors

C52

Environment
Radiation protection
Radiation monitoring
IEA R-1 reactor
Nuclear facilities
Regional analysis - ?
Radiation doses
Release limits
Measuring methods
Environmental exposure pathway
Waste disposal
Cost benefit analysis

NOTA: A redação, ortografia, conceitos e revisão final são de responsabilidade dos autores.

SUMÁRIO

Página

CAPÍTULO I

1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 – Objetivos do Controle Radiométrico Ambiental	1
1.2 – Princípios Básicos de Proteção Radiológica para a População	3
1.2.1 – Conceitos Básicos	3
1.2.1.1 – Risco	3
1.2.1.2 – Dano	3
1.2.1.3 – Dose Absorvida Coletiva e Dose Equivalente Coletiva	6
1.2.1.4 – Dose Equivalente Concomitante	7
1.2.2 – Recomendações da ICRP	7
1.3 – Modelos de Exposição para a Eliminação de Resíduos Gasosos e Líquidos	9
1.4 – Objetivos do Trabalho	10

CAPÍTULO 2

2 – DETERMINAÇÃO DOS LIMITES PARA DESCARGAS NO AMBIENTE	10
2.1 – Características da Região	13
2.1.1 – Localização do IEA	13
2.1.2 – Densidade de População	13
2.1.3 – Características Meteorológicas	13
2.1.4 – Características Hidrológicas	13
2.1.5 – Utilização do Solo	17
2.2 – Produção de Resíduos Radioativos no IEA	17
2.2.1 – Resíduos Provenientes do CPMR	17
2.2.2 – Resíduos Provenientes do Reator IEAR-1	18
2.2.3 – Resíduos Provenientes de outros Centros do IEA	18
2.3 – Cálculo dos Limites Derivados	18
2.3.1 – Grupo Crítico	18
2.3.2 – Eliminação de Resíduos Gasosos e Líquidos	19
2.3.3 – Vias Críticas de Transferência	22
2.4 – Cálculo da Dose Equivalente Coletiva	22
2.4.1 – Eliminação de Resíduos Gasosos: Inalação e Ingestão	22
2.4.2 – Eliminação dos Resíduos Líquidos	24
2.4.3 – Vias Críticas de Transferência	25
2.5 – Análise Diferencial Custo-Benefício	28
2.5.1 – Eliminação de Resíduos Gasosos	29

2.5.2 – Eliminação de Resíduos Líquidos	26
2.5.2.1 – Construção de mais uma Unidade de Decaimento em Série	26
2.5.2.2 – Eliminação dos Isótopos de Telúrio no Solo	26
2.5.2.3 – Incorporação dos Isótopos de Telúrio em Cimento	29
2.5.2.4 – Instalação de uma Usina de Tratamento Químico em Série com a Instalação Atual	29
2.5.2.5 – Construção de uma Usina de Evaporação de Resíduos Líquidos ...	29
2.6 – Limites Derivados Otimizados	32

CAPÍTULO 3

3 – TÉCNICAS DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL PARA O CONTROLE DOS LIMITES DERIVADOS OTIMIZADOS DE DESCARGA	32
3.1 – Considerações Gerais	32
3.2 – Monitoração do Ar	32
3.3 – Monitoração da Água	34
3.3.1 – Concentração e Separação do ¹³¹ I	35
3.3.1.1 – Concentração por Precipitação	35
3.3.1.2 – Concentração por Troca-Iônica	35
3.3.1.3 – Concentração por Extração com Solvente	36
3.3.1.4 – Concentração por Destilação	36
3.3.1.5 – Concentração por Evaporação	37

CAPÍTULO 4

4 – MÉTODOS E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NO CONTROLE AMBIENTAL DO IEA ...	37
4.1 – Métodos para Determinação dos Parâmetros de Diluição	38
4.1.1 – Na Atmosfera	38
4.1.2 – Em Cursos de Água	38
4.2 – Métodos Utilizados na Monitoração	38
4.2.1 – Monitoração do Ar	39
4.2.2 – Monitoração da Água	39
4.2.2.1 – Amostras de Água Antes da Eliminação	39
4.2.2.2 – Amostras de Águas do Ambiente	40
4.3 – Equipamentos Utilizados	40
4.4 – Determinação da Reta de Calibração e Radiação de fundo (BG)	41
4.5 – Determinação da Eficiência dos Filtros e de seu Sistema de Detecção	42
4.5.1 – Filtros de Carvão Ativo	42
4.5.2 – Filtros de Papel	44
4.6 – Determinação da Eficiência do Sistema de Detecção para as Amostras de Água	44

CAPÍTULO 5

5 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS DO CONTROLE RADIOMÉTRICO AMBIENTAL	45
5.1 – Determinação dos Parâmetros de Diluição	45
5.1.1 – Na Atmosfera	45
5.1.2 – Na Rede de Esgotos da Cidade Universitária	45
5.2 – Monitoração do Ar	45
5.3 – Monitoração da Água	47
5.3.1 – Antes da Eliminação no Ambiente	47
5.3.2 – Amostras de Águas do Ambiente	48

CAPÍTULO 6

6 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES	51
6.1 – Determinação dos Parâmetros de Diluição	51
6.1.1 – Na Atmosfera	51
6.1.2 – Em Cursos de Água	53
6.2 – Monitoração do Ar	54
6.3 – Monitoração da Água	54
6.3.1 – Antes da Eliminação no Ambiente	54
6.3.2 – Amostras de Águas do Ambiente	55

CAPÍTULO 7

7 – SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	56
---	-----------

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
---	-----------

LISTA DAS TABELAS

	Página
Tabela I – Densidade de População nas Imedições do IEA	13
Tabela II – Atividade dos Radionuclídeos Presentes nos Resíduos Líquidos Antes do Tratamento Físico-Químico	17
Tabela III – Limites Derivados para os Radionuclídeos mais Importantes do Ponto de Vista Radiossanitário	22
Tabela IV – Dose Equivalente Coletiva por Inalação	23
Tabela V – Dose Equivalente Coletiva por Ingestão	24
Tabela VI – Dose Equivalente Coletiva na População por Unidade de Atividade (1Ci) dos Radioisótopos Eliminados	25
Tabela VII – Análise Diferencial Custo-Benefício do Resíduo Gasoso ¹³¹ I	27
Tabela VIII – Dose Equivalente Coletiva Resultante da Eliminação de Resíduos Líquidos com a Instalação Atual de Tratamento	27
Tabela IX – Dose Equivalente Coletiva Resultante da Eliminação de Resíduos Líquidos com a Construção de mais uma Unidade de Decaimento	28
Tabela X – Análise Diferencial Custo-Benefício dos Resíduos Líquidos	31
Tabela XI – Limite Derivado Otimizado (LDO) para Eliminação de Resíduos Gasosos e Líquidos	32
Tabela XII – Energia das Fontes Utilizadas na Calibração e o Respectivo Canal	41
Tabela XIII – Fator de Diluição do ¹³¹ I na Atmosfera	45
Tabela XIV – Diluição dos Resíduos Líquidos na Rede de Esgotos da Cidade Universitária ..	46
Tabela XV – Atividade Eliminada de ¹³¹ I nos Efluentes Gasosos	46
Tabela XVI – Atividade Eliminada de ¹³¹ I e ^{133m} Te nos Efluentes Líquidos	48
Tabela XVII – Limites Derivados de Concentração para os Radionuclídeos mais Significativos Eliminados nos Resíduos Líquidos das Instalações do IEA	53

LISTA DAS FIGURAS

	Página
Figura 1 – Frequência de Fatalidades de Eventos Naturais	4
Figura 2 – Frequência de Fatalidade de Eventos Causados pelo Homem	5
Figura 3 – Relação entre o Custo de Proteção Radiológica e o Custo do Dano	8
Figura 4 – Vias Simplificadas de Transferência entre o Material Radioativo Liberado na Atmosfera e o Homem	11
Figura 5 – Vias Simplificadas de Transferência entre o Material Radioativo Liberado em Águas Superficiais e Subterrâneas (Incluindo Oceanos) e o Homem	12
Figura 6 – Percorso dos Esgotos Radioativos do IEA	14
Figura 7 – Percorso do Rio Pinheiros até a Represa Billings	15
Figura 8 – Represa Billings	16
Figura 9 – Modelo de Exposição para a Eliminação de Resíduos no Ar	20
Figura 10 – Modelo de Exposição para a Eliminação de Resíduos na Água	20
Figura 11 – Alternativas de Tratamento para os Resíduos Líquidos	30
Figura 12 – Espectros de Radiação de Fundo para 2000 minutos de Contagens Utilizando o Detector Ge(Li)	43
Figura 13 – Espectro de uma Amostra de Ar no Detector de NaI(Tl) para 10.000 segundos de Contagem	47
Figura 14 – Espectros de uma Amostra Concentrada e outra não, Medidas num Detector Ge(Li), Durante 100 minutos	49
Figura 15 – Curva de Eluição do ¹³¹ I de Resina Dowex 1 x 8 com Solução KNO ₃ (1M)	50
Figura 16 – Fator de Diluição na Atmosfera para a Condição de Estabilidade "F" de Pasquill ..	52

CONTROLE RADIOMÉTRICO AMBIENTAL DAS IMEDIAÇÕES DO INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA

Maria Inez Bedani

RESUMO

A autora, neste trabalho, determinou os limites derivados otimizados (LDO) para descargas no ambiente, dos resíduos líquidos e gasosos provenientes do Instituto de Energia Atômica (IEA), segundo as recomendações da "International Commission on Radiological Protection" (ICRP). Procurou fixar as técnicas de monitoração ambiental em caráter rotineiro, com a finalidade de assegurar que esses limites sejam respeitados.

O tratamento de resíduos líquidos que dá origem às descargas otimizadas, resultantes de análise custo-benefício, é a eliminação dos radioisótopos de meia-vida média no solo. Para o ^{131}I , o valor do LDO é de 50 mCi/a e 7,5 Ci/a para os efluentes gasosos e líquidos, respectivamente. Determinou-se também os valores dos LDO para os outros radionuclídeos de interesse radiossanitário nos resíduos líquidos.

A autora estudou as técnicas de monitoração ambiental mais viáveis para o IEA e determinou-se os parâmetros de diluição do material radioativo no ar e nos cursos de água. Os locais de coleta das amostras foram escolhidos para obter dados que fossem os mais representativos para a avaliação de dose no grupo crítico e de prejuízo à população.

Além da calibração dos sistemas de detecção, procedeu-se à padronização dos métodos radioquímicos utilizados na determinação dos radioisótopos presentes nos resíduos, tendo em vista a avaliação de suas concentrações nas vias de transferência principais.

CAPÍTULO 1

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Objetivos do Controle Radiométrico Ambiental

O local de uma instalação nuclear deve ser analisado levando-se em conta as condições ambientais e outros fatores, a saber: densidade de população, utilização de terra pelo homem e hábitos alimentares que possam influenciar ou comprometer sua localização. Além disso é necessário conhecer a radioatividade natural nesta região com o objetivo de determinar as variações produzidas por futuras descargas de material radioativo provenientes da instalação.

Os radionuclídeos das séries radioativas naturais, juntamente com o potássio-40 são os contribuintes principais à radioatividade ambiental. Contribuem ainda para essa radioatividade natural os radioisótopos decorrentes da radiação cósmica.

A análise das condições ambientais e dos outros fatores mencionados acima é conhecida como análise pré-operacional e objetiva^(28,34,26) conhecer:

Aprovada para publicação em Novembro/1978.

1.2 – Princípios Básicos de Proteção Radiológica para a População

1.2.1 – Conceitos Básicos

A indústria nuclear, como qualquer atividade humana, apresenta um certo risco para a população. A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP), ao fixar os limites de dose, procurou enquadrar a indústria nuclear entre as indústrias internacionalmente conhecidas como as "mais seguras"⁽⁵⁰⁾.

Atualmente, o risco que uma instalação nuclear pode apresentar e os danos que podem advir à população como consequência dessa instalação, podem ser representados por uma expressão matemática simples⁽³³⁾, como se verá a seguir.

Os conceitos de risco, dano, dose equivalente coletiva e dose equivalente concomitante, usados neste trabalho, correspondem às definições dos termos "risk", "detriment", "collective dose equivalent" e "dose equivalent commitment", dados em publicação da ICRP⁽⁵⁰⁾.

As figuras 1 e 2 mostram a frequência de fatalidades por alguns eventos naturais e por outros artificiais produzidos pelo homem, comparadas com as fatalidades causadas por 100 reatores nucleares de potência⁽⁶¹⁾.

1.2.1.1 – Risco

Define-se risco (R) a probabilidade de um dado indivíduo sofrer efeito deletério como resultado de uma dose de radiação. Se r_i é a probabilidade de sofrer o efeito i, então:

$$R = 1 - \prod_i (1 - r_i)$$

Quando os diferentes efeitos são mutuamente exclusivos, ou quando $r_i \ll 1$ mesmo que os efeitos não sejam mutuamente exclusivos, a expressão acima reduz-se a:

$$R = \sum_i r_i$$

1.2.1.2 – Dano

Denomina-se dano (G) ao conceito matemático de "valor esperado do malefício à saúde provocado por uma exposição à radiação considerando-se não só as probabilidades de cada tipo de efeito deletério, mas também a gravidade dos efeitos. Assim, se p_i é a probabilidade de sofrer o efeito i, cuja gravidade é expressa por um fator de peso g_i , o dano (G_k), num grupo k constituído de N_k indivíduos é:

$$G_k = N_k \sum_i p_{i,k} g_{i,k}$$

O dano pode ser avaliado pela dose equivalente coletiva resultante na população como consequência do funcionamento da instalação nuclear.

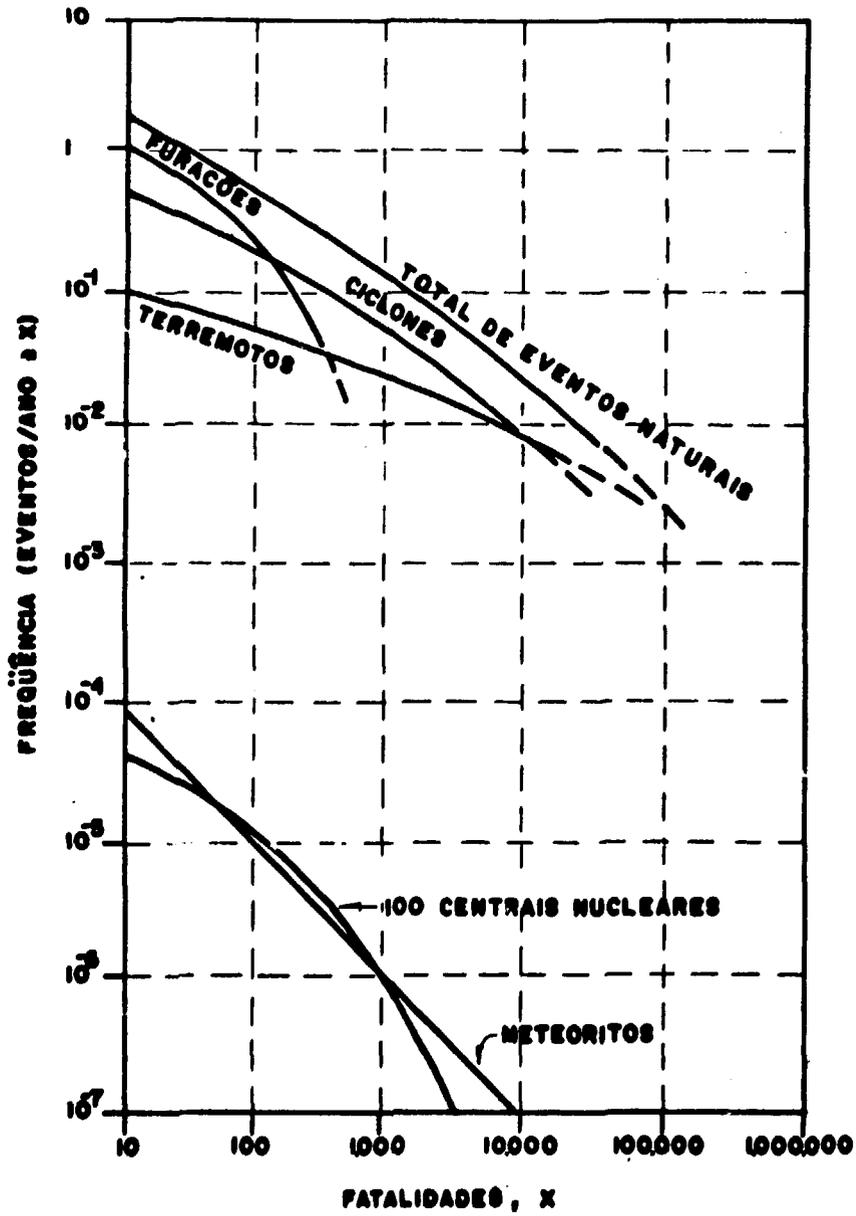


Figura 1 - Frequência de Fatalidades de Eventos Naturais

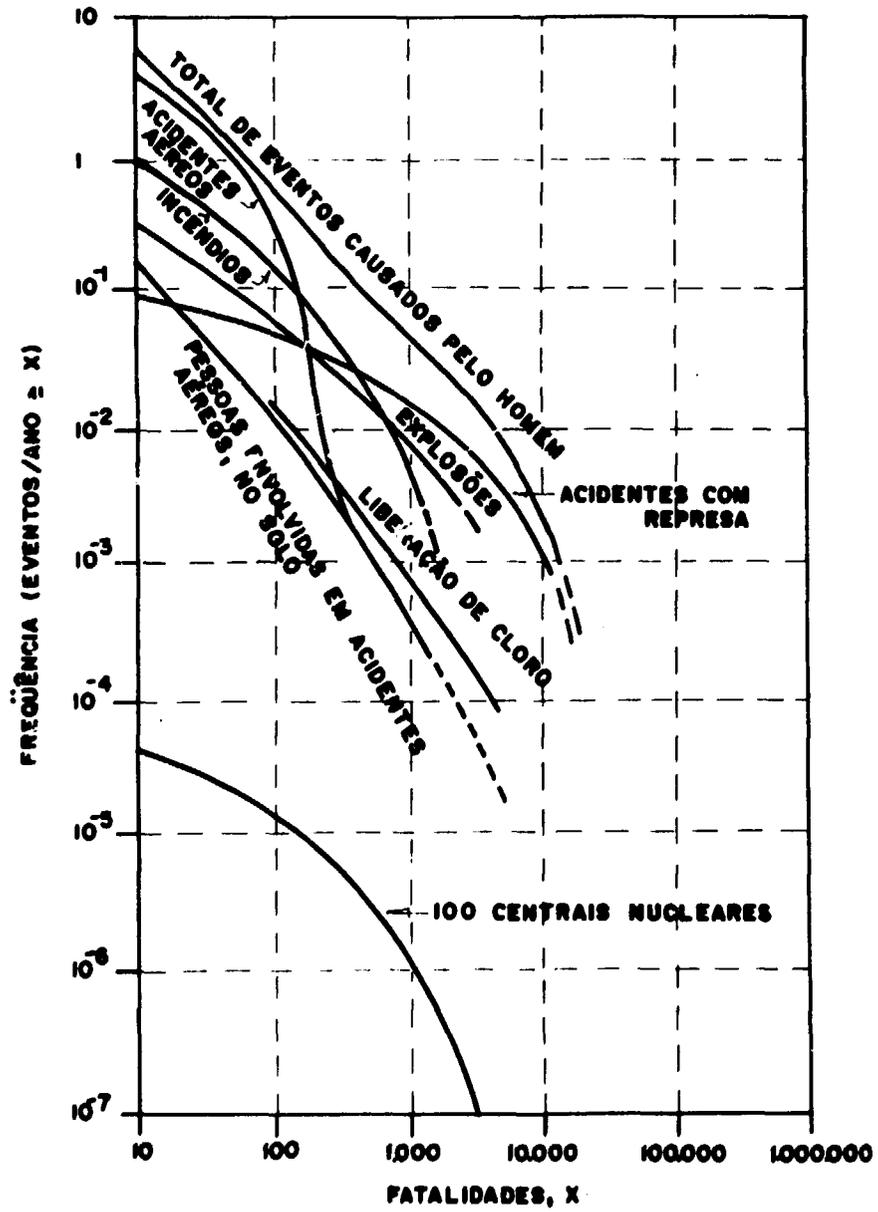


Figura 2 - Frequência de Fatalidades de Eventos Causados pelo Homem

1.2.1.3 – Dose Absorvida Coletiva e Dose Equivalente Coletiva^(50,31,32)

A dose absorvida coletiva (S^D) num grupo da população é definido pela fórmula:

$$S^D = \sum_k N_k \bar{D}_k$$

onde:

\bar{D}_k = é a dose média recebida pelos indivíduos no grupo k (rad^o).

N_k = é o número de indivíduos no grupo k.

A dose absorvida coletiva (S^D_k) pode referir-se a um grupo, a um subgrupo ou à população como um todo e é expressa em rad-homem. Da mesma forma, a dose equivalente coletiva (S^H), expressa em rem-homem, pode ser calculada:

$$S^H = \sum_k N_k \bar{H}_k$$

onde, \bar{H}_k é a dose equivalente média recebida pelos indivíduos no grupo k (rem^o).

Pode verificar-se que a dose equivalente coletiva está relacionada ao risco e dano definidos anteriormente. Considerando-se a hipótese da linearidade entre dose e efeitos, pode-se escrever:

$$p_{i,k} = r_{i,k} \bar{H}_k$$

onde:

$p_{i,k}$ = é a probabilidade de adquirir o efeito i pelo grupo k, e

$r_{i,k}$ = é o coeficiente de risco.

Supondo que a gravidade do efeito é independente de sua frequência, substituindo-se esta última expressão na que define o dano, pode-se escrever:

$$G_k = N_k \cdot \sum_i r_{i,k} \cdot H_k \cdot p_{i,k}$$

ou

$$G_k = N_k \cdot H_k \cdot \sum_i r_{i,k} \cdot p_{i,k}$$

(*) – rad = é a unidade de energia absorvida. 1 rad = 100 erg/g = 1/100 J/Kg. Em junho de 1975, introduziu-se uma nova unidade, o Gray. 1(Gy) = 1 J/kg = 100 rad, que substituiu o rad.

(**) – rem = é a unidade de dose equivalente. 1 rem = 1 rad . FQ . FD, onde FQ é o fator de qualidade e FD, o fator de distribuição. Depois do Gray foi introduzida uma nova unidade para a dose equivalente, o Sievert (Sv). 1 Sv = 1 Gy . FQ . FD. As unidades rem e rad continuarão válidas durante os próximos 10 anos, juntamente com as novas, a partir de junho de 1975.

ou ainda $G_k = S_k \cdot \sum_i r_{i,k} \cdot g_{i,k}$

onde, a somatória é uma constante que independe da dose coletiva S_k .

1.2.1.4 – Dose Equivalente Concomitante⁽⁵⁰⁾

Dose equivalente concomitante, (H^c), de uma dada decisão ou prática, é a integral a tempo infinito da taxa de dose equivalente média por pessoa, ($\bar{H}(t)$), para uma população específica:

$$H^c = \int_0^{\infty} \bar{H}(t) dt$$

É também possível definir uma dose equivalente coletiva concomitante, (S^c), de uma dada decisão ou prática, como a integral a tempo infinito do produto da taxa de dose equivalente média por pessoa, ($\bar{H}(t)$), pelo número de pessoas da população envolvida ($N(t)$).

$$S^c = \int_0^{\infty} \bar{H}(t) \cdot N(t) dt$$

1.2.2 – Recomendações da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP)

Os princípios básicos de proteção radiológica segundo as recomendações da ICRP são estabelecidos pelos seguintes requisitos^(3,50,33):

- 1 – Não se deve adotar qualquer prática, a não ser que sua introdução produza um benefício líquido positivo.
- 2 – As doses devem ser mantidas em níveis os mais baixos possíveis e razoavelmente alcançáveis, sempre levando em conta os fatores econômicos e sociais,
- 3 – A dose equivalente para os indivíduos não deverá exceder os limites recomendados.

O primeiro requisito, isto é, a adoção de qualquer prática ligada à energia nuclear, é de competência dos Órgãos Nacionais de Energia Nuclear, pois trata-se de uma decisão que além dos fatores socio-econômicos, deve considerar decisões políticas.

O benefício líquido obtido de qualquer prática ou operação pode ser expresso pela relação:

$$B = V - (P + X + Y),$$

onde:

B = é o benefício líquido da prática ou operação

V = é o benefício bruto

$P =$ é o custo total da produção

$X =$ é o custo da protecção radiológica para um nível seleccionado de segurança.

$Y =$ é o custo do dano total a que o público está sujeito por causa da prática ou operação.

O segundo requisito, em que as doses de radiação devem ser mantidas em níveis os mais baixos possíveis e razoavelmente alcançáveis, implica numa otimização da protecção radiológica. Esta é obtida por meio de uma análise diferencial custo-benefício.

Uma vez que a autoridade aprove uma prática como tendo benefício líquido positivo, pode-se em geral considerar que o benefício bruto (V) e o custo total da produção (P) são constantes. Neste caso, o benefício líquido (B) será máximo quando a soma do custo da protecção radiológica e do custo do dano ($X + Y$) for mínima.

Em termos matemáticos, pode-se chegar à expressão:

$$\left(\frac{dX}{dS}\right)_{S'} = - \left(\frac{dY}{dS}\right)_{S'}$$

onde S , é a dose equivalente coletiva concomitante para o tempo da vida operacional da instalação.

A Figura 3 mostra a relação entre o custo da protecção radiológica (X) e o custo do dano (Y), supondo a condição de linearidade dose-efeito já citada.

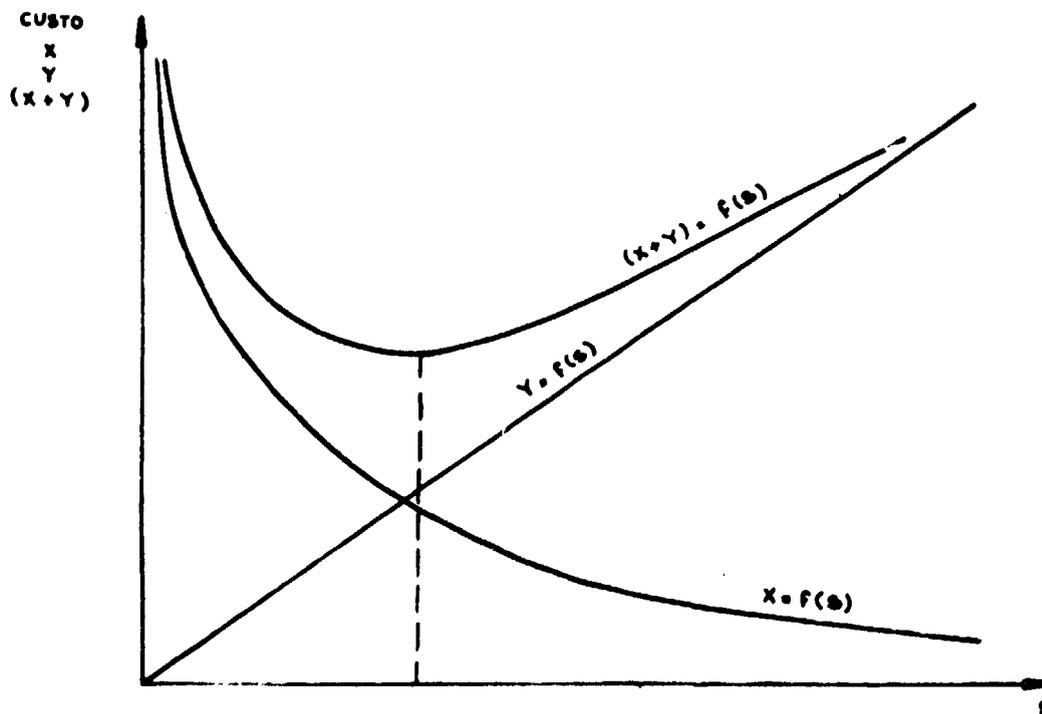


Figura 3 - Relação entre o Custo da Protecção Radiológica e o Custo do Dano

Para alcançar a terceira recomendação é necessário determinar os limites derivados de descarga (LD). Estes limites representam a atividade anual, de uma dada composição isotópica que, se liberada no ambiente, resultará numa dose concomitante no grupo crítico igual ao limite de dose^(3,10).

Entende-se por grupo crítico, o conjunto de indivíduos da população que recebe a maior dose e deve ser selecionado visando a obter um grupo razoavelmente homogêneo no que refere às doses recebidas.

O critério de se adotar uma dose em nível o mais baixo possível e razoavelmente alcançável implica em determinados limites derivados otimizados de descarga (LDO) por meio da análise diferencial custo benefício.

Nas avaliações de otimização apresentadas na prática, as modificações dos níveis de proteção são alcançados em incrementos finitos. O custo da proteção radiológica (X) e a dose coletiva (S) são funções do degrau discretos e não curvas contínuas. Para conhecer se uma alternativa A, pode ser substituída por uma alternativa B de maior custo, deve-se obedecer à expressão:

$$\frac{X_B - X_A}{S_A - S_B} = \frac{\Delta X}{\Delta S} < \alpha$$

onde α é o custo do dano adotado na avaliação⁽³⁾.

1.3 – Modelos de Exposição para a Eliminação de Resíduos Gasosos e Líquidos

Para determinar a dose na população, é necessário conhecer o que é liberado no ambiente por uma instalação nuclear, e como esse material radioativo se difunde e chega ao homem.

Os resíduos radioativos eliminados no ambiente percorrem diversos caminhos, por meio das vias de transferência^(34,28,27,3,19), até chegarem ao homem e seu movimento pode ser descrito matematicamente por modelos de compartmentamento.

O uso dos modelos de compartimentos⁽⁴⁷⁾ implica, muitas vezes, em simplificações consideráveis no processo real de transferência. Na maioria dos casos práticos, e para os fins de proteção radiológica, é suficiente calcular as doses concomitantes resultantes de uma dada eliminação no meio ambiente. Nesses casos, não é necessário conhecer as funções de tempo que representam as taxas de dose e a concentração em cada um dos compartimentos do ambiente, porque os valores resultantes de sua integração já fornecem a informação necessária.

Quando o movimento dos radionuclídeos no ambiente é descrito por um modelo de transferência não realimentado, é suficiente conhecer "os fatores de concentração (F)" para prever os valores de integral de tempo.

Esses fatores são definidos como sendo o quociente entre as integrais a tempo infinito das funções de concentração, em dois compartimentos conhecidos.

$$F_{1,2} = \frac{\int_0^{\infty} C_2(t) dt}{\int_0^{\infty} C_1(t) dt}$$

onde:

$F_{i,j}$ = é o coeficiente de transferência entre os compartimentos i e j.

$C_i(t), C_j(t)$ = são as concentrações nos compartimentos i e j no tempo t

Nos casos de eliminação com uma taxa de liberação constante, e sempre que as condições ambientais que influem sobre os processos de transferência não sofram uma variação apreciável com o tempo (ou que os parâmetros envolvidos possam ser caracterizados por valores médios), pode-se demonstrar que a relação entre as concentrações em equilíbrio, é igual ao coeficiente de transferência mencionado anteriormente.

$$F_{i,j} = \frac{C_{-j}}{C_{-i}}$$

As Figuras 4 e 5 apresentam os modelos típicos de exposição para a eliminação no ar e na água com as principais vias de transferência ^(34,49,60).

As vias de transferência que produzem a maior dose no homem são conhecidas como vias críticas. É necessário salientar que as vias críticas são características peculiares de cada instalação nuclear, dependem das condições ambientais, da topografia, dos hábitos alimentares e da distribuição populacional.

1.4 – Objetivo do Trabalho

Levando em consideração que manter as doses em níveis os mais baixos possíveis e razoavelmente alcançáveis é um dos objetivos básicos da proteção radiológica e que não se devem ultrapassar os limites de descarga autorizados para uma instalação nuclear, os objetivos do presente trabalho são:

- 1 – a determinação dos limites derivados otimizados para descargas ambientais dos resíduos líquidos e gasosos provenientes das instalações do Instituto de Energia Atômica (IEA), segundo as recomendações da ICRP, e
- 2 – a implantação de técnicas de monitoração ambiental em caráter rotineiro, com a finalidade de assegurar que esses limites não sejam ultrapassados.

CAPÍTULO 2

2 – DETERMINAÇÃO DOS LIMITES PARA DESCARGAS NO AMBIENTE

A determinação dos limites para descargas de resíduos radioativos no ambiente exige um conhecimento pormenorizado da instalação, da sua área de influência, da distribuição da população e de outros parâmetros ambientais característicos da região.

A autora determinou os limites derivados otimizados de descargas das instalações do IEA, partindo de um estudo das alternativas de tratamento dos resíduos radioativos e fazendo uma análise diferencial custo-benefício, de acordo com as recomendações da ICRP.

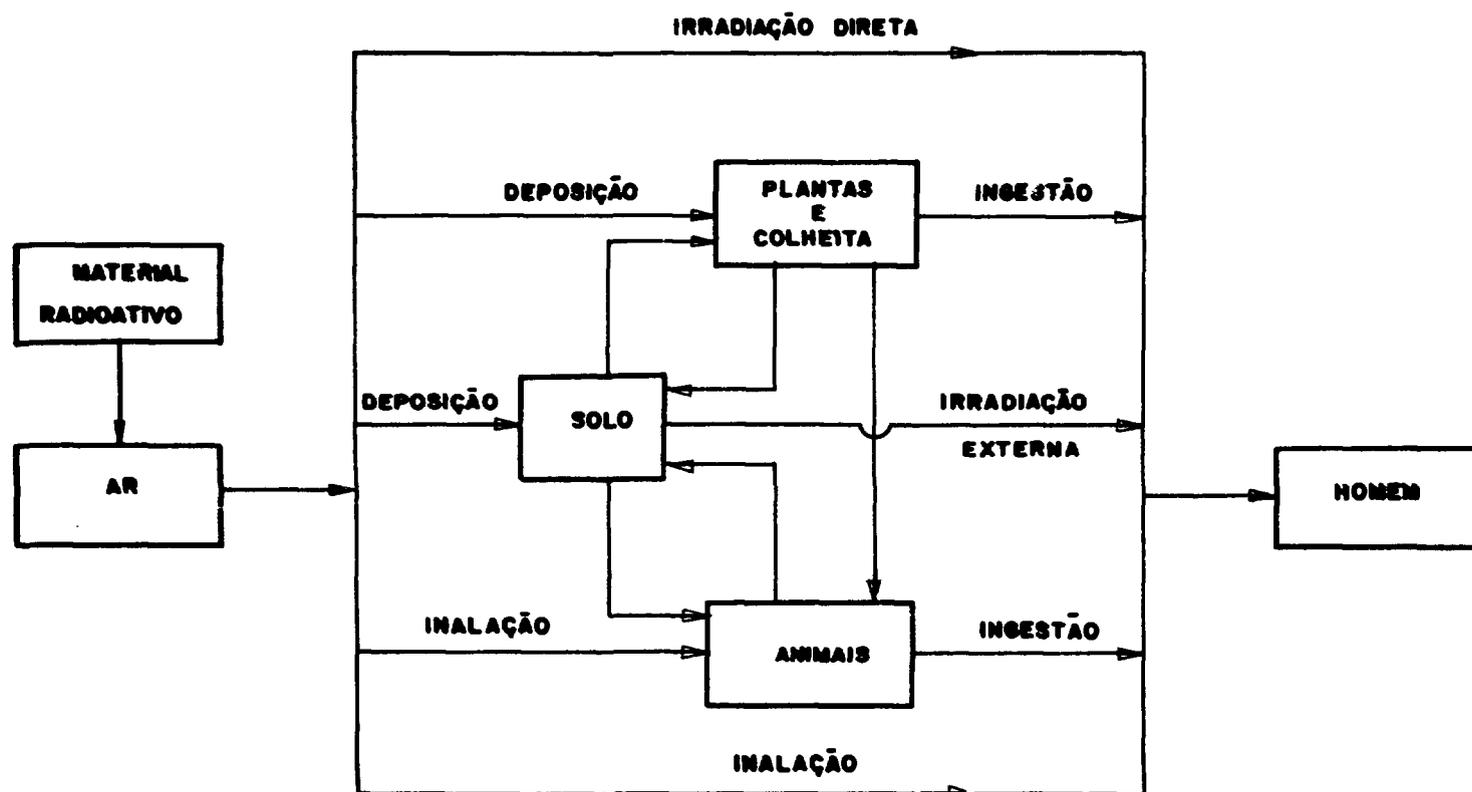


Figure 4 - Vias Simplificadas de Transferência entre o Material Radioativo Liberado na Atmosfera e o Homem

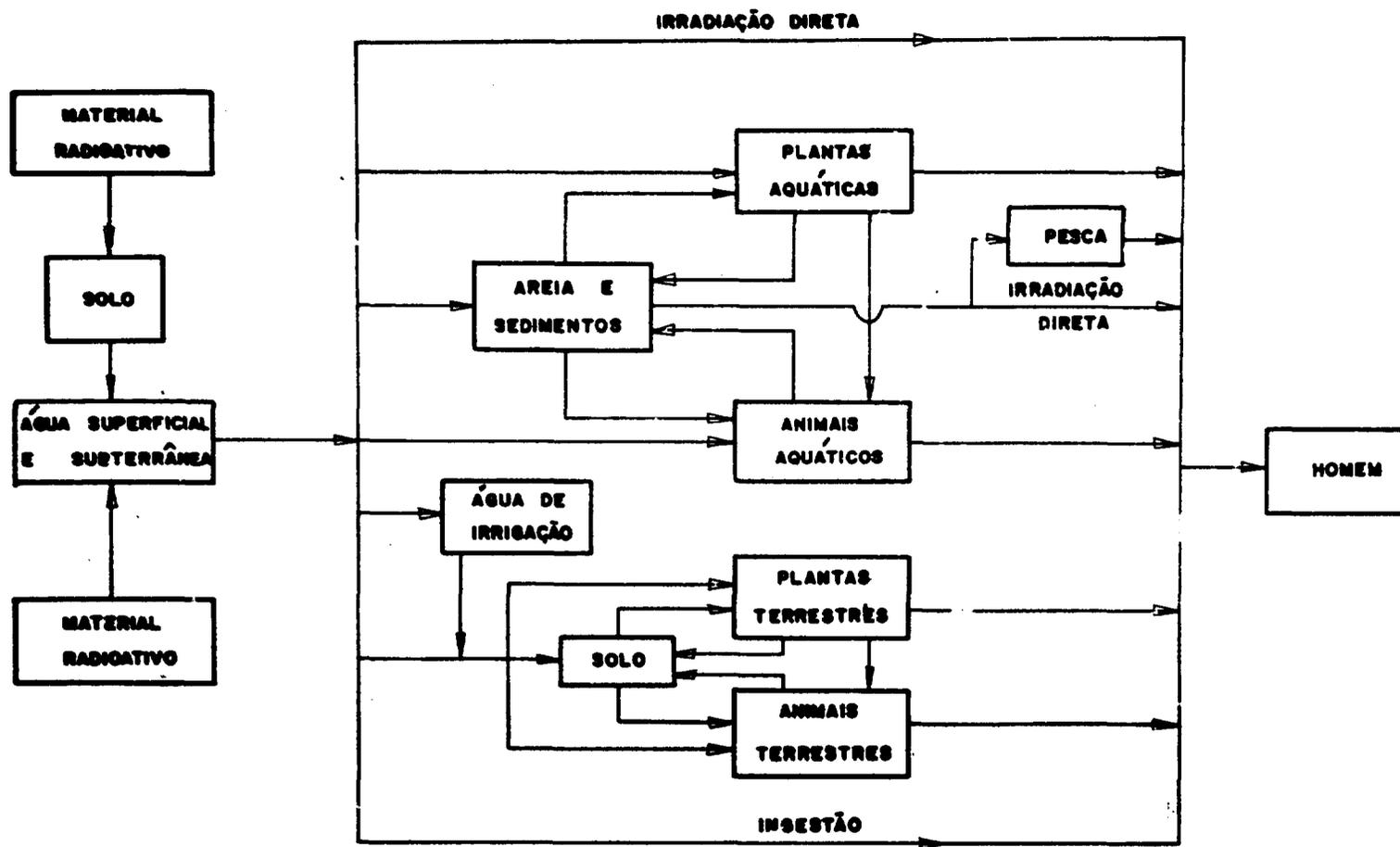


Figura 5 — Vias Simplificadas de Transferência entre o Material Radioativo Liberado em Águas Superficiais e Subterrâneas (incluindo oceanos) e o Homem

2.1 – Características da Região⁽⁴⁷⁾

2.1.1 – Localização do IEA

O IEA está localizado no "Campus" da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", no bairro Butantã, na cidade de São Paulo. A cidade de São Paulo (SP), situa-se no planalto da Serra do Mar, conhecido como Planalto Paulistano, e sua altitude varia de 710 a 880 metros acima do nível do mar. O IEA dista 10,5 km, do ponto central da cidade e tem uma área de 478.000 m².

2.1.2 – Densidade de População

De acordo com as estimativas do ano de 1974, o IEA está localizado numa zona densamente povoada, alcançando 300.000 habitantes, aproximadamente, num raio de 5 km (Tabela I).

Tabela I

Densidade de População nas Imediações do IEA

Distância (Km)	População (milhares de habitantes)
1 – 3	225,3
3 – 5	86,3
5 – 6	340,2
6 – 7	1416,5
7 – 10	1261,7
10 – 20	3707,9
20 – 50	2014,1

2.1.3 – Características Meteorológicas

Considerando-se a elevada porcentagem de calmarias que caracteriza a região e a falta de dados estatísticos, supõe-se nesta avaliação que a dispersão do material radioativo no ar se efetua em condições desfavoráveis, com uma dispersão lateral da pluma de 30°, centrada na direção média do vento obedecendo o modelo de Pasquill⁽⁴⁸⁾.

2.1.4 – Características Hidrológicas

Os resíduos radioativos líquidos resultantes das atividades normais do IEA são estocados em recipientes adequados e após tratamento físico-químico são descarregados na rede de esgoto da Cidade Universitária e a seguir no rio Pinheiros, passando pela estação de tratamento de esgotos do Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), localizada no bairro de Pinheiros (Figura 6).

As águas do rio Pinheiros dirigem-se por circulação forçada, até a represa Billings, através das estações elevatórias de Traição e Pedreira, de 5 e 26 metros de recalque, respectivamente (Figura 7).

A vazão média anual do rio pinheiros é de 70 m³/s. O tempo de trânsito das águas do rio

Pinheiros entre a ponte da avenida Alvarenga (Figura 7) e a estação elevatória de Pedreira (20 km) é de 15 horas, aproximadamente⁽¹⁸⁾.

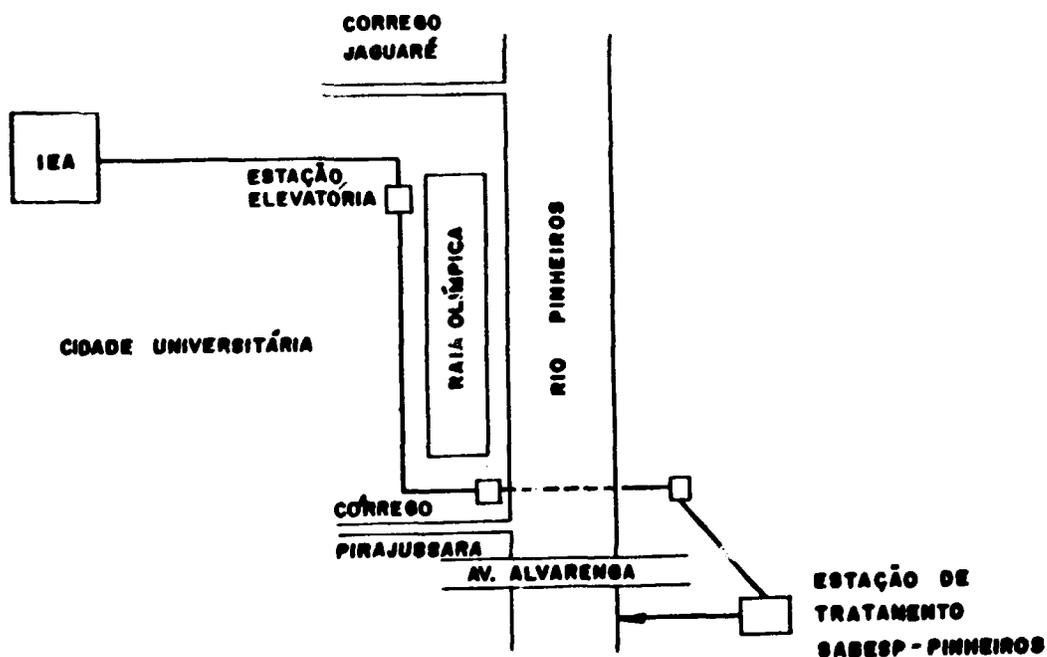


Figura 6 – Percurso dos Esgotos Radioativos do IEA

Depois da estação elevatória de Pedreira, as águas do rio Pinheiros entram na represa Billings que possui uma capacidade nominal de 1.200 milhões de m^3 e uma área superior a 120 milhões de m^2 . O tempo de trânsito das águas na represa Billings ultrapassa 100 dias^(17,18) e sua vazão é de $75 m^3/s$ (Figura 8).

A seguir, as águas passam para o reservatório do rio das Pedras, através do SUMMIT-CONTROL, antes de descer a Serra do Mar para Cubatão, onde se aproveita o potencial hidráulico na Usina Elétrica de Cubatão⁽¹⁷⁾.

Na margem do rio Grande encontra-se a estação de tratamento de água (ETA) que fornece água potável às regiões de São Caetano, São Bernardo e Santo André (ABC). A vazão da ETA é de $2,5 m^3/s$ (Figura 8).

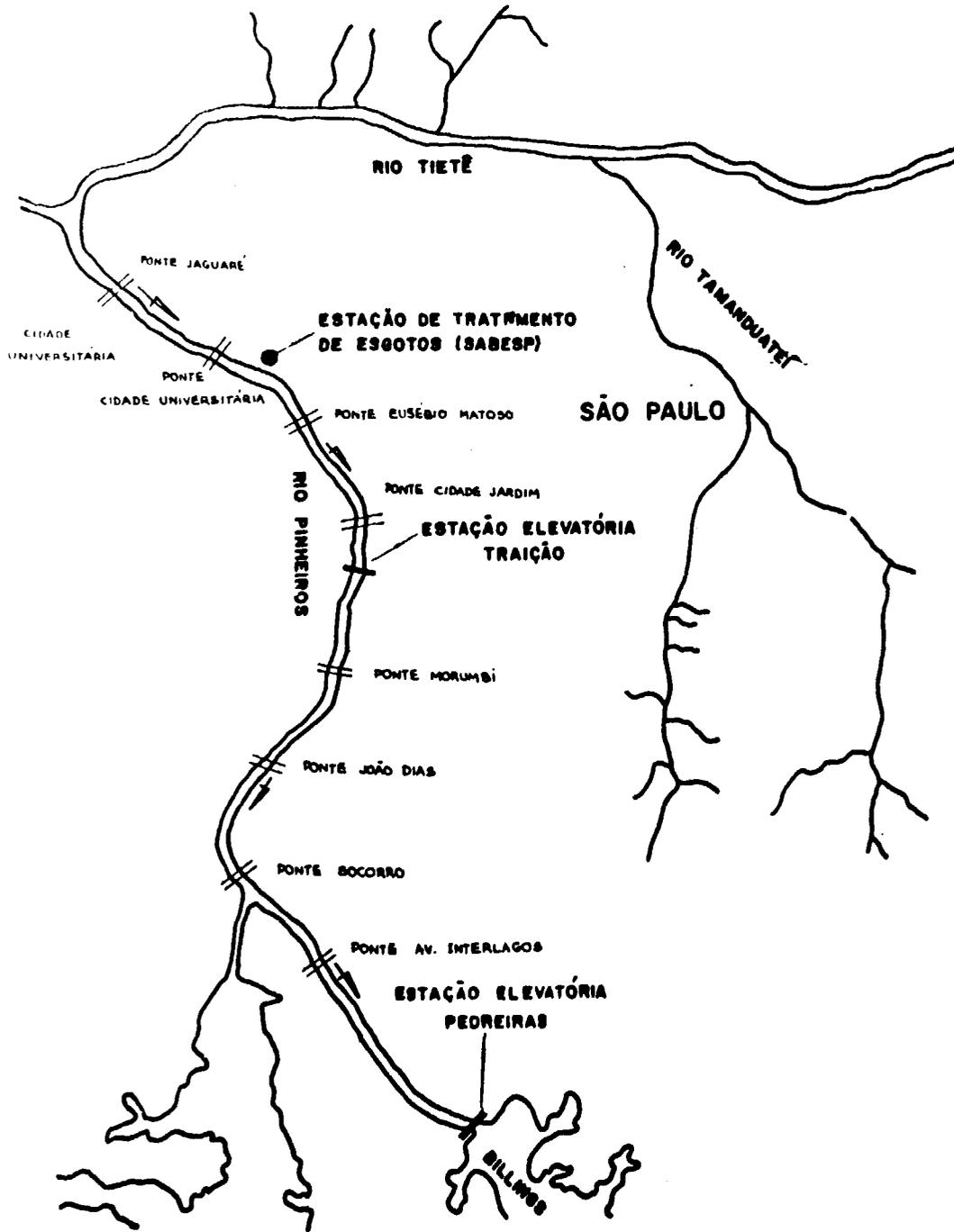


Figura 7 - Percurso do Rio Pinheiros até a Represa Billings

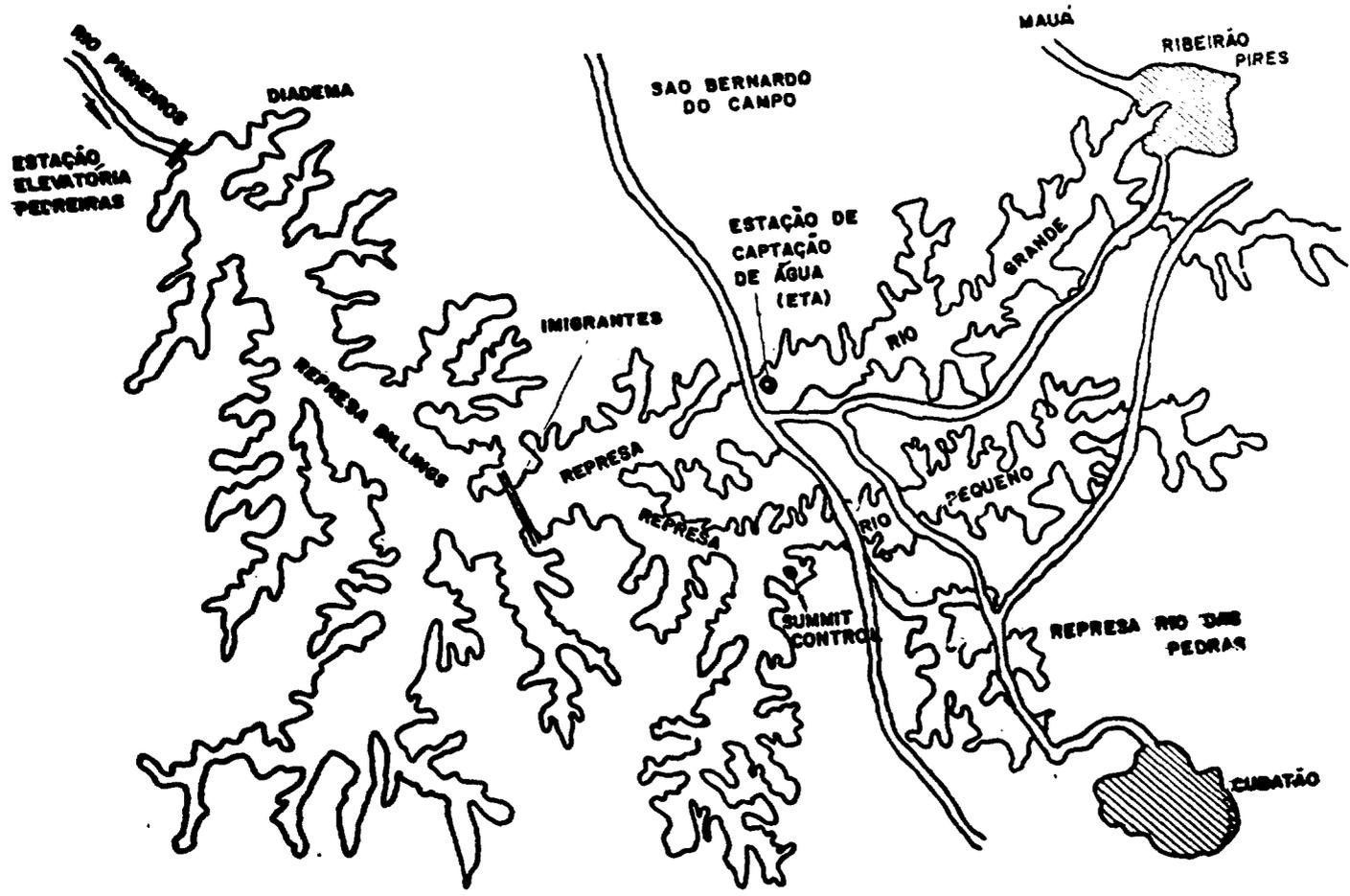


Figure 8 - Represa Billings

2.1.5 – Utilização do Solo

O solo, nos arredores do IEA, vem sendo usado exclusivamente para fins urbanos. As primeiras chácaras encontram-se a 15 km da Cidade Universitária, porém, dentro desse perímetro existem pequenas hortas para uso familiar, e também para a produção de aves e animais para consumo doméstico. Os centros produtores de leite estão localizados a mais de 60 km do IEA.

Os dados da produção de leite e sua procedência em função da distância, consumidos na cidade de São Paulo no ano de 1975, encontram-se na Tabela V⁽⁴⁷⁾.

2.2 – Produção de Resíduos Radioativos no IEA

Das atividades regulares do IEA resultam resíduos radioativos sólidos, líquidos e gasosos. Os resíduos radioativos sólidos provêm de quase todas suas áreas de trabalho e constituem-se principalmente de papéis e materiais de uso geral de laboratório, contaminados. Os materiais mencionados são estocados para efeito de decaimento. Posteriormente, são acondicionados adequadamente em sacos plásticos e enterrados em uma área isolada.

Os resíduos gasosos e líquidos originam-se, fundamentalmente, do Centro de Processamento de Material Radioativo (CPMR), e em menor escala, da operação do reator IEAR-1 e de outros Centros^(1,52).

2.2.1 – Resíduos Provenientes do Centro de Processamento de Material Radioativo (CPMR)

Os resíduos líquidos e gasosos do CPMR constituem-se de radionuclídeos de meia-vida curta (até 8 dias) e média (de 8 dias a 1 ano), resultantes dos processos de produção de radioisótopos primários e moléculas marcadas. Os resíduos líquidos são recolhidos em tanques de 10 m³ de capacidade e a seguir submetidos a um tratamento físico-químico.

A atividade dos principais radioisótopos nos efluentes foi estimada a partir dos dados atuais e projeções futuras^(1,52), levando-se em consideração os rendimentos mínimos de produção (*). Na Tabela II encontram-se as atividades dos radioisótopos nos resíduos líquidos que se incorporam aos tanques de retenção.

Tabela II

Atividade dos Radioisótopos Presentes nos Resíduos Líquidos
Antes do Tratamento Físico-Químico

Radionuclídeo	Atividade atual ^(*)	Atividade futura ⁽⁵³⁾
	Ci/ano (1976)	Ci/ano (1981)
¹³¹ I	9,0	15,0
^{123m} Te	8,0	13,0
^{125m} Te	165,0	250,0
^{127m} Te	9,0	14,0
¹⁹⁸ Au	8,0	12,0
³² P	0,4	0,8
³⁵ S	0,06	0,1
⁵¹ Cr	5,0	8,0
⁸² Br	0,02	0,1

(*) Dados fornecidos pelo Centro de Processamento de Material Radioativo (CPMR).

Para os efluentes gasosos, o radioisótopo mais significativo do ponto de vista radiossanitário é o ^{131}I . Levando em conta que a instalação possui dois filtros de carvão ativo em série, a atividade atual e futura que se incorpora aos efluentes gasosos foi estimada em 0,03 Ci/ano e 0,05 Ci/ano, respectivamente.

2.2.2 – Resíduos Provenientes do Reator IEAR-1⁽⁴⁷⁾

Durante a operação do reator de pesquisa do IEA e após um certo tempo, podem ser detectados na água da piscina alguns radionuclídeos, originados de: produtos de corrosão (^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{54}Mn , produto de ativação (^{24}Na), produtos de fissão (^{133}Xe , ^{131}I , ^{85}Kr) e outros provenientes dos experimentos efetuados no núcleo.

A maioria desses isótopos radioativos são retidos em resinas de troca-iônica. Os procedimentos de regeneração dessas resinas dão origem à maior parte dos resíduos líquidos produzidos na operação do reator IEAR-1.

Os resíduos gasosos são filtrados em instalações de eficiência comprovada (Filtros HEPA-high efficiency particulate air) e as quantidades descarregadas no ambiente são desprezíveis.

2.2.3 – Resíduos Provenientes de Outros Centros de Pesquisa do IEA⁽⁴⁷⁾

Nos demais centros de pesquisa integrante do IEA podem aparecer resíduos líquidos e gasosos de composição isotópica variável. Do ponto de vista radiossanitário, porém, são pouco importantes.

2.3 – Cálculo dos Limites Derivados

2.3.1 – Grupo Crítico

As águas do rio Pinheiros são anaeróbias em todo o seu percurso. O rio não possui fauna possível de ser incorporada à dieta de população e suas águas não tem condição de serem utilizadas para o consumo ou para irrigação de vegetais. Esta situação se estende à maior parte da represa Billings, especialmente na região da foz do rio Pinheiros.

Porém, visando a não incluir na carga poluidora do rio Pinheiros com a eliminação de resíduos líquidos do IEA, ainda que se decida a recuperação de suas águas para o abastecimento de água potável, definiu-se um grupo "hipotético" que:

- se abasteceria de água (tanto para beber como para a preparação de alimentos) e consumiria peixes provenientes do rio Pinheiros;
- ingeriria vegetais irrigados com as águas desse rio;
- se encontraria exposto à radiação externa durante 4 horas/dia nas proximidades do ponto de descarga dos efluentes.

Além disso, supõe-se que o grupo crítico estaria localizado a 500 metros da chaminé do CPMR na direção predominante dos ventos e que consumiria leite produzido a 15 km do ponto de descarga dos efluentes gasosos.

As quantidades de consumo de água e alimentos utilizados nesta avaliação correspondem aos valores recomendados pela U.S. Nuclear Regulatory Commission⁽⁶³⁾ para o cálculo da dose nos

indivíduos como consequência da eliminação no ambiente de efluentes radioativos. Os parâmetros biológicos e (ou) metabólicos do grupo crítico foram extraídos da ICRP, "Reference Man", Publication 23⁽³⁵⁾.

A autora estabeleceu também o modelo de exposição para a eliminação dos resíduos gasosos e líquidos utilizados para o "grupo crítico" (Figuras 9 e 10).

2.3.2 – Eliminação de Resíduos Gasosos e Líquidos

O ^{131}I é o radioisótopo mais importante do ponto de vista radiossanitário eliminado nos resíduos gasosos.

Os fatores de transferência utilizados nos cálculos, foram obtidos a partir dos dados de UNSCEAR⁽⁵⁹⁾ e de outras referências^(4,7,6,22,57,62,48,61,63).

Tomou-se o valor da velocidade de deposição como sendo igual a 3.10^{-3} m/s, de acordo com os estudos sobre os valores médios anuais em descargas à baixa altura⁽⁴⁾.

Os fatores dosimétricos (fd) para inalação de ar e ingestão de leite, contaminados com ^{131}I utilizados nos cálculos foram de $1700 \text{ rem}\cdot\text{m}^3/\text{Ci}\cdot\text{s}$ e $11,6 \text{ rem}\cdot 1/\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$, respectivamente^(4,7,62,59).

O fator de diluição (fx) foi obtido do modelo de Pasquill para a condição de estabilidade F, considerando o depósito de aerossóis até alcançar o grupo crítico. O valor de fx é de $1,5.10^{-4} \text{ s}/\text{m}^3$ ^(48,39).

A concentração integrada no tempo a uma distância x do ponto de descarga é dada pela equação seguinte:

$$\int C \cdot dt = A \cdot fx$$

onde:

C : é a concentração no ponto de localização do grupo crítico

t : é o tempo

A : é a atividade liberada

Supondo a liberação de 1 Ci de ^{131}I , tem-se:

$$\int C \cdot dt = 1 \cdot 1,5 \cdot 10^{-4}$$

$$\int C \cdot dt = 1,5 \cdot 10^{-4} \quad (\text{Ci} \cdot \text{s}/\text{m}^3)$$

Com a expressão abaixo, pode-se calcular a dose equivalente (H_A) recebida pelos indivíduos, por Curie de Iodo eliminado no ambiente, supondo que a probabilidade, (p), do vento se dirigir para o grupo crítico é de 40%.

$$H_A = fd \cdot p \cdot \int C \cdot dt$$

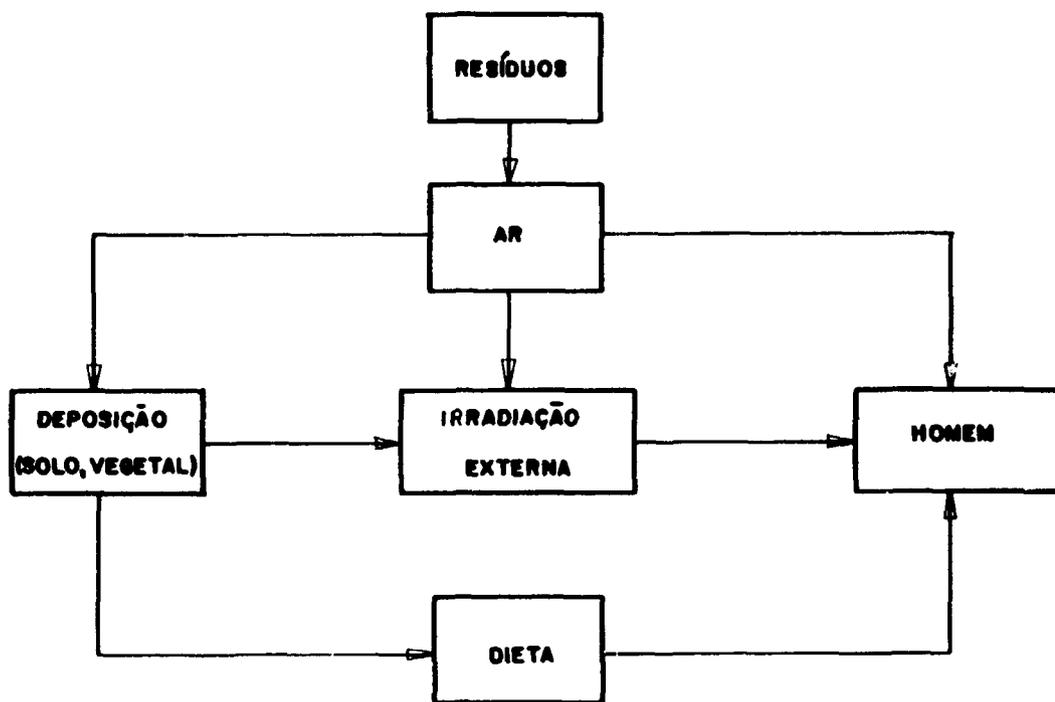


Figura 9 – Modelo de Exposição para a Eliminação de Resíduos no Ar

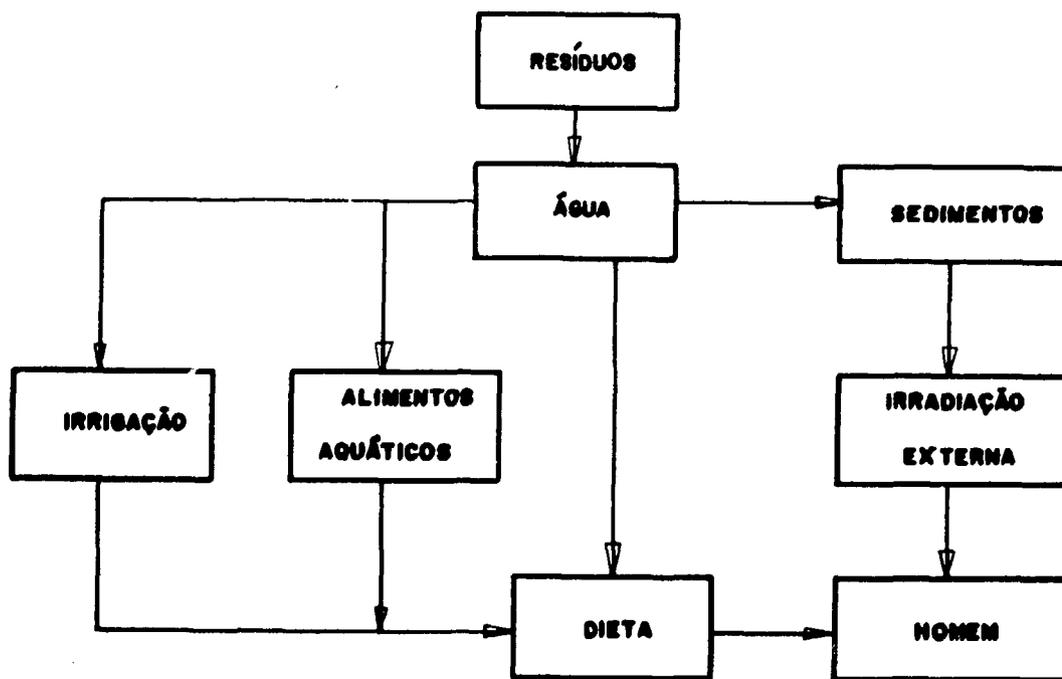


Figura 10 – Modelo de Exposição para a Eliminação de Resíduos na Água

$$H_A = 1700 \cdot 0,4 \cdot 1,5 \cdot 10^{-4}$$

$$H_A = 0,1 \text{ rem/Ci}$$

O limite derivado (LD), quando a única via de transferência é a inalação, é calculado pela fórmula:

$$LD = \frac{\text{limite de dose anual}^{(10)} \text{ (rem/a)}}{\text{dose equivalente (H)} \text{ (rem/Ci)}}$$

$$LD_{\text{inalação}} = \frac{1,5}{0,1} = 15 \text{ Ci/a}$$

Para a ingestão de leite, considerando que este provém de 15 km de distância do ponto de descarga, o fator de diluição, f_x , é de $7 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3$, como pode ser visto na Tabela IV.

A expressão, a seguir, permite calcular a dose equivalente (H_L) resultante do consumo de 0,7 litros/dia de leite (crianças de 6 meses a 1 ano).

$$H_L = fd \cdot v \cdot ft \int C dt$$

onde:

$$fd = \text{fator dosimétrico} = 11,6 \cdot 10^6 \text{ rem 1/Ci d}$$

$$v = \text{velocidade de depósito (m/s)}$$

$$ft = \text{fator de transferência solo-leite} = 0,2 \text{ pCi.d.}^{-1} / \text{pCi.m}^{-2} \text{ (43,5)}$$

$$H_L = (11,6 \cdot 10^6) (0,4) (3 \cdot 10^{-3}) (7 \cdot 10^{-7}) (0,2)$$

$$H_L = 1,94 \cdot 10^{-3} \text{ rem/Ci}$$

O limite derivado (LD) para ingestão de leite contaminado com ^{131}I como única via de transferência é:

$$LD_{\text{ingestão}} = \frac{1,5}{1,94 \cdot 10^{-3}} = 773 \text{ Ci/a}$$

Assim o LD para eliminação gasosa, considerando ambas as vias de transferência, é dado por:

$$\frac{1}{LD_{(^{131}\text{I})}} = \frac{1}{LD_{\text{inalação}}} + \frac{1}{LD_{\text{ingestão}}}$$

Fazendo-se respectivas substituições, obtém-se:

$$LD_{(^{131}I)} = 15 \text{ Ci/a}$$

Da forma similar à eliminação gasosa, a autora calculou os limites derivados dos efluentes líquidos para cada um dos radioisótopos mais significativos, seus valores estando representados na Tabela III.

Tabela III

Limites Derivados para os Radionuclídeos mais Importantes do Ponto de Vista Radiosanitário

Radionuclídeo	LD (Ci/a)
^{131}I (gasoso)	15,0
^{131}I (líquido)	170,0
^{123m}Te	1450,0
^{125m}Te	1200,0
^{127m}Te	850,0
^{198}Au	350,0

2.3.3 – Vias Críticas de Transferência

As vias críticas de transferência para o grupo crítico segundo as hipóteses feitas no item 2.3.1. e conforme cálculos em 2.3.2. são:

- a inalação de ar, e
- a irradiação externa proveniente dos sedimentos nas proximidades do ponto de descarga no rio Pinheiros.

2.4 – Cálculo da Dose Equivalente Coletiva⁽²⁾

2.4.1 – Eliminação de Resíduos Gasosos: Inalação e Ingestão

No cálculo da dose equivalente coletiva para a eliminação gasosa (inalação e ingestão) do material radioativo, que será tratado a partir deste momento, a autora supôs o caso da eliminação de 1 Ci de ^{131}I das instalações do IEA.

Para o cálculo da dose equivalente coletiva via inalação dividiu-se a população ao redor do IEA, em círculos concêntricos, até um raio de 100 km.

Estimou-se um fator de diluição (f_x) para o ponto médio dos intervalos de distância considerados na Tabela IV.

Neste caso, considerou-se a probabilidade (p) de que a direção do vento coincida com uma dada direção é igual para todas as direções. Isto parece razoável se se considerar que o número de calmarias na região alcança até 50% do tempo anual⁽⁴⁷⁾. Neste caso p é igual a $30^\circ/360^\circ$.

O fator dosimétrico (fd) médio para a população utilizado nos cálculos foi de $250 \text{ rem.m}^3/\text{Ci.s}$ ⁽⁶²⁾.

A dose equivalente coletiva por Ci eliminado no ambiente foi calculada pela expressão seguinte:

$$S^H = \sum_k f_{x_k} \cdot fd \cdot N_k \cdot p \text{ (rem-homem/Ci)}$$

Os valores obtidos de S^H para cada intervalo de distância, como consequência da eliminação de 1 Ci de ^{131}I , estão representados na Tabela IV. A dose equivalente coletiva total pela via de inalação é de 470 rem-homem/Ci.

Tabela IV

Dose Equivalente Coletiva por Inalação

Distância (km)	População (milhares de habitantes)	f_x (s/m^3)	S^H (rem-homem)
0 - 0,3	2,0	$3,0 \cdot 10^{-4}$	12,5
0,3 - 0,75	5,0	$5,0 \cdot 10^{-4}$	52,0
0,75 - 1,0	9,2	$6,0 \cdot 10^{-5}$	11,5
1,0 - 2,0	225,3	$3,0 \cdot 10^{-5}$	141,0
2,0 - 3,0	86,8	$1,2 \cdot 10^{-5}$	21,7
3,0 - 4,0	155,0	$7,0 \cdot 10^{-6}$	22,6
4,0 - 5,0	245,0	$4,5 \cdot 10^{-6}$	22,9
5,0 - 6,0	415,0	$3,5 \cdot 10^{-6}$	30,2
6,0 - 7,0	671,0	$2,5 \cdot 10^{-6}$	34,9
7,0 - 10,0	1341,9	$1,7 \cdot 10^{-6}$	47,4
10,0 - 20,0	3707,9	$7,0 \cdot 10^{-7}$	54,0
20,0 - 50,0	2014,1	$1,1 \cdot 10^{-7}$	4,6
50,0 - 100,0	1121,8	$6,0 \cdot 10^{-7}$	14,0

Para o cálculo de dose equivalente coletiva pela eliminação gasosa de 1 Ci de ^{131}I (de acordo com a suposição inicial), via ingestão de leite, considerou-se que todo o leite do tipo "B" e "C" (*), produzido num raio de 500 km ao redor do IEA, destina-se ao consumo da população. No cálculo não se levou em conta o decaimento do ^{131}I durante o processamento e o transporte do leite. As quantidades produzidas no ano de 1975 acham-se na Tabela V.

Para o fator de diluição (f_x) e a probabilidade (p) fizeram-se as mesmas considerações que para o caso de inalação.

Calculou-se a dose equivalente coletiva utilizando-se a expressão seguinte:

(*) Os dados de produção de leite em 1975 e sua procedência foram fornecidos pelas Compañias Paulista e Vigor.

$$S^H = \sum_m f x_m \cdot V_m \cdot f d \cdot p$$

Na Tabela V, tem-se os valores de S^H obtidos para cada intervalo de distância como consequência da eliminação de 1 Ci de ^{131}I , de acordo com a suposição inicial citada na página 22. A dose equivalente coletiva total pela ingestão de leite, resultou em $4,6 \cdot 10^{-4}$ rem-homem/Ci.

Tabela V
Dose Equivalente Coletiva por Ingestão

Distância (km)	Produção de leite (m^3a)	$f x$ (s/m^3)	S^H (rem-homem)
0 - 50	-	-	-
50 - 70	$4,0 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$
70 - 100	$6,5 \cdot 10^4$	$5,5 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
100 - 150	$4,7 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$7,5 \cdot 10^{-5}$
150 - 200	$1,1 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
200 - 300	$1,24 \cdot 10^5$	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$6,31 \cdot 10^{-5}$
300 - 400	3,6	$5,8 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$
400 - 500	21,4	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$4,54 \cdot 10^{-9}$

Assim, a dose equivalente coletiva para eliminação gasosa, considerando ambas as vias de transferência é:

$$S^H = S^H_{\text{inalação}} + S^H_{\text{ingestão}}$$

$$S^H = 470 + 4,6 \cdot 10^{-4}$$

$$S^H = 470 \text{ rem-homem/Ci}$$

2.4.2 - Eliminação dos Resíduos Líquidos

Os resíduos radioativos líquidos das instalações do IEA são recolhidos em recipientes adequados e após decaimento, tratamento físico-químico apropriado e monitoração, acham-se em condições de serem eliminados pela rede de esgotos no rio Pinheiros e daí à represa Billings (Figuras 6, 7 e 8). Nos cálculos da dose equivalente coletiva supôs-se que 20% da água captada pela Estação de Tratamento de água do rio Grande, na Billings, destina-se ao consumo da população.

Da mesma forma que a eliminação gasosa, efetuou-se o cálculo da dose equivalente coletiva para uma atividade unitária de cada radionuclídeo eliminado.

A dose equivalente coletiva (S^H) é calculada pela fórmula:

$$S^H = f_x \cdot f_d \cdot V_{ETA} \cdot F \cdot e^{-\lambda t}$$

onde:

F = é a fração da V_{ETA} destinada a água de consumo (0,20);

f_x = é o inverso da vazão do rio Pinheiros ($1/70 \text{ s/m}^3$);

f_d = é o fator dosimétrico de cada radionuclídeo^(63,62,10) (rem/Ci);

V_{ETA} = é a vazão da ETA = $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$;

λ = é a constante de decaimento de cada radionuclídeo que é liberado (d^{-1});

t = é o tempo de permanência do radioisótopo na represa Billings (100 dias).

Na Tabela VI, encontra-se os valores de S^H calculados para cada radionuclídeo por unidade de atividade eliminada.

Tabela VI

Dose Equivalente Coletiva na População por Unidade de Atividade (1Ci) dos Radioisótopos Eliminados

Radionuclídeo	Meia-vida (dias)	f_d (rem/ μCi)	S^H (rem-homem)/Ci
^{131}I	8,1	1,95	2,6
$^{123\text{m}}\text{Te}$	117,0	$3,6 \cdot 10^{-2}$	142,2
$^{125\text{m}}\text{Te}$	58,0	$1,6 \cdot 10^{-2}$	34,6
$^{127\text{m}}\text{Te}$	109,0	$3,6 \cdot 10^{-2}$	136,1
^{198}Au	2,7	$4,1 \cdot 10^{-2}$	0,0
^{32}P	14,3	$2,0 \cdot 10^{-1}$	11,2
^{35}S	87,0	$1,0 \cdot 10^{-2}$	32,5
^{51}Cr	27,8	$1,2 \cdot 10^{-3}$	0,71
^{82}Br	1,5	$5,0 \cdot 10^{-2}$	0,0

2.4.3 – Vias Críticas de Transferência

As vias críticas para a população resultante do cálculo da dose equivalente coletiva foram:

- a inalação de ar, e
- a ingestão de água procedente da estação de captação, ETA – rio Grande, na represa Billings.

2.5 – Análise Diferencial Custo-Benefício

Levando-se em conta que qualquer dose de radiação, por pequena que ela seja, não pode ser considerada como livre de algum risco, a ICRP (International Commission on Radiological Protection) recomenda, em seus princípios básicos⁽⁵⁰⁾, reduzir as doses de exposição para o público a níveis os mais baixos possíveis e razoavelmente alcançáveis.

No item 1.2.2. mostrou-se que para obter esses limites de doses necessita-se de uma análise diferencial do tipo custo-benefício, o que leva a uma otimização da proteção radiológica.

Na determinação dos limites derivados otimizados (LDO), para os resíduos a serem liberados pelo IEA, estudaram-se diversas alternativas de tratamento dos efluentes^(40,30,15,9) visando a reduzir a dose equivalente coletiva na população.

O incremento do custo (ΔX) que representa cada alternativa de tratamento, será comparado com a redução na dose equivalente coletiva da população (ΔS).

2.5.1 – Eliminação de Resíduos Gasosos

A quantidade máxima de ^{131}I que poderá se incorporar aos efluentes gasosos, segundo as previsões futuras, foi estimada em 50 mCi/ano (item 2.2.1.). Para isso, levou-se em consideração a instalação de tratamento de efluentes gasosos do CPMR que consiste em três sistemas de ventilação independentes, com dois absorvedores de carvão ativo ligados em série em cada sistema.

A dose equivalente coletiva (S^H) por Ci de ^{131}I eliminado é de 470 rem-homem/Ci (item 2.4.1.) e considerando a vida útil da instalação de 20 anos, a dose equivalente coletiva total será: 470 rem-homem/Ci. 0,05 Ci/ano. 20 anos = 470 rem-homem.

Analisou-se a incorporação, de um terceiro filtro em série, com eficiência de 90%, nos três sistemas de ventilação já existentes no CPMR. A atividade eliminada será reduzida a 5 mCi/ano, produzindo uma dose equivalente coletiva, S^H , de 47 rem-homem. Dessa maneira, o ΔS será 423 rem-homem.

O custo de cada filtro é da ordem de US\$ 1.000 (um mil dólares), o custo da instalação sendo estimado em US\$ 1.500 (um mil e quinhentos dólares); portanto, o custo total para a vida útil da instalação, supondo que os filtros sejam trocados uma vez por ano, é de US\$ 64.500 (sessenta e quatro mil e quinhentos dólares). A relação $\Delta X/\Delta S$ é igual a 152,50 dólares/rem-homem. Estes dados encontram-se esquematizados na Tabela VII.

2.5.2 – Eliminação de Resíduos Líquidos

De forma similar aos resíduos gasosos, para se determinar os limites derivados otimizados de cada radioisótopo nos resíduos líquidos, fez-se uma análise diferencial custo-benefício para cinco alternativas de tratamento, além da instalação atual.

A instalação para tratamento dos resíduos líquidos do IEA consiste em uma unidade de decaimento com uma capacidade de armazenamento de oito dias para ^{131}I e águas de lavagem, provenientes dos laboratórios de processamento do material radioativo e radioquímica, e de um ano para 98% dos efluentes contendo os isótopos do telúrio (admitindo-se que 2% são liberados juntos com as águas de lavagem) e de outros radioisótopos de meia-vida média.

Na Tabela VIII, encontra-se a dose equivalente coletiva (S^H) resultante da eliminação de cada radioisótopo nos resíduos líquidos segundo as previsões futuras (item 2.2).

Tabela VII

Análise Diferencial Custo-Benefício do Resíduo Gasoso ¹³¹I

Tratamento	Atividade eliminada (mCi/ano)	S ^H (rem-ho-mem)	ΔX (US\$)	ΔS (rem-ho-mem)	ΔX/ΔS (US\$/rem-ho-mem)
Retenção com dois absorvedores de carvão ativo (instalação atual do CPMR)	50	470	—	—	—
Instalação de um terceiro filtro em série (ε = 90%)	5	47	64.500	423	152,5

Tabela VIII

Dose Equivalente Coletiva Resultante da Eliminação de Resíduos Líquidos com a Instalação Atual de Tratamento

Radioisótopo	Produção futura (Ci/ano)	Atividade eliminada (Ci/ano)	S ^H (rem-homem/Ci)	S ^H (rem-homem/ano)
¹³¹ I	15,0	7,5	2,6	19,5
^{123m} Te	13,0	1,5 (98%) 0,25 (2%) +	142,2	248,9
^{125m} Te	250,0	3,2 (98%) 4,54 (2%) +	34,6	267,8
^{127m} Te	14,0	1,4 (98%) 0,27 (2%) +	136,1	227,3
¹⁹⁸ Au	12,0	1,6	0,0	0,0
³² P	0,8	0,8	11,2	9,0
³⁵ S	0,1	0,1	32,5	3,3
⁵¹ Cr	8,0	6,5	0,71	4,6
⁸² Br	0,1	0,03	0,0	0,0
TOTAL	313,0	27,7	359,9	780,4

Admitindo-se que a vida útil da instalação é de 20 anos, a dose equivalente coletiva total será de $1,6.10^4$ rem-homem. Estimou-se o custo desta instalação, em $1,7.10^5$ dólares levando-se em consideração seu preço e sua manutenção, os gastos com reagentes para neutralização e os gastos com o operador durante 20 anos.

2.5.2.1 – Construção de Mais Uma Unidade de Decaimento em Série

Estudou-se a alternativa de construir mais uma unidade de decaimento em série, com a seguinte consideração: mais um ano de decaimento para 98% dos isótopos de telúrio e mais oito dias para os demais radionuclídeos.

A atividade anual que seria eliminada e a dose equivalente coletiva resultante estão representadas na Tabela IX.

Tabela IX

Dose Equivalente Coletiva Resultante da Eliminação de Resíduos Líquidos com a Construção de mais uma Unidade de Decaimento

Radioisótopo	Atividade eliminada (Ci/ano)	S^H (rem-homem/ano)
^{131}I	3,8	9,9
^{123m}Te	0,17(98%) + 0,24(2%)	58,3
^{125m}Te	0,04(98%) + 4,12(2%)	143,9
^{127m}Te	0,14(98%) + 0,25(2%)	53,1
^{198}Au	0,2	0,0
^{32}P	0,8	9,0
^{35}S	0,1	3,3
^{51}Cr	5,4	3,8
^{82}Br	0,0	0,0
TOTAL	15,3	281,3

A dose equivalente coletiva para a vida útil da instalação será de $5,6.10^3$ rem-homem. Com esta alternativa, a redução na dose equivalente coletiva (ΔS) será de $1,0.10^4$ rem-homem.

O incremento do custo (ΔX) para esta instalação foi estimado em $1,0.10^5$ dólares/20 anos. A relação $\Delta X/\Delta S$ resultante foi de 10,0 dólares/rem-homem.

2.5.2.2 – Eliminação dos Isótopos de Telúrio no Solo

Para o estudo desta alternativa, a autora considerou que todos os isótopos de telúrio eliminados no solo alcançam o lençol freático e desprezou a capacidade de retenção do solo e o atraso na migração dos íons com relação à água, observados experimentalmente⁽¹³⁾. A velocidade do lençol freático estimada por esse Autor, é de $5,0.10^{-3}$ m/d, obtida a partir dos dados do gradiente hidráulico determinados pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), na área da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira"⁽²³⁾, e da permeabilidade do solo do IEA medidos experimentalmente.

Os radioisótopos percorrendo cinco metros, com a velocidade do lençol freático, dentro da área do IEA, é suficiente para que todos os isótopos de telúrio decaiam mais de oito meia-vidas antes de alcançarem qualquer área de interesse radiossanitário do ambiente.

A técnica usada na eliminação dos radioisótopos no solo, é a de valetas ou trincheiras de um a um meio metro de profundidade. Incorporando-se os isótopos de telúrio no solo (98% do resíduo), a atividade eliminada pela instalação atual será de 21,8 Ci/ano (Tabela VIII) e a dose equivalente coletiva (S^H) de 229,4 rem-homem/ano. A dose equivalente coletiva para a vida útil da instalação será de $4,5 \cdot 10^3$ rem-homem, e o custo dessa alternativa incluindo os gastos de operação foi estimado em $3,9 \cdot 10^3$ dólares.

Com a redução de $1,1 \cdot 10^4$ rem-homem, a relação $\Delta X/\Delta S$ será de 0,35 dólares/rem-homem.

2.5.2.3 – Incorporação dos Isótopos de Telúrio em Cimento

Com a incorporação dos isótopos de telúrio (98% do resíduo) em cimento, a atividade eliminada e conseqüentemente a dose equivalente coletiva resultante será igual a alternativa 2.5.2.2.

Estimou-se o custo da incorporação em cimento $4,3 \cdot 10^5$ dólares/20 anos, levando-se em consideração o volume de 4 m^3 /ano de resíduos líquidos contendo os isótopos de telúrio, o custo do cimento, do recipiente, da operação e da amortização da instalação.

A relação $\Delta X/\Delta S$ é de 39,10 dólares/rem-homem.

2.5.2.4 – Instalação de uma Usina de Tratamento Químico em Série com a Instalação Atual

O fator de descontaminação para qualquer tratamento de resíduos é definido pela relação entre a atividade inicial e a atividade remanescente. O tratamento químico estudado para os efluentes líquidos^(15,53), depois da usina de decaimento, fornece um fator de descontaminação da ordem de 10^2 . Dessa maneira a atividade eliminada do IEA para o ambiente seria de 0,29 Ci/ano (Tabela VIII) e a dose equivalente coletiva de $1,8 \cdot 10^2$ rem-homem/20 anos.

Para a instalação do IEA a produção é de 1300 m^3 /ano de resíduos líquidos de atividade baixa⁽¹¹⁾, totalizando $2,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ /20 anos.

Estimou-se o custo da instalação em 1,50 dólares/ m^3 ⁽¹⁵⁾ de resíduo tratado e como se deve acrescentar o custo de cimentação (item 2.5.2.3.) após o tratamento químico, o custo total será de $4,7 \cdot 10^5$ dólares/20 anos.

A redução na dose equivalente coletiva (ΔS) com a introdução da nova instalação é de $1,8 \cdot 10^4$ rem-homem/20 anos e a relação $\Delta X/\Delta S$ será de 29,40 dólares/rem-homem.

2.5.2.5 – Construção de uma Usina de Evaporação de Resíduos Líquidos de Atividade Média e Alta

O fator de descontaminação para esta técnica de tratamento por evaporação é da ordem de 10^4 ⁽²⁸⁾. Assim, a atividade eliminada será de $2,8 \cdot 10^{-3}$ Ci/ano, e a dose equivalente coletiva de 1,8 rem-homem/20 anos.

O custo para a construção dessa usina é de 10^8 ⁽²⁵⁾ dólares/20 anos e a relação $\Delta X/\Delta S$ será de $6,2 \cdot 10^3$ dólares/rem-homem.

Na Figura 11 tem-se, de forma esquemática, todas as alternativas de tratamento dos resíduos líquidos analisadas.

Na Tabela X encontram-se, de forma esquemática, todos os valores calculados da análise diferencial custo-benefício de cada alternativa de tratamento dos resíduos líquidos produzidos no IEA.

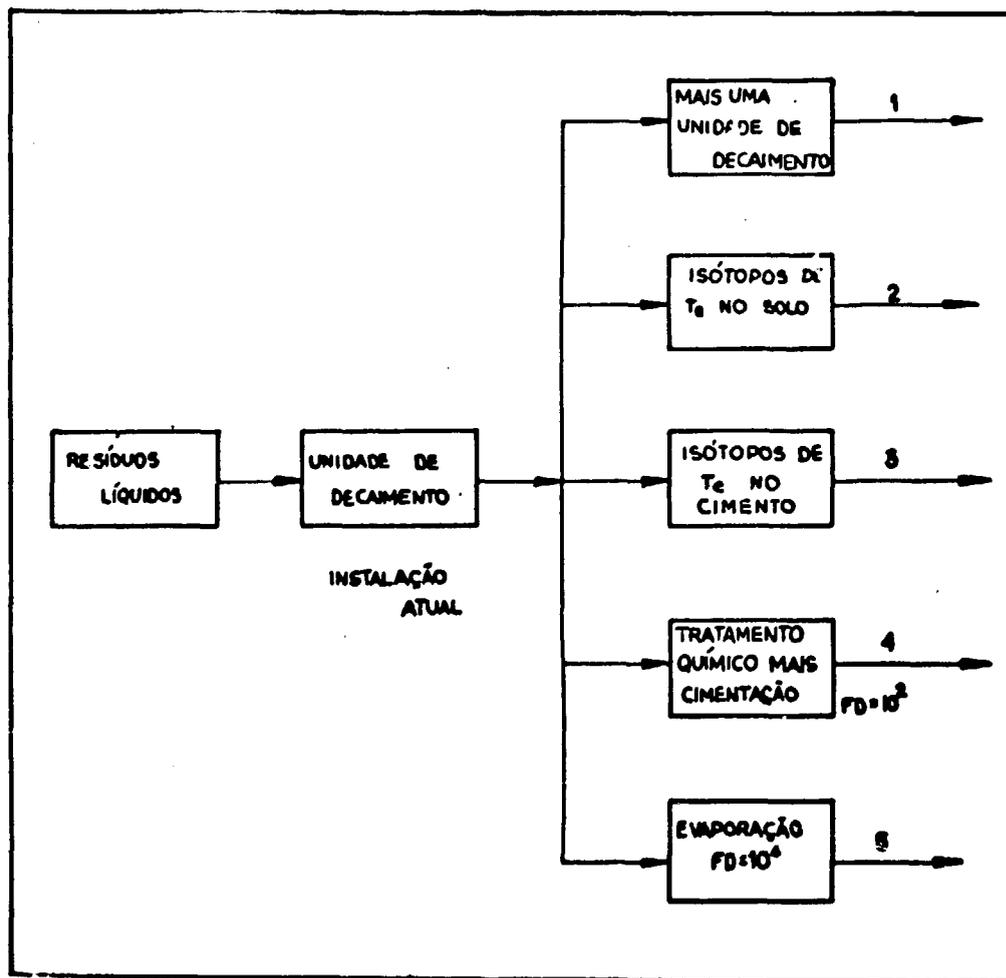


Figura 11 - Alternativas de Tratamento para os Resíduos Líquidos

Tabela X

Análise Diferencial Custo-Benefício dos Resíduos Líquidos

Alternativas	Atividade eliminada (Cl/ano)	S^H /ano (rem-homem)	S^H /20 anos (rem-homem)	ΔX /20 anos (US\$)	ΔX /20 anos (rem-homem)	$\Delta X/\Delta S$ (US\$/rem-homem)
Instalação atual)	27,7	780,4	$1,8 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^5$	—	—
1. Mais uma unidade de decaimento	15,3	281,3	$5,6 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^4$	10,0
2. Isótopos de telúrio no solo	21,6	229,4	$4,5 \cdot 10^3$	$3,9 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^4$	0,35
3. Isótopos de telúrio no cimento	21,6	229,4	$4,5 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^4$	39,1
4. Tratamento químico + cimentação	0,28	7,8	$1,8 \cdot 10^2$	$4,7 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^4$	29,4
5. evaporação	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$7,8 \cdot 10^{-2}$	1,8	$1,0 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^4$	$6,1 \cdot 10^3$

2.6 – Limites Derivados Otimizados (LDO)

Adotando-se o custo do dano de 100 dólares/rem-homem⁽³⁾, quando a autoridade não fixa de qualquer valor, observa-se que da análise realizada no ítem anterior, não é necessário tratamento adicional aos efluentes gasosos.

Por outro lado, para os efluentes líquidos justifica-se qualquer das quatro primeiras alternativas de tratamento estudadas. A eliminação dos isótopos de telúrio no solo parece ser o tratamento otimizado, pois apresenta o menor valor de $\Delta X/\Delta S$; sua vantagem em relação à alternativa seguinte (alternativa 1 – Tabela X) é de um fator 30, aproximadamente.

Em virtude disto, determinaram-se os limites derivados otimizados para descargas no ambiente dos radioisótopos de interesse radiossanitário que se encontram na Tabela XI.

Tabela XI

Limite Derivado Otimizado (LDO) para Eliminação
de Resíduos Gasosos e Líquidos

Radioisótopo	LDO (Ci/ano)
¹³¹ I gasoso	0,05
¹³¹ I líquido	7,5
^{123m} Te	0,25
^{125m} Te	4,54
^{127m} Te	0,27
³² P	0,8
³⁵ S	0,1
⁵¹ Cr	6,5

CAPÍTULO 3

3 – TÉCNICAS DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL PARA O CONTROLE DOS LIMITES DERIVADOS OTIMIZADOS DE DESCARGA

No capítulo 2, a autora preocupou-se com a determinação dos limites derivados otimizados de descargas, das vias e dos radionuclídeos críticos nos processos de transferência até o homem.

Com a finalidade de assegurar que esses limites sejam respeitados, fez um estudo das principais técnicas existentes de monitoração do ar e de água que podem ser utilizadas no programa de monitoração ambiental rotineiro nas vizinhanças do IEA.

3.1 – Considerações Gerais

A monitoração ambiental é uma técnica de proteção radiológica utilizada para verificar se os limites de descarga são respeitados. Nesse sentido é necessário estabelecer um programa de medidas radioativas de diferentes materiais encontrados no ambiente e que podem ser significativos na dose recebida pela população.

Além disso, essa técnica permite medir os níveis de contaminação no meio ambiente e os parâmetros de diluição e reconcentração ecológica que ocorrem com os radionuclídeos liberados por instalações nucleares.

Quando o radionuclídeo se encontra na amostra, em concentração mensurável, podendo diferenciá-lo da radiação de fundo, sua determinação torna-se fácil com o auxílio de detectores do tipo NaI (Tl) ou Ge(Li). Porém, muitas vezes isso não ocorre pois a diluição no ambiente é muito grande, sendo necessário desenvolver técnicas de concentração e separação posterior dos radionuclídeos que se encontram nas amostras.

Sempre que possível, deve-se selecionar técnicas analíticas que necessitam poucos estádios na separação química, e um método de detecção preciso para obter as informações exigidas de um determinado radionuclídeo. Isto geralmente resulta em pequenos erros analíticos e custo operacional baixo (45,49).

A quantidade de amostra a ser coletada depende da concentração do radionuclídeo no meio, da sensibilidade do instrumento utilizado e do método analítico empregado na separação qualitativa.

3.2 – Monitoração do Ar

A técnica de monitoração de resíduos gasosos consiste em recolher amostras representativas de ar para avaliar as quantidades de material radioativo eliminados no ambiente sob a forma de gás ou partículas (aerossóis).

Quando os radionuclídeos se encontram na forma de gás, eles podem ser adsorvidos em filtros químicos ou em filtros de carvão ativo. Para calcular a concentração desses radionuclídeos no ar é necessário determinar o volume de ar recolhido, o que se faz em termos de vazão e tempo de coleta. Estima-se a eficiência de retenção sob as condições de operação e depende da forma química em que se encontra o radioelemento (21,46).

Para os aerossóis radioativos, que são partículas suspensas no ar, faz-se a adsorção em filtros de celulose, fibra de vidro ou celulose-asbesto. Seleciona-se o tipo de filtro de acordo com as necessidades de eficiência da colheita, seletividade do tamanho das partículas e facilidade de uma análise radioquímica posterior (21,46).

Os filtros de celulose-asbesto são de eficiência comprovada para aerossóis, mas apresentam dificuldades de dissolução se a amostra necessitar de um tratamento químico posterior. Neste caso, é aconselhável usar filtros de celulose pura. Estes filtros são usados simplesmente para a monitoração ambiental e são suficientemente eficientes para a retenção de aerossóis atmosféricos. Determina-se a radioatividade contida no filtro pela medida direta ou por sua dissolução, para uma análise radioquímica posterior.

O ^{131}I presente no ar encontra-se na forma de gás ou associado às partículas suspensas. As técnicas de monitoração usadas mais freqüentemente são a adsorção de ar em filtros de carvão ativo (puro ou impregnado com algum reagente para aumentar sua adsorção) e em filtros de celulose que retêm o ^{131}I incorporado às partículas.

Faz-se a determinação da atividade presente pela contagem direta desses filtros em detectores do tipo NaI(Tl) e Ge(Li).

Goldstein e Gonzalez⁽²⁰⁾ descreveram uma série de experimentos que determinam, com precisão, uma concentração baixa de ^{131}I no ar. A sensibilidade do método é de $3 \cdot 10^{-5} \mu\text{Ci/ml}$.

O método consiste em fazer passar um grande volume de ar através de um filtro de carvão ativo impregnado com o reagente trietilenodiamina, capaz de recolher todas as formas químicas do iodo. A contagem da atividade retida no filtro é feita em um detector Ge(Li). Obtendo-se uma eficiência de 98% na coleta, pode-se detectar uma concentração de ^{131}I no ar de $7,6 \cdot 10^{-5} \mu\text{Ci/ml}$.

A partir das concentrações observadas no ar, foi possível detectar com este método a precipitação radioativa (fallout) em Pittsburgh — Pensilvânia, Estados Unidos da América, após a explosão nuclear que ocorreu na China, em 27 de junho de 1973. Como a concentração detectada foi da ordem de $5,0 \cdot 10^{-15} \mu\text{Ci/ml}$, necessitou-se de um tempo maior de coleta de ar e de contagens no detector Ge(Li).

Kahn, B.; Murthy, G. K.; Porter, C.; Hagee, G. R.; Karches, G. J.; Goldin, A. S.⁽²⁶⁾ determinaram a concentração de ^{131}I no ar nas imediações de três reatores nucleares como parte de um programa da antiga Comissão de Energia Atômica dos Estados Unidos da América (USAEC) e da Agência de Proteção Ambiental (EPA), também desse país.

O sistema de coleta consiste em um papel de filtro impregnado com carvão, seguido de um outro filtro de carvão ativo impregnado com tetraetilenodiamina (TEDA). A eficiência de coleta foi maior do que 95%. Esses Autores analisaram os filtros durante 1000 minutos num detector Ge(Li). A concentração mínima detectável foi de $1 \cdot 10^{-15} \mu\text{Ci/ml}$ de ^{131}I no ar.

Brion e Barry⁽²⁴⁾ verificaram que o ^{131}I na forma orgânica (iodeto de metila) não é retido com eficiência alta pelos filtros de carvão ativo. Para a retenção do iodeto de metila é necessário que o carvão esteja impregnado com trietilenodiamina, iodeto de potássio (KI), ou bromo elementar (Br_2). Dessa forma a eficiência para adsorção do iodeto é maior do que 99%.

As substâncias utilizadas no pré-tratamento dos filtros de carvão ativo, reagem quimicamente com os compostos de iodo ou fazem a troca isotópica do iodo inativo com o radioativo dos compostos gasosos. O reagente TEDA na presença de haletos de alquila forma sais de amônio quaternário⁽²⁴⁾.

3.3 – Monitoração da Água

Faz-se a detecção dos radionuclídeos presentes nas amostras de água por meio da contagem direta em detectores do tipo NaI(Tl) ou Ge(Li) acoplados a um analisador multicanal. Para isso, os radioisótopos devem estar a uma concentração detectável para serem diferenciados da radiação de fundo.

A escolha do tipo de detector a ser usado depende do número de radioelementos na amostra e da respectiva atividade. O detector Ge(Li) tem um poder alto de resolução, isto é, tem a possibilidade de detectar dois radionuclídeos que possuem energias gama muito próximas. Por outro lado, os detectores do tipo NaI(Tl) tem resolução menor, mas a eficiência de contagem é maior⁽¹¹⁾.

Para as amostras de água do ambiente torna-se difícil a detecção direta pela espectrometria gama. Os radioisótopos encontram-se nessas amostras em concentrações extremamente baixas, e muitas vezes ocorre também interferência de outros emissores gama. Para este caso, utilizaram-se técnicas analíticas adequadas para concentração e separação dos radionuclídeos procurados.

As técnicas comumente empregadas no processo de concentração e separação dos radionuclídeos na água são: evaporação, precipitação, co-precipitação, troca iônica, extração com solventes e destilação.

Quando os radionuclídeos presentes nas amostras de água não são voláteis, por exemplo ^{199}Au , ^{51}Cr e os isótopos de telúrio, obtêm-se resultados satisfatórios de concentração pela técnica da simples evaporação⁽⁴⁴⁾.

Antes de qualquer procedimento analítico é necessário adicionar carregadores que são substâncias que contêm um isótopo inativo de propriedades químicas semelhantes ao do radionuclídeo a ser analisado. Com a adição dessas substâncias, eleva-se a concentração do elemento no sistema, evitando que ocorram perdas ou problemas de adsorção em outros materiais durante a separação química.

3.3.1 – Concentração e Separação do ^{131}I

Como foi visto no capítulo 2, o ^{131}I é o radionuclídeo mais importante do ponto de vista radiossanitário eliminado nos resíduos líquidos do IEA. A seguir, a autora descreverá as técnicas mais usadas para a concentração e separação deste elemento em amostras de água.

3.3.1.1 – Concentração por Precipitação⁽⁴⁴⁾

O iodo pode concentrar-se em soluções aquosas sob diversas formas químicas como iodeto (I^-), iodato (IO_3^-), periodato (IO_4^-) ou iodo molecular (I_2).

Para se ter completa recuperação do radioiodo é essencial que o carregador e o isótopo radioativo estejam no mesmo estado de oxidação. Portanto, em cada uma das técnicas aplicadas deve ser efetuada uma oxidação ou redução preliminar.

A concentração de iodo pela precipitação de periodato após uma oxidação com hipoclorito de sódio (NaClO) não é muito utilizada, pois verifica-se uma recuperação inferior a 30% da atividade presente na amostra, o que é um valor pequeno.

Obtêm-se resultados melhores com a adição de nitrato de prata (AgNO_3) em uma solução aquosa contendo ^{131}I e carregador de iodeto de potássio (KI), onde o iodeto de prata (AgI) é co-precipitado com o cloreto de prata (AgCl) formado pelos íons de cloro presentes na água. O AgCl é removido pelo tratamento do precipitado com hidróxido de amônio (NH_4OH).

A desvantagem dessa operação é que há íons cloreto (Cl^-) insuficientes na água e o precipitado AgI tende a ficar na forma coloidal. Elimina-se esta dificuldade, adicionando-se carregador de cloreto de potássio (KCl), além do iodeto de potássio.

3.3.1.2 – Concentração por Troca-Iônica

A técnica de concentração por troca-iônica é um método muito desenvolvido e atualmente utilizado com muita frequência. O método consiste na troca reversível de íons entre um sólido (resina ou qualquer outro reagente) e um líquido. A troca aniônica se faz pela substituição do ânion da solução (I^-) pelo ânion da resina (por exemplo, na forma cloreto: Cl^-).



A resina pode ser novamente recuperada por simples contato com uma solução de ácido clorídrico (HCl).

Jeworowski⁽²⁹⁾ utilizou um método de concentração baseado na troca isotópica entre o iodo

estável e o iodo radioativo numa camada de asbesto impregnado com iodeto de prata (AgI). Depois de seca, com o auxílio de um detector Geiger-Müller (GM) contou a radioatividade presente. O limite de detecção deste método foi de 5 pCi de ^{131}I por litro de amostra de água de chuva.

Fairman e Sedlet⁽¹⁴⁾ usaram uma coluna de troca-iônica de AgCl para separação rápida de ^{131}I em leite. Essa coluna também é aplicada para a detecção deste radioisótopo em amostras de água. O ^{131}I é eluído como ácido iódico (HIO_3) por água clorada acidificada, a solução sendo diretamente analisada por espectrometria gama. O tempo necessário para analisar um litro de amostra é de duas horas (incluindo o tempo de contagem). Com este método foi possível detectar uma atividade menor do que 2 pCi de ^{131}I /litro de amostra.

Dobosz⁽¹²⁾ desenvolveu um método sensível para determinar radioiodo em amostras de água. Inicialmente adicionou, à solução de ^{131}I , carregador de iodeto de sódio, solução de nitrito de sódio e ácido nítrico concentrado. O iodo molecular foi extraído com tetracloreto de carbono e transferido para a fase aquosa por extrações sucessivas com solução de sulfito de sódio. A solução assim obtida percolou em uma camada de resina aniônica (Dowex 2x8, 100 – 200 mesh), na forma nitrato.

A atividade presente na camada de resina foi analisada em um contador GM de anticoincidência. O limite de detecção deste método depende do rendimento químico, da amplitude do ruído do detector, da sua eficiência de contagem e da auto absorção das partículas β na resina.

O rendimento químico foi maior do que 99%, a eficiência de contagem de 40%, o limite de detecção foi estimado em 0,6 pCi, adotando uma auto absorção das partículas β de 50%.

A técnica de troca-iônica para a concentração e separação do ^{131}I , das amostras de água e leite, é muito utilizada porque a retenção na resina aniônica é de 98-100%^(7,36,54) e a recuperação do iodo na eluição é maior do que 90%^(36,37).

3.3.1.3 – Concentração por Extração com Solventes

Este método baseia-se na extração do iodo molecular (I_2) que é solúvel em alguns solventes orgânicos, por exemplo: tetracloreto de carbono (CCl_4) e clorofórmio. Após a extração o I_2 é reduzido a iodeto (I^-) por hidrogenossulfato de sódio (NaHSO_3) que não é solúvel em compostos orgânicos.

A extração do I_2 sem a adição de carregador não é adequada, por necessitar grande volume de CCl_4 e a extração não ser completa.

O carregador iodeto de sódio (NaI) é oxidado pelo hipoclorito de sódio (NaClO) em solução básica para iodato (IO_3^-) e periodato (IO_4^-). É depois reduzido a iodeto (I^-) em solução ácida pelo hidrogenossulfito de sódio para assegurar os diferentes números de oxidação entre o carregador e o iodo radioativo e a seguir oxidado a I_2 com nitrito de sódio (NaNO_2). A extração em CCl_4 serve para as duas fases: concentração e purificação. O ^{131}I é posteriormente purificado e concentrado numa segunda extração em NaHSO_3 .

A solução de hidrogenossulfito de sódio é analisada por espectrometria gama ou ainda precipitada na forma de AgI para a contagem β .

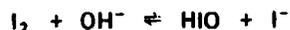
Esta operação de concentrar o ^{131}I pela técnica de extração é simples, precisa e é utilizada para determinar concentrações muito baixas deste radioisótopo em água.

3.3.1.4 – Concentração por Destilação⁽⁴⁴⁾

Esta técnica consiste em adicionar carregador de iodo às amostras de água contendo o ^{131}I e

adicionar dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio sulfúrico (H_2SO_4) para que ambos fiquem no mesmo estado de oxidação.

O iodato é então reduzido para iodo elementar pelo ácido oxálico ($H_2C_2O_4$) na presença de um excesso de H_2SO_4 que levará todo I^- a I_2 . Destila-se a amostra de água e coleta-se o I_2 em uma solução de hidróxido de sódio (NaOH):



Acidifica-se o destilado com H_2SO_4 até a solução tornar-se castanha por causa da formação de I_2 . Qualquer iodeto é então oxidado a I_2 , com nitrito de sódio ($NaNO_2$). O I_2 é extraído em CCl_4 .

A principal desvantagem deste método é que ele exige mais equipamentos e tempo do que os outros. Os resultados obtidos são semelhantes aos descritos anteriormente.

3.3.1.5 – Concentração por Evaporação

Quando as amostras de água não sofrem qualquer tratamento químico, o método de concentrar o radioisótopo pela técnica de evaporação não é em geral aplicada para ^{131}I , porque ocorrem perdas durante o processo pela volatilização do iodo⁽⁴²⁾.

Foti⁽¹⁶⁾ em seu trabalho cita que muitos pesquisadores descobriram que o I_2 e o I^- não se volatilizam de uma solução, se ela for tratada com hidróxido de sódio (NaOH) numa concentração maior do que 0,4 N e acetona, por um tempo não inferior a 16 horas, em um frasco fechado. Verificou-se também em seu experimento, o comportamento do ^{131}I na presença de diversas concentrações de NaOH e sua perda por volatilização em função da temperatura. Utilizando a solução de NaOH 0,4 N observou que começa a ocorrer perdas de iodo a uma temperatura superior a 770°C.

CAPÍTULO 4

4 – MÉTODO E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NO CONTROLE AMBIENTAL DO IEA

Para a detecção dos radionuclídeos presentes nos resíduos eliminados no ar e na água pelas instalações em operação no IEA, a autora selecionou os métodos mais viáveis para a monitoração ambiental, dentre os citados no capítulo 3.

Foram determinados, pela autora os parâmetros de diluição do material radioativo no ar e na água após sua eliminação. Os locais de recolhimento das amostras foram escolhidos visando a obter dados que fossem os mais representativos para a avaliação da dose no grupo crítico e do dano à população.

A autora calibrou os sistemas de detecção utilizados para a determinação dos radioisótopos presentes nos resíduos eliminados pelo IEA, com a finalidade de avaliar suas concentrações no ar e na água, nos locais pré-selecionados em função das vias de transferência.

4.1 – Métodos para Determinação dos Parâmetros de Diluição

4.1.1 – Na Atmosfera

Para a determinação do parâmetro de diluição na atmosfera a autora fez eliminar na chaminé do laboratório do Centro de Produção de Material Radioativo (CPMR), uma quantidade conhecida de ^{131}I , na forma de iodo molecular (I_2), e coletaram-se amostras de ar a 200 metros de distância, aproximadamente, na direção do vento e ao nível do solo.

As colheitas de ar foram realizadas em duas estações de amostragem utilizando-se duas bombas "Millipore" com filtros de carvão "Cesco Chemical Cartridge – organic vapors".

O tempo de amostragem foi de sete horas após o início da liberação de I_2 e os pontos de coleta situavam-se nas proximidades dos Centros de Aplicações de Radioisótopos e Radiações na Engenharia e Indústria (CARREI) e Engenharia Nuclear (CEN).

A autora calculou o fator de diluição (f_x) utilizando-se a expressão:

$$f_x = \frac{C_x \cdot t}{A} \quad (\text{s/m}^3)$$

onde:

C_x = concentração média de ^{131}I no ar, à distância x do ponto de injeção (pCi/m^3);

A = atividade de ^{131}I eliminada no ponto de injeção ($1,5 \cdot 10^8 \text{ pCi}$);

t = tempo de amostragem de ar (s).

4.1.2 – Em Cursos de Água

Para a determinação do fator de diluição dos resíduos líquidos a serem eliminados, coletamos amostras de água no tanque de retenção, antes de sua liberação para o esgoto, e na Estação de Tratamento de SABESP, em Pinheiros, no momento da chegada dos resíduos radioativos já decaídos.

Para isso, instalamos junto a entrada do esgoto na SABESP, uma sonda de NaI (TI), 1" x 1", que registrou a passagem do material radioativo.

Analisamos 400 ml da amostra de água do tanque de retenção, antes de sua liberação, e da amostra de esgoto por espectrometria gama utilizando um detector Ge(Li) durante 100 minutos. Para estas análises não houve necessidade de qualquer tratamento químico.

O fator de diluição na entrada da represa Billings foi determinado por cálculo, levando em consideração a vazão do rio Pinheiros que é de $70 \text{ m}^3/\text{s}$ ⁽¹⁸⁾ durante todo o ano, controlada pelas estações elevatórias de Traição e Pedreira.

4.2 – Métodos Utilizados na Monitoração

Na escolha dos métodos de detecção usados no programa de monitoração ambiental em caráter rotineiro levamos em consideração os radionuclídeos presentes nos efluentes liberados pelas instalações do IEA, os fatores de diluição nas principais vias de transferência e os equipamentos de detecção disponíveis.

4.2.1 – Monitoração do Ar

A autora fez a monitoração dos resíduos gasosos eliminados pelas instalações em operação no IEA, utilizando a técnica de recolher amostras de ar em filtros de papel.

Os locais de recolhimento escolhidos para esta monitoração foram:

- no ponto de eliminação: chaminé dos laboratórios do Centro de Processamento de Material Radioativo, e
- nas proximidades do prédio do CARREI

No ponto de descarga instalou um amostrador de ar com vazão de $0,4 \text{ m}^3/\text{hora}$, para conseguir as coletas de ar em forma contínua, recolhendo-se as amostras nas segundas e quartas-feiras de cada semana.

Fez a monitoração do ambiente nas proximidades do prédio do CARREI com uma bomba coletora alimentada por ar comprimido, com vazão de $8 \text{ m}^3/\text{hora}$.

As coletas realizaram-se em forma contínua num papel de filtro Whatman nº 41 de $12,5 \text{ cm}$ de diâmetro. O papel de filtro foi substituído diariamente e após o tempo de coleta a atividade presente foi determinada num detector Ge(Li) e num detector de NaI(Tl).

A autora calculou a atividade de ^{131}I eliminada na chaminé dos laboratórios pela fórmula:

$$A_e = \frac{A_f \cdot V_c}{ef \cdot V_B}$$

onde:

A_e = atividade eliminada

A_f = atividade no filtro

V_c = vazão da chaminé = $1000 \text{ m}^3/\text{h}$

ef = eficiência do filtro = 74% (item 4.5.2)

V_B = Vazão da bomba coletora = $6,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{min}$.

logo, substituindo-se os valores numéricos, tem-se:

$$A_e = 3,5 \cdot 10^3 A_f$$

4.2.2 – Monitoração da Água

4.2.2.1 – Amostras de Água Antes da Eliminação

Os resíduos líquidos produzidos nos diferentes laboratórios do IEA são recolhidos em tanques de retenção de 10 m^3 de capacidade e monitorados posteriormente.

Para a monitoração dos resíduos líquidos usamos os métodos de detecção pela análise direta e o de concentração da amostra por evaporação. Antes de cada eliminação desses resíduos para a rede de esgoto, coletaram-se amostras de 100 ml, em $\text{pH} \cong 7$, que foram medidas sem qualquer tratamento prévio, no detector Ge(Li), por 100 minutos.

Coletaram-se também amostras de 2000 ml ($\text{pH} \cong 7$) desses tanques de retenção que foram evaporadas até 100 ml. As soluções concentradas foram analisadas nas mesmas condições das amostras que não sofreram tratamento.

4.2.2.2 – Amostras de Águas do Ambiente

Para a determinação dos radionuclídeos de interesse nas amostras de água do ambiente a autora usou a técnica de concentração para alcançar níveis detectáveis. Os métodos utilizados para analisar essas amostras basearam-se na concentração dos radionuclídeos em colunas de troca-iônica seguida de eluição e evaporação.

Para tanto, carregou-se uma coluna de 2 cm de diâmetro com cinco gramas de resina DOWEX 1 x 8, de 200–400 “mesh”, na forma de cloreto (Cl^-) que foi lavada com 500 ml de água destilada.

As características desta coluna foram determinadas avaliando-se sua capacidade de retenção, rendimento da eluição e fator de concentração do radioisótopo. Para isso utilizou-se uma solução de iodeto de sódio (Na^{131}I) de concentração relativamente alta com o objetivo de obter boa resposta de contagens no detector Ge(Li) para um tempo pequeno de leitura das frações de eluição.

Fizemos percolar 100 ml de solução carga contendo 40 mg de iodeto de potássio (KI) e solução de Na^{131}I ($\text{pH} = 7$). A vazão de percolação foi de 2,3 ml/min. Fez-se a eluição do ^{131}I retido na coluna com solução de nitrato de potássio (KNO_3) 1 M em $\text{pH} = 7$. Coletaram-se frações de um mililitro de cada cinco mililitros eluidos que foram analisadas utilizando um detector Ge(Li). Os dados obtidos referem-se a transição de maior abundância do ^{131}I (364 keV).

Após essa eluição, aplicamos a técnica de concentração por simples evaporação. Ao eluído da coluna (150 ml) adicionaram-se 150 ml de NaOH 0,5 N e cinco mililitros de acetona, deixando-os em contato por 24 horas em recipiente fechado. Evaporou-se essa solução até quatro mililitros para ser analisada no detector na $\text{NaI}(\text{Tl})$.

Os pontos de coleta selecionados para a monitoração das águas do ambiente foram: a água do rio Pinheiros próximo ao ponto de descarga, a água da represa Billings perto da estação elevatória Pedreira e a água da lagoa localizada na área do IEA.

Analisamos, mensalmente, as águas desses locais coletando-se 30 litros de amostra e passando-se pela coluna de troca-iônica descrita acima, utilizando-se a mesma técnica para a concentração do ^{131}I .

4.3 – Equipamentos Utilizados

Os equipamentos utilizados na determinação dos radionuclídeos presentes e suas respectivas concentrações nas amostras de ar e água foram:

- A – Detector Geiger-Müller (GM) modelo 18505, da Philips, acoplado a um sistema eletrônico composto de uma fonte de alta tensão, amplificador modelo PW4022, um contador modelo PW4032 e um contador de tempo modelo PW4052, todos marca Philips.

- B – Detector de iodeto de sódio tipo poço – NaI(Tl), de 3" x 3", com poço de 1,8 cm de diâmetro operando em 1000 volts, acoplado a um analisador multicanal fabricado pela Northern, modelo NS-720, de 4096 canais.
- C – Detector semiconductor de germânio-lítio: Ge(Li), da Ortec, com volume sensível de 44,1 m³, operando em uma tensão de 3000 volts e acoplado a um analisador multicanal da Hewlett-Packard, modelo 5401A, de 8192 canais.
Com o amplificador modelo 451, da Ortec, a autora determinou uma resolução de 3,3 keV para energia de 1,33 MeV do ⁶⁰Co.
- D – Sonda contendo um detector de iodeto de sódio-NaI(Tl), de 1" x 1", acoplado a um contador integrador "BASC" com um registrador gráfico – "Rustrac".
- E – Bomba marca "Millipore Filter Corporation", de 2,8 m³/hora de vazão.
- F – Bomba injetora de ar de 8,3 m³/hora de vazão.
- G – Amostrador de ar de 0,4 m³/hora de vazão, marca Research Appliance Corporation: Environmental and Scientific Instruments for Air, Water and Noise Pollution. Este equipamento possui um sistema de amostragem composto por um rolo de papel de filtro onde se dá a adsorção. O tempo de coleta é programável e a troca do papel se faz de forma automática.

4.4 – Determinação da Reta de Calibração e Radiação de Fundo (BG)

Para a determinação dos radionuclídeos presentes em uma amostra a ser analisada no detector Ge(Li) acoplado a um multicanal construímos uma reta de calibração com fontes radioativas de energias conhecidas. Necessitou-se também determinar a radiação de fundo (BG) do laboratório de medidas para ser subtraído dos valores encontrados nas amostras.

Para traçar a reta de calibração utilizamos 2048 dos 8192 canais disponíveis do analisador e as fontes de ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ⁶⁵Zn e ¹¹⁰Ag. As energias correspondentes a cada radioisótopo e o respectivo canal estão representados na Tabela XII.

Tabela XII

Energias das Fontes Utilizadas na Calibração e o Respetivo Canal

Fonte	Energia (keV)	Canal
⁶⁵ Zn	511,0	435
	1115,5	953
¹³⁷ Cs	661,6	564
	657,6	561
¹¹⁰ Ag	706,6	603
	763,8	652
⁶⁰ Co	884,5	756
	937,3	801
	1173,2	1004
	1332,4	1141

Do gráfico, número do canal em função da energia (keV) tirou-se a reta de calibração:

$$y = 1,1637 x + 5,1158$$

onde y é a energia em keV e x o número do canal.

Desta maneira tem-se a possibilidade de analisar radionuclídeos emissores gama de 6,28 keV até 2,36 MeV. Assim, toda vez que se mudava algum parâmetro do analisador multicanal como número de canais e ganho do amplificador, traçava-se uma nova reta de calibração.

Determinamos a radiação de fundo (BG), com o detector de Ge(Li) da sala de medidas, para todos os tempos de contagem utilizados nos experimentos. Na Figura 12 encontra-se um espectro para 2000 minutos de contagem.

Pela reta de calibração é fácil identificar os picos dos radionuclídeos, por exemplo: ^{214}Pb , ^{40}K , e outros que aparecem normalmente nos espectros da radiação de fundo.

4.5 – Determinação da Eficiência dos Filtros e de seu Sistema de Detecção

4.5.1 – Filtros de Carvão Ativo

A autora executou cinco experimentos para determinar a eficiência de retenção dos filtros de carvão ativo "Cesco Chemical Cartridge – organic vapors". Para isso, colocou dois filtros em série, recolhendo, o ^{131}I presente no fluxo de ar. A seguir, analisamos os filtros no detector Geiger-Müller, calculando a eficiência de retenção (E_r) pela fórmula:

$$E_r = \frac{C_1 - C_2}{C_1}$$

onde C_1 e C_2 são as contagens do 1º e 2º filtros, respectivamente.

O resultado obtido nesses experimentos variou de 98,5% a 99,4%. Para fins de proteção radiológica, considerou-se nos cálculos a eficiência de 98,5%.

Determinou-se a eficiência de contagem do detector GM partindo-se de uma solução de Na^{131}I de atividade conhecida. Colocou-se essa solução em um recipiente de boca suficientemente larga para o encaixe do filtro de carvão ativo.

Fez-se a contagem da solução padrão no GM e a seguir adicionou-se solução de nitrito de sódio (NaNO_2) e ácido sulfúrico (H_2SO_4) para favorecer o desprendimento de iodo gasoso (I_2).

Fechou-se o recipiente com o filtro de carvão que estava no interior de um suporte a este acoplado a uma bomba de sucção. Após a evaporação do iodo e sua adsorção no filtro, fez-se novamente a contagem da solução padrão e pela diferença determinou-se a atividade que passou pelo filtro de carvão.

Para o cálculo da atividade retida no filtro levou-se em consideração a eficiência da retenção mencionada acima. A eficiência de contagem foi de $6,8 \cdot 10^4$ cpm/ μCi de ^{131}I .

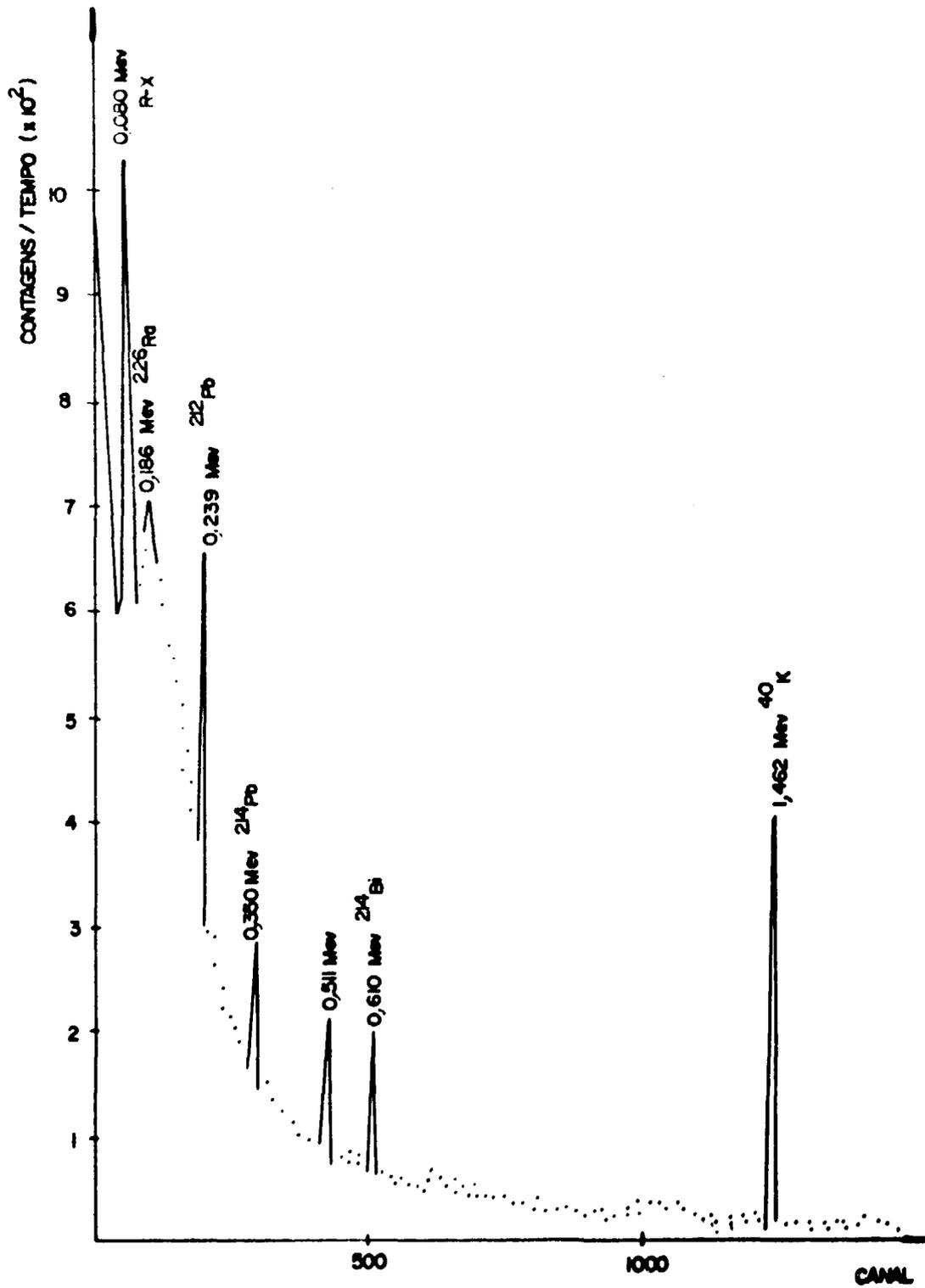


Figura 12 – Espectro da Radiação de Fundo para 2000 minutos de Contagem Utilizando o Detector Ge(Li)

4.5.2 – Filtros de Papel

Para determinar a eficiência da adsorção nos filtros de papel Whatman evaporamos uma solução radioativa de ^{131}I , perto do sistema coletor contendo dois filtros em série e uma bomba de vácuo. A seguir, cada filtro foi analisado pelo detector Ge(Li), no pico de 364 keV do iodo, durante 800 segundos.

Para o cálculo da eficiência de retenção, utilizou-se a expressão citada no item 4.5.1. A eficiência de retenção nos quatro experimentos realizados nesta determinação variou de 74% a 82%. Pelas mesmas razões expostas, no item anterior, considerou-se nos cálculos a eficiência de retenção de 74%.

Para a calibração do sistema de detecção dos filtros de papel no detector Ge(Li) utilizamos uma solução padrão de iodeto de sódio (Na^{131}I) de atividade conhecida. A medida da atividade absoluta foi determinada em um sistema de câmara de ionização de poço $4\pi\text{-}\gamma$, calibrado por padrão de sistema de coincidência $4\pi\beta\text{-}\gamma$, no laboratório de Metrologia Nuclear do IEA.

Os papéis de filtro Whatman nº 41, de 12,5 cm de diâmetro, foram contaminados com a solução de iodo radioativo, molhando-os de maneira uniforme num círculo de nove centímetros de diâmetro. O volume de solução (pH=9) necessário para contaminar o papel foi 0,6 ml, o qual foi mantido constante para os outros ensaios.

A autora procedeu a secagem desses filtros ao ar livre para evitar que o iodo se volatilizasse e em seguida adsorveu-os e acondicionou-os em sacos plásticos. Os filtros foram analisados no detector Ge(Li) por 800 segundos e no detector NaI(Tl) por 1000 segundos no pico de 364 keV do ^{131}I .

A contagem real deste pico foi obtida pela subtração das contagens da radiação de fundo (BG) e da área do trapézio correspondente ao efeito Compton⁽¹¹⁾. Para os cálculos de atividade levou-se em consideração o decaimento do radioisótopo entre a data de calibração e a data da realização do experimento.

A eficiência média de contagem para o sistema de detecção Ge(Li), nos três experimentos realizados, foi de $(18,7 \pm 2,3)$ cpm/nCi de ^{131}I . Para o detector de NaI(Tl) a eficiência média de contagem foi $(320,5 \pm 36,1)$ cpm/nCi de ^{131}I .

O limite de detecção de ^{131}I no ar, considerando-se duas vezes o desvio padrão (2σ) acima dos valores da radiação de fundo no detector de NaI(Tl), foi de 15 pCi no filtro. Para a vazão da bomba de $8,3 \text{ m}^3/\text{hora}$, tempo de coleta de 24 horas e eficiência do filtro de 74%, obteve-se como limite de detecção uma concentração no ar de 1.10^{-4} pCi/l.

4.6 – Determinação da Eficiência do Sistema de Detecção para as Amostras de Água

Para a calibração do sistema de detecção das amostras de água do tanque de retenção e do ambiente a autora utilizou solução padrão de ^{131}I . Fez vários experimentos para determinar a eficiência de contagens no detector Ge(Li) e no detector NaI(Tl), utilizando amostras de 100 ml e quatro mililitros respectivamente e com várias diluições da solução padrão.

Para o $^{123\text{m}}\text{Te}$ utilizou a curva de eficiência de contagem do detector Ge(Li) em função da energia, obtida com a solução padrão de ^{131}I .

A eficiência média de contagem para o sistema de detecção Ge(Li) foi de $(4,4 \pm 1,1)$ cpm/nCi no pico de 364 keV do ^{131}I e $(8,0 \pm 2,8)$ cpm/nCi no pico de 158 keV do $^{123\text{m}}\text{Te}$. Para estes cálculos, utilizamos as contagens reais dos fotopicos do iodo e telúrio obtidas da mesma forma que foram citadas no item anterior.

A eficiência média de contagem para o sistema de detecção NaI (TI) foi de $(727,6 \pm 27,0)$ cpm/nCi no pico de 364 keV do ^{131}I .

O limite de detecção de ^{131}I e de ^{123m}Te para o detector Ge(Li), considerando duas vezes o desvio padrão (2σ) acima da radiação de fundo, é de 5,6 nCi e 13,3 nCi, respectivamente.

O limite de detecção de ^{131}I para o detector de NaI(Tl) é de 0,02 nCi. Para um volume de amostra de 30 litros, o limite de detecção de ^{131}I na água é de 0,07 pCi/l.

CAPÍTULO 5

5 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS DO CONTROLE RADIOMÉTRICO AMBIENTAL

5.1 – Determinação dos Parâmetros de Diluição

5.1.1 – Na Atmosfera

Na tabela XIII encontram-se os resultados obtidos pela autora na determinação da concentração do ^{131}I no ar, nos dois pontos de amostragem, localizados dentro de um ângulo de 30° em relação à chaminé do laboratório, na direção do vento e os respectivos fatores de diluição. A velocidade do vento durante o tempo do experimento foi de 2,5 m/s.

Tabela XIII

Fator de Diluição do ^{131}I na Atmosfera

Local	Distância (m)	Volume de ar recolhido (m ³)	Concentração (pCi/m ³)	Fator de diluição (s/m ³)
CEN	200	54,2	11,0	$1,9 \cdot 10^{-3}$
CARREI	250	58,0	10,0	$1,7 \cdot 10^{-3}$

5.1.2 – Na Rede de Esgoto da Cidade Universitária

Na Tabela XIV, estão representadas as contagens medidas nas amostras de água recolhidas no ponto de descarga e na entrada da estação de tratamento de esgotos da SABESP. Estas contagens foram observadas nos fotopicos do ^{131}I e do ^{123m}Te .

O tempo de percurso nos esgotos da rede da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", até a entrada na SABESP, é de quatro horas aproximadamente. Neste percurso, a diluição dos resíduos radioativos eliminados do IEA é da ordem de 10^3 .

5.2 – Monitoração do Ar

Na Tabela XV, acham-se os dados da monitoração rotineira de atividade de ^{131}I eliminada pelos laboratórios do Centro de Processamento de Material Radioativo (CPMR).

Tabela XIV

Diluição dos Resíduos Líquidos na Rede de Esgotos da Cidade Universitária

Energia (keV)	Radiolótópo	Contagens Sob o Fotopico		Diluição
		Tanque de Retenção	Esgoto SABESP	
158	^{123m}Te	$5,6 \cdot 10^5$	$6,2 \cdot 10^3$	$0,9 \cdot 10^3$
283	^{131}I	$3,1 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^3$	$0,9 \cdot 10^3$
364	^{131}I	$1,3 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^3$
637	^{131}I	$9,6 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^3$	$0,9 \cdot 10^3$
722	^{131}I	$2,1 \cdot 10^5$	—	—

Tabela XV

Atividade Eliminada de ^{131}I nos Efluentes Gasosos

Período de Coleta Ano: 1978	Atividade Eliminada (μCi)	Período de Coleta Ano: 1978	Atividade Eliminada (μCi)
08/2 a 10/2	0,8	29/3 a 31/3	0,2
13/2 a 14/2	0,1	03/4 a 04/4	0,1
15/2 a 17/2	0,5	05/4 a 07/4	0,3
20/2 a 21/2	2,6	10/4 a 11/4	0,1
22/2 a 24/2	4,6	12/4 a 14/4	0,1
27/2 a 28/2	3,2	17/4 a 18/4	0,1
01/3 a 03/3	1,8	19/4 a 21/4	0,3
06/3 a 07/3	0,4	24/4 a 25/4	0,2
08/3 a 10/3	0,6	26/4 a 28/4	0,2
13/3 a 14/3	0,8	02/5 a 03/5	0,1
15/3 a 17/3	0,5	04/5 a 05/5	0,1
20/3 a 21/3	0,4	08/5 a 09/5	0,2
22/3 a 24/3	0,2	10/5 a 12/5	0,3
27/3 a 28/3	0,5	13/5 a 16/5	0,1

Desde o início da coleta, 8 de fevereiro de 1978, até o fim do primeiro trimestre, a atividade eliminada de ^{131}I foi de $17,2\mu\text{Ci}$.

Os filtros utilizados na monitoração do ar, nas proximidades do prédio do CARREI, foram analisados no detector NaI(Tl), no pico de 364 keV do ^{131}I , e em todos os casos as contagens mantiveram-se dentro do erro das medidas da radiação de fundo.

Na Figura 13, encontra-se um espectro típico dos filtros analisados na cristal de NaI(Tl) por 10.000 segundos. Nele observa-se um pico na região de 238 keV correspondente ao $^{212}\text{Pb}(t_{1/2} = 10,6\text{h})$.

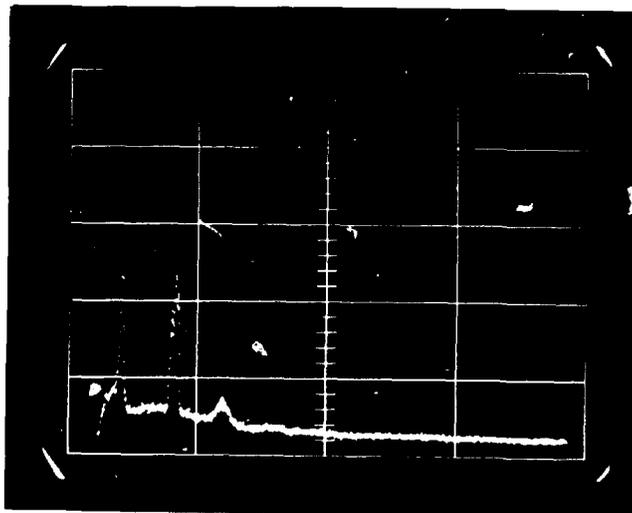


Figura 13 — Espectro de uma Amostra de Ar no Detector de NaI(Tl) para 10.000 segundos de Contagem

5.3 – Monitoração da Água

5.3.1 – Antes da Eliminação no Ambiente

A autora usou o detector Ge(Li) para determinar e medir a radioatividade da água do tanque de retenção em caráter rotineiro. Antes de cada eliminação para o esgoto coletou amostras de 100 ml que foram analisadas durante 100 minutos.

Na Tabela XVI, encontram-se as quantidades de ^{131}I ; e $^{123\text{m}}\text{Te}$ eliminadas no ambiente junto aos demais radionuclídeos presentes em atividade baixa.

As atividades de ^{131}I e $^{123\text{m}}\text{Te}$ eliminadas no primeiro trimestre de 1978 foram, respectivamente, $35,0\text{mCi}$ e $1,3 \cdot 10^{-3}\text{mCi}$, conforme mostra a Tabela XVI. A atividade dos demais radionuclídeos mencionados na última coluna da mesma Tabela nunca ultrapassaram duas vezes o valor da radiação de fundo.

Tabela XVI
Atividade Eliminada de ^{131}I e ^{123m}Te nos Efluentes Líquidos

Data da liberação Ano: 1978	Volume liberado (m^3)	^{131}I (mCi)	^{123m}Te (mCi)	Outros radionuclídeos presentes em atividade baixa
27/01	10	0,6	$1 \cdot 10^{-4}$	^{51}Cr
16/02	10	3,7	—	^{51}Cr , ^{134}Cs
27/02	10	9,1	—	^{51}Cr
09/03	10	15,2	—	—
13/03	10	—	$4 \cdot 10^{-4}$	^{198}Au
13/03	10	—	$4 \cdot 10^{-4}$	^{198}Au
27/03	10	6,4	$4 \cdot 10^{-4}$	^{51}Cr
11/04	10	15,3	$5 \cdot 10^{-5}$	^{51}Cr , ^{82}Br
25/04	10	3,2	$1 \cdot 10^{-5}$	^{51}Cr
08/05	10	3,8	—	^{51}Cr , ^{82}Br

Coletamos também amostras de água do tanque de retenção (pH=7) e sem qualquer tratamento prévio elas foram evaporadas e comparadas com as amostras analisadas no detector Ge(Li). Na Figura 14, acham-se os espectros de uma dessas amostras de água do tanque medida diretamente e de uma amostra concentrada.

5.3.2 – Amostra de Águas do Ambiente

No experimento de concentração em resina aniônica com a solução de Na^{131}I de $4,2 \cdot 10^6$ contagens/100 ml, obtivemos os resultados seguintes:

- a) Depois que o iodo percolou na resina, não foi detectada nenhuma contagem nas águas de lavagem. Com essa observação verifica-se que a resina DOWEX 1 x 8 apresenta uma capacidade de retenção de 100%.
- b) Eluiu-se o iodo retido com solução de nitrato de potássio (KNO_3 -1M), as frações sendo analisadas no detector Ge(Li). O rendimento da eluição foi superior a 98%.
- c) Com eluição de 150 ml da solução contendo iodo conseguiu-se um fator de concentração de 200.

A Figura 15 mostra a curva de eluição com a solução de KNO_3 -1M.

De cada local selecionado para a monitoração da água do ambiente, coletamos amostras de 30 litros que foram percoladas numa coluna igual à utilizada na determinação dos parâmetros de concentração.

Após a eluição da resina, a autora analisou 100 ml dessa solução no detector Ge(Li) e quatro mililitros no detector de $\text{NaI}(\text{Tl})$, não sendo detectados níveis acima do erro das medidas de radiação de fundo.

Aplicou-se, então, a técnica de concentração por evaporação para os 150 ml de solução contendo o ^{131}I . Com o volume final de quatro mililitros conseguiu-se novo fator de concentração de 37.

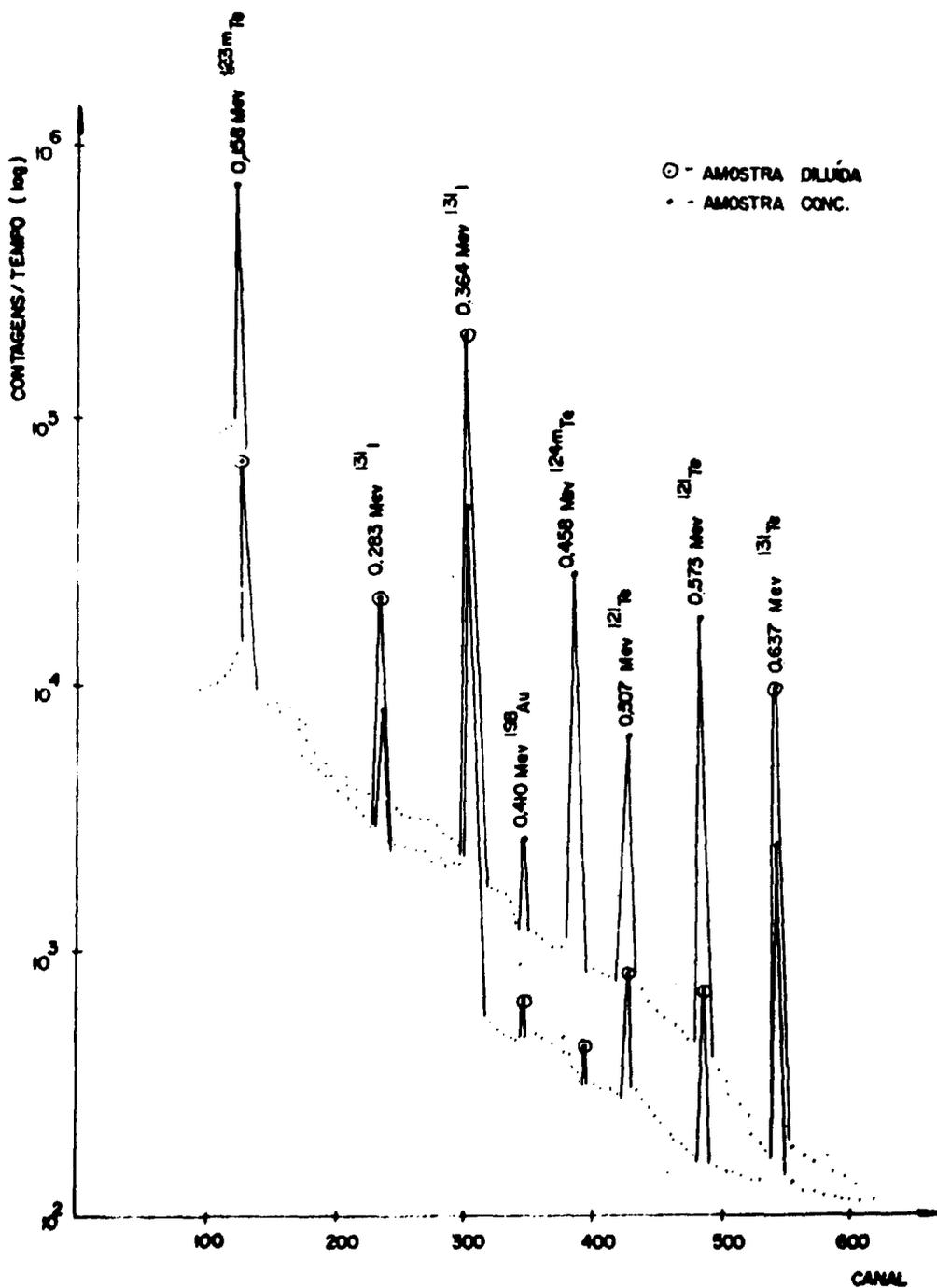


Figura 14 - Espectros de uma Amostra Concentrada e outra não, Medidas num Detector Ge(Li), Durante 100 minutos

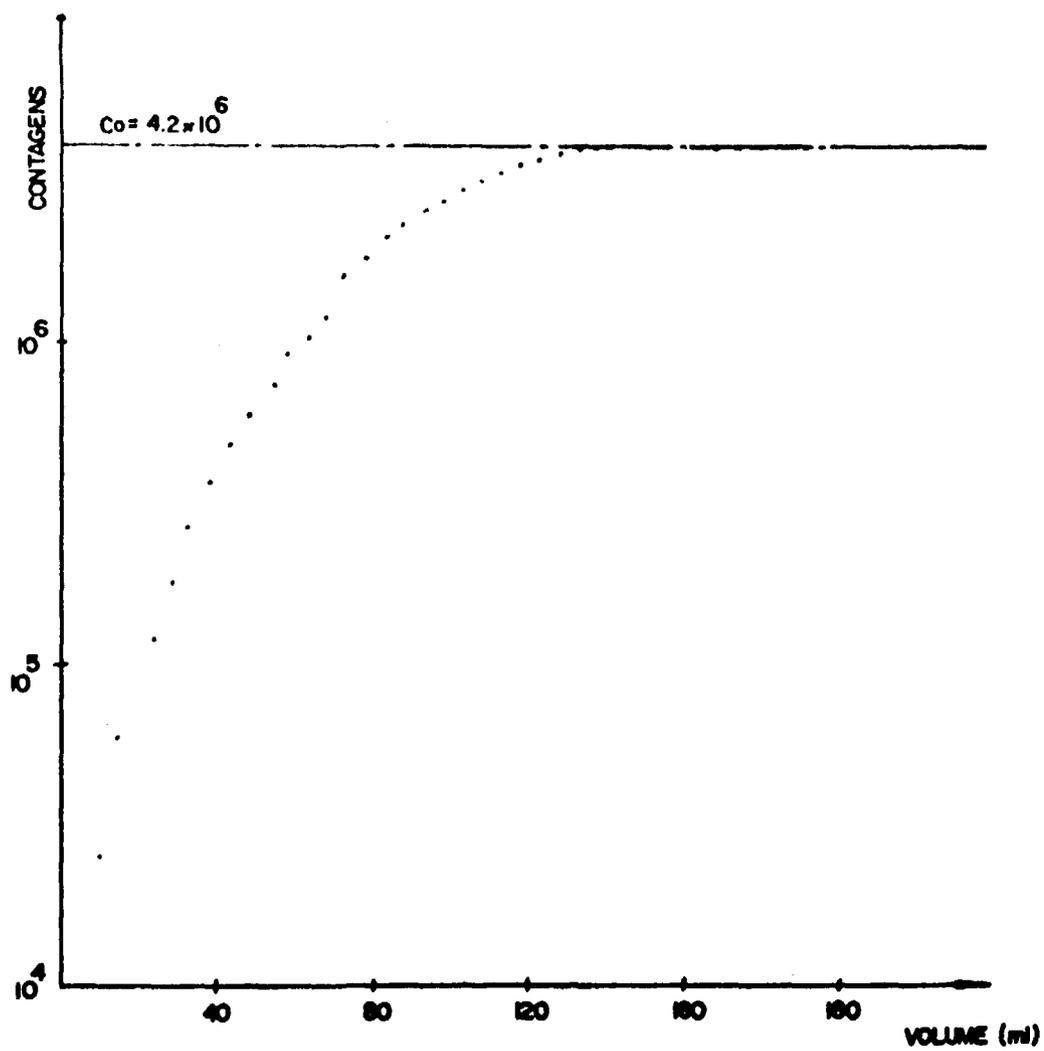


Figura 15 - Curva de Eluição do ^{131}I da Resina Dowex 1 x 8 com Solução de KNO_3 (1M);

Apesar da concentração altíssima alcançada nas amostras de água do ambiente, a leitura no detector de NaI(Tl), durante 1000 segundos, não acusou qualquer contagem acima do erro das medidas da radiação de fundo.

CAPÍTULO 6

6 – DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES

6.1 – Determinação dos Parâmetros de Diluição

6.1.1 – Na Atmosfera

Na Figura 16, encontram-se os fatores de diluição medidos e as curvas de Pasquill para a condição de estabilidade "F" para descargas no ambiente(*) ao nível do solo e a 15 metros de altura.

Levando-se em conta que a velocidade média do vento durante o experimento (2,5 m/s) foi particularmente alta para a região (item 2.1.3.), pode-se dizer que o parâmetro de diluição médio anual se encontrará entre o valor obtido experimentalmente e a curva superior correspondente à condição "F" de Pasquill.

Apesar da eliminação ser feita a 15 metros de altura, as irregularidades do terreno fazem que as condições reais de dispersão se aproximem do modelo teórico para descarga ao nível do solo.

Pode-se concluir que a condição de estabilidade "F" para eliminação ao nível do solo, que representa a situação mais desfavorável do ponto de vista de dispersão atmosférica⁽⁵⁸⁾, é a mais representativa para as avaliações do ambiente nas imediações do IEA.

Considerando uma velocidade de depósito dos aerossóis de 3.10^{-3} m/s, o valor superior do fator de dispersão, a 250 metros aproximadamente do ponto de descarga, é de $3,8.10^{-3}$ s/m³. O valor anual deverá encontrar-se entre esse valor e $1,7.10^{-3}$ s/m³, medido experimentalmente.

Adotando-se como valor médio de dispersão a média aritmética dos valores mencionados, o limite derivado de concentração (LD_c), correspondente ao limite derivado otimizado para ¹³¹I (item 2.6) no ponto considerado é:

$$LD_c = \frac{5 \cdot 10^{-2} \text{ Ci/a} \cdot 2,75 \cdot 10^{-3} \text{ s/m}^3}{3,2 \cdot 10^7 \text{ s/a}}$$

$$LD_c = 4,3 \text{ pCi/m}^3$$

A não ultrapassagem deste limite derivado de concentração a 250 metros implica numa certeza de que os limites derivados otimizados de descarga estão sendo respeitados. Porém, a observação de concentrações acima desses valores pode não representar uma violação nos limites de descarga, sempre que a situação seja mantida por um período curto de tempo e que os valores médios anuais não ultrapassem os limites derivados de concentração.

(*) A condição "F" de Pasquill é a condição de maior estabilidade e se apresenta durante a noite com uma velocidade de vento de até 3 m/s com nebulosidade menor ou igual a 3/8⁽⁵⁸⁾.

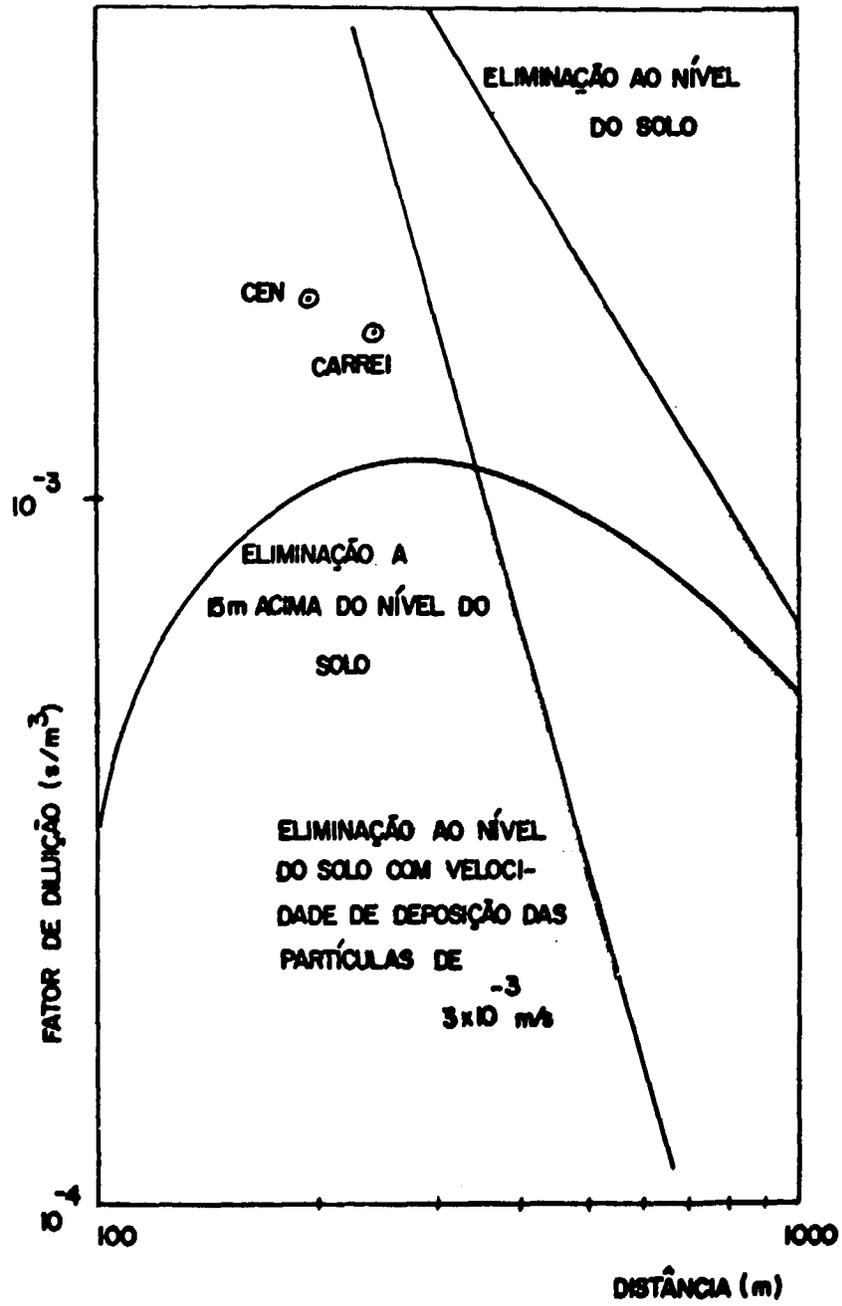


Figura 16 - Fator de Diluição na Atmosfera para a Condição de Estabilidade "F" de Pasquill

6.1.2 – Em Cursos de Água

Ao contrário do que ocorre com a liberação de resíduos gasosos, os cursos de água nas imediações do IEA apresentam condições ótimas de diluição para a descarga de material radioativo.

O valor de diluição de 10^3 alcançado na rede de esgotos da Cidade Universitária oferece uma margem de segurança significativamente alta nas descargas de resíduos líquidos das instalações do IEA.

Considerando-se que a vazão do rio Pinheiros é de $70 \text{ m}^3/\text{s}$, que o tempo de trânsito das águas na represa Billings supera os 100 dias e que as eliminações são em média de $30 \text{ m}^3/\text{mês}$, a diluição total antes de alcançar o ambiente de interesse radiossanitário (Estação de Captação de Água (ETA - Rio Grande) é superior a 6.10^6 , ampliando ainda mais a segurança.

Os limites derivados de concentração para cada um dos radionuclídeos eliminados no rio Pinheiros e na represa Billings são calculados pela expressão:

$$LD_{ci} = \frac{LDO_i}{V}$$

onde:

LD_{ci} = limite de concentração para o radionuclídeo i (Ci/m^3);

LDO_i = limite derivado otimizado de descarga para o radionuclídeo i (Ci/a);

V = volume de água transportada pelo rio Pinheiros = $2,2.10^9 \text{ m}^3/\text{a}$.

Na Tabela XVII, encontram-se os valores dos LD_{ci} para os radionuclídeos mais significativos nas descargas dos resíduos líquidos do IEA.

Tabela XVII

LD_c para os Radionuclídeos mais Significativos Eliminados nos Resíduos Líquidos das Instalações do IEA

Radioisótopo	LD_c (pCi/l)
^{131}I	3,4
^{123}mTe	0,8
^{125}mTe	3,5
^{127}mTe	0,8

Para as interpretações dos valores de concentração na água com relação aos LD_c são válidas as mesmas considerações feitas para a monitoração atmosférica (item 6.1.1.).

6.2 – Monitoração do Ar

A quantidade de ^{131}I eliminada no ambiente, no primeiro trimestre de 1978, representa menos de 0,2% da fração do limite derivado otimizado de descarga (item 2.6.). Isto se deve principalmente à diminuição nas atividades do CPMR em consequência da parada do reator IEAR-1, durante o trimestre, para reformas.

Considerando-se que do ponto de vista radiossanitário só devem ser registradas as detecções de níveis acima de 1/10 do limite de dose anual⁽⁵⁰⁾, a contaminação do ar neste período foi desprezível.

O limite de detecção alcançado no sistema de monitoração do ar de 1.10^{-4} pCi/l (item 4.5.2) é satisfatório para o controle ambiental nas estações de captação a 250 metros do ponto de descarga onde o limite derivado de concentração é de $4,3.10^{-3}$ pCi/l (item 6.1.1.).

Para controlar a atividade dos resíduos gasosos eliminados e possíveis descargas acidentais, necessita-se instalar outros postos de monitoração com a finalidade de cobrir todos os setores de 30° em que a direção do vento possa ocorrer.

O ^{212}Pb retido nos filtros da estação de monitoração provém das instalações de concreto dos prédios vizinhos. O ^{232}Th contido no cimento dá origem ao ^{220}Rn . O radônio que é um gás nobre escapa para o ambiente decaindo sucessivamente até o ^{212}Pb .

Os níveis médios de contagem observados no pico de 238 keV foram da ordem de 24 cpm. Supondo-se uma eficiência baixa de contagem para o detector de NaI(Tl), a incorporação anual de ^{212}Pb será:

$$\frac{24 \text{ cpm} \cdot 20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 365 \text{ d/a}}{0,1 \text{ cpm/dpm} \cdot 2,22 \text{ dpm/pCi} \cdot 192 \text{ m}^3} = 4,1 \cdot 10^{-3} \mu\text{Ci/a}$$

O valor resultante, isto é, $4,1.10^{-3} \mu\text{Ci/a}$, é 1000 vezes menor do que o limite de incorporação anual de ^{212}Pb recomendado para os indivíduos do público que é de $4,4 \mu\text{Ci/a}$ ⁽¹⁰⁾. Verifica-se, assim, que a presença do chumbo pode ser negligenciada, quando se considera o ponto de vista radiossanitário.

6.3 – Monitoração da Água

6.3.1 – Antes da Eliminação no Ambiente

A quantidade de ^{131}I eliminada no ambiente pelas instalações do IEA, no primeiro trimestre de 1978, representa 1,9% da fração do limite derivado otimizado (item 2.6.). Esta quantidade pequena liberada deve-se ao fato de que os laboratórios do CPMR não estavam processando material radioativo como consequência da inatividade do reator IEAR-1 durante o trimestre.

O radionuclídeo mais importante que acompanha o iodo, nas eliminações dos resíduos foi o $^{123\text{m}}\text{Te}$ em quantidades desprezíveis do ponto de vista radiossanitário (Tabela XVI). Os demais radionuclídeos presentes tinham atividades tão pequenas que não justificavam uma análise quantitativa. Porém, levando em consideração as previsões futuras de produção de radioisótopos, o $^{123\text{m}}\text{Te}$, $^{123\text{m}}\text{Te}$ e $^{127\text{m}}\text{Te}$ serão os radionuclídeos críticos na eliminação dos efluentes líquidos (item 2.4.3. e 2.6.).

O limite derivado otimizado (LDO) para ^{131}I é de 7,5 Ci/a (item 4.6.) e levando-se em consideração que a atividade eliminada se realiza com uma vazão média de $30 \text{ m}^3/\text{mês}$, o limite derivado de concentração (LD_c) no ponto de descarga é:

$$LD_c = \frac{7,5 \text{ Ci/a}}{30 \text{ m}^3/\text{mes} \cdot 12 \text{ meses/a}} = 2,08 \cdot 10^{-2} \text{ Ci/m}^3 = 20,8 \mu\text{Ci/l}$$

Considerando-se que só se registram atividades eliminadas superiores a 1/10 do limite derivado, as concentrações de interesse radiossanitário serão as que superam $2\mu\text{Ci/l}$. Sendo as amostras de 100 ml, a atividade nesse volume é de $0,2\mu\text{Ci}$. Este valor é 35 vezes maior do que o limite de detecção para o Ge(Li) que é de $5,6 \text{ nCi}$ (item 4.6.).

Fazendo-se uma análise análoga para o ^{123}mTe , a atividade na amostra de interesse radiossanitário é de $0,05 \mu\text{Ci}$, três vezes acima do limite de detecção que é de $13,3 \text{ nCi}$ (item 4.6.).

O método de detecção no Ge(Li) pela análise direta de 100 ml de resíduos líquidos mostrou-se adequado para a análise rotineira, antes da eliminação no ambiente.

Como pode ser visto no item 5.3.1., a técnica de evaporação se mostrou aplicável para os radioisótopos não voláteis, a saber ^{198}Au , ^{123}mTe , ^{121}Te e ^{129}mTe . Obteve-se um fator de concentração três para o ^{198}Au e 10 para os isótopos do telúrio.

Com amostras de água do tanque, após neutralização (pH = 6,5 a 7,5), ocorrem perdas de iodo na técnica de evaporação, por volatilização. Para concentrar o ^{131}I necessita-se elevar o pH das amostras com hidróxido de sódio acima de $10^{(16)}$.

6.3.2 – Amostras de Águas do Ambiente

A autora utilizou o detector de NaI(Tl) para a determinação dos resíduos radioativos presentes nas amostras de águas do ambiente. Detectou somente o ^{131}I porque na monitoração do ponto de descarga a atividade do ^{123}mTe já era desprezível (Tabela XVI).

O limite de detecção alcançado com o método de troca iônica e posterior evaporação ($0,7 \text{ pCi/l}$) é cinco vezes menor do que o limite derivado de concentração para o rio Pinheiros e represa Billings que é de $3,4 \text{ pCi/l}$ (item 6.1.2.). Este limite de detecção é suficiente para controlar que o limite derivado otimizado (LDO) de descarga não seja ultrapassado.

A concentração (C) de ^{131}I no ambiente, considerando-se a quantidade eliminada no trimestre, em decorrência das atividades regulares do IEA, foi de:

$$C = \frac{35,0 \text{ mCi}}{70 \text{ m}^3/\text{s} \cdot 8 \cdot 10^6 \text{ s}} = 6,2 \cdot 10^{-8} \text{ mCi/m}^3 = 0,1 \text{ pCi/l}$$

Este valor é cerca de 30 vezes menor do que o limite derivado de concentração e sete vezes menor do que o limite de detecção. Esta é a razão pela qual não foi detectada qualquer atividade nas amostras de água do rio Pinheiros e da represa Billings.

CAPÍTULO 7

7 – SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- 1 – Dar continuidade ao estudo de técnicas de monitoração ambiental: estendendo-se à investigação da flora, fauna e solo que se encontram nas vias de transferência do material radioativo até o homem.
- 2 – Estudar os parâmetros radioecológicos de interesse nas vias de transferência, os estudos sendo orientados aos programas ambientais pré-operacionais para a instalação de centrais nucleares.

ABSTRACT

(ODL)

Optimized derived limits for gaseous and liquid wastes released to the environment of Instituto de Energia Atômica (IEA) following the ICRP's recommendations were determined. Techniques for routine environmental monitoring were implanted in order to ensure that these limits be respected.

The treatment of liquid wastes which gives rise to the optimized discharge resulted from cost-benefit analysis, is the elimination of half-lived radioisotopes in the soil. The ^{EBB} value for iodine-131 is 50mCi/y and 7,5 Ci/y for gaseous and liquid effluents, respectively. The ^{EBB} values for other radionuclides of radiosanitary interest in liquid waste also determined. The most appropriate environmental monitoring techniques for IEA were studied and parameters of radioactive material dilution in the atmosphere and water courses were determined. Sample collection points were chosen to obtain the most representative data for the evaluation of radioactive dose in the critical group and the detriment produced in the population.

Detection system and methods were calibrated and standardized for the determination of radionuclides in wastes released from IEA in order to evaluate their concentrations in the main transference pathways.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS*

1. BÄHR, W. *Radioactive waste management: report to the government of Brazil*. Vienna, International Atomic Energy Agency, Dec. 1975 (IEA-TA-report-1088).
2. BENINSON, D. Population doses resulting from radionuclides of worldwide distribution. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Population dose evaluation and standards for man and his environment: proceedings of the seminar on... held in Portoroz, 20-24 May 1974*. Vienna, 1974, p.227-33. (Proceedings series; STI/PUB/375).
3. BENINSON, D. Radiation protection requirements in the limitation of the release of radioactive effluents. In: REGIONAL seminar on the application of environmental impact analysis to the nuclear power industry, Buenos Aires, Argentina, 29 August 2 September 1977. [s.n.t.] (IAEA-SR-24).

(*) As referências bibliográficas relativas a documentos localizados pelo IEA foram revistas e enquadradas na NB-66 da ABNT.

4. BENINSON, D. & BENINSON, A. M. *Monitoraje ambiental en la vecindad de la central nuclear de Atucha*. Buenos Aires, Comisión Nacional de Energía Atómica, 1974. (CNEA-PR-1/125).
5. BENINSON, D.; BENINSON, A. M.; MENOSSI, C. *Fallout radioactive debido a las explosiones en el Pacífico sur en período 1966-1970*. Buenos Aires, Comisión Nacional de Energía Atómica, 1971 (Informe R.S. 28/49; United Nations document A/AC 82/G/L 1392).
6. BLANCHARD, R. L. & KAHN, B. The fate of radionuclides discharged from a PWR nuclear power station into a river. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Environmental behavior of radionuclides released in the nuclear industry: proceedings of a symposium, held in Aix-En-Provence, 14-18 May, 1973*. Vienna, 1973. p.195-204. (Proceedings series: STI/PUB/345).
7. BONI, A. L. Rapid determination of iodine-131 in milk. *Analyst (London)*, 88(1042):64-6, Jan. 1963.
8. BONI, A. L. Rapid ion exchange analysis of radiocesium in milk, urine, sea water, and environmental samples. *Analyt. Chem.*, 38(1):89-92, Jan. 1966.
9. COLOMBO, P. & NEILSON JR., R. M. Some techniques for the solidification of radioactive wastes in concrete. *Nucl. Technol.*, 32(1):30-8, Jan. 1977.
10. COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Normas básicas de proteção radiológica*. Rio de Janeiro, 1973 (Resolução CNEN-6/73).
11. CROUTHAMEL, C. E. *Applied gamma-ray spectrometry*. New York, N. Y., Pergamon, 1970.
12. DOBOSZ, E. A simple method for determination of radioiodine. *Radiochem. Radioanal. Letters*, 13(5):381-4, 1973.
13. ENDO, L. S. *Avaliação de parâmetros de retenção dos produtos de fissão no solo*. São Paulo, 1978 (Dissertação de mestrado-IEA).
14. FAIRMAN, W. D.; SEDLET, J. A rapid and sensitive method for the determination of iodine-131 in milk by ion exchange on silver chloride. *Analyt. Chem.*, 38(9):1171-7, Aug. 1966.
15. FINNEY, B. C.; BLANCO, R. E.; DAHLMAN, R. C.; HILL, G. S.; KITTS, F. G.; MOORE, R. E.; WITHERSPOON, J. P. *Radioactive waste treatment costs and the impact of waste effluents in the nuclear fuel reprocessing light-water reactor fuel*. Oak Ridge, Tenn., Oak Ridge National Lab., Jan 1977. (ORNL/NUREG/TM-6).
16. FOTI, S. C. Ashing of vegetation for the determination of ^{131}I . *High Phys.*, 33:387-91, 1977.
17. GARCIA AGUDO, E.; SANCHEZ, W.; SANTOS, J. L.; MERIGHI, A. J. *Determinação das características hidráulicas da represa Billings utilizando traçadores radioativos*. [s.n.t.]. (Trabalho apresentado ao 8º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES, Rio de Janeiro - 14.12 a 19.12.75).
18. GARCIA AGUDO, E.; SANCHEZ, W.; SANTOS, J. L.; MERIGHI, A. J. ALBUQUERQUE, A. M. *Estudo do tempo de trânsito das águas dos rios Tietê e Pinheiros*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, mar. 1976. (IEA-404).
19. GARNER, R. J. *Transfer of radioactive materials from the terrestrial environment to animals and man*. Cleveland, Ohio Chemical Rubber Co., 1972. (CRC Monotopics series).

20. GOLDSTEIN, N. P.; SUN, K. H.; GONZALEZ, J. L. The measurement of extremely low-level radioiodine in air. *Nucl. Technol.*, 23:328-36, Sep. 1974.
21. HARLEY, J. H. ed. *HASL procedure manual*. New York, N. Y., Health and Safety Lab., 1972 (HASL-300).
22. HUBEL, K.; RUF, M.; HERRMANN, H. Radioecological investigations on the upper reaches of the river Danube. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Comparative studies of food and environmental contamination: proceedings of a symposium on . . . held in Otaniemi, Finland, 27-31 August, 1973*. Vienna, 1974. p.105-22 (Proceedings series; STI/PUB/348).
23. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS *Levantamento do lençol freático do I.P.T. - Projeto LELEFRIPT: Relatório nº 8454*, São Paulo, 1975.
24. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Control of iodine in the nuclear industry: report of a panel on . . . held in Vienna, 1973* (Technical reports series, 148).
25. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Design and operation of evaporators for radioactive wastes*. Vienna, 1968. (Technical reports series, 87).
26. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Environmental surveillance around nuclear installations: proceedings of a symposium held in Warsaw, Poland, 5-9 November 1973, v.1*. Vienna, 1974. (Proceedings series; STI/PUB/353).
27. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Manual on environmental monitoring in normal operation*. Vienna, 1966. (Safety series, 16).
28. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Objectives and design of environmental monitoring programmes for radioactive contaminants*. Vienna, 1975 (Safety series, 41).
29. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Quick methods for radiochemical analysis*. Vienna, 1969. (Technical report series, 95).
30. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Regional nuclear fuel cycles centres*. Vienna, 1977. 2v. (STI/PUB/445).
31. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION UNITS AND MEASUREMENTS. *Dose equivalent*. Washington, D. C. 1973. (Supplement to ICRU report 19).
32. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION UNITS AND MEASUREMENTS. *Radiation quantities and units*. Washington, D. C., jul. 1971, Reprinted Oct. 1975. (ICRU report 19).
33. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, *Implications of Commission recommendations that doses be kept as low as readily achievable: a report by Committee 4 of the International commission on Radiological Protection*. Oxford. Pergamon, 1973. (ICRP Publication, Radiation protection, 22).
34. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Principles of environmental monitoring related to the handling of radioactive materials*. Oxford, Pergamon, 1965 (ICRP Publication, Radiation protection, 7).
35. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Report of the task group on reference man*. Oxford, Pergamon, 1975. (ICRP Publication, Radiation protection, 23).
36. IWASHIMA, K. & YAMAGATA, N. *Bull. Inst. Publ. Hlth.*, 13:126. 1964 apud GABAY, J. J.;

- PAPERIELLO, C. J.; GOODYEAR, S.; DALY, J. C.; MATUSZEK, J. M. A method for determining iodine-129 in milk and water. *Health Phys.*, 26:89-96, Jan. 1974.
37. KAHN, B. *J. Agr. Food Chem.* 13:21, 1965 apud GABAY, J. J.; PAPERIELLO, C. J.; GOODYEAR, R. S.; DALY, J. C.; MATUSZEK, J. M. A method for determining iodine-129 in milk and water. *Health Phys.*, 26:89-96, Jan. 1974.
 38. KAHN, B.; MURTHY, G. K.; PORTER, C.; HAGEE, G. R.; KARCHES, G. J.; GOLDIN, A. S. Washington, D. C., United States Department of Health, Education and Welfare, 1963. (Public Health Service Publication, 999-R-2) apud GABAY, J. J.; PAPERIELLO, C. J.; GOODYEAR, S.; DALY, J. C.; MATUSZEK, J. M. A method for determining iodine-129 in milk and water. *Health Phys.*, 26:89-96, Jun. 1974.
 39. KLEIN, H. A. *Meteorology and atomic energy*. Shippingport, Pa., Duquesne Light Co., Power Station Dept. Jul. 1968. (AECU-3886).
 40. LEWIS, J. B. Radioactive wastes and nuclear power: methods of treatment. *Physics Technol.*, 7(2):77-84, Mar. 1976.
 41. MONTGOMERY, D. M.; KRIEGER, H. L.; KAHN, B. Monitoring low-level radioactive aqueous discharges from a power station in a sea water environmental. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Environmental surveillance around nuclear installations: proceedings of a symposium held in Warsaw, Poland, 5-9 November 1973. v.1*, Vienna, 1974. p.243-56. (Proceedings series; STI/PUB/353).
 42. MORGAN, A. & ARKELL, G. M. A method for the determination of Cesium-137 in seawater. *Health Phys.*, 9:857-62, 1963.
 43. NATIONS UNITES. *Rayonnements ionisants: niveaux et effets, v.1.: Niveaux*. New York, 1974.
 44. NATIONAL CENTER FOR RADIOLOGICAL HEALTH. *Chemical analysis of environmental radionuclides: training manual*. Rockville, Mar., United States Department of Health, Education, and Welfare, Sep. 1965.
 45. NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS, *Environmental radiation measurements: recommendations of NCRP*. Washington, D. C. 1976. (NCRP) 50).
 46. PAGDEN, I. M. H.; PEARSON, G. J.; BEWERS, J. M. An isotope catalogue for instrumental activation analysis. *J. Radianal. Chem.*, 9:101-89, 1971.
 47. PALACIOS, E.; OLIVEIRA, P. L. C. *Determinação da capacidade radiológica da zona de influência do IEA*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, dez. 1976. (IEA-Pub-454).
 48. PASQUILL, F. *Atmospheric diffusion*. London, Van Nostrand, 1962.
 49. RAGAINI, R. C. Methods in environmental: sampling for radionuclides IEEE Trans. nucl. Sci., NS-23(3):1202-13, Jun 1976.
 50. Recommendations of the International Commission on Radiological protection. *Annals of the ICRP*, 1(3), Jan. 1977. (ICRP Publication. Radiation protection, 26).
 51. SANSONI, B.; KRACKE, W.; WINKLER, R. Rapid assay of environmental radioactive contamination with special reference to a new method of wet ashing. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Environmental contamination by radioactive materials: proceedings of a seminar on... held in Vienna. 24-28 March 1969*. Vienna, 1969, p.487-500. (Proceedings series; STI/PUB/226).

52. SAWAKUCHI, R. S. & SORDI, G. A. A. *Evaluation of the radioactive wastes production at the Instituto de Energia Atômica*. São Paulo, Instituto de Energia Atômica, jun. 1976, (IEA-Pub-421).
53. SAWAKUCHI, R. S. *Avaliação dos resíduos radioativos no Instituto de Energia Atômica: Critérios para a eliminação e estudo de técnicas para seu tratamento*. São Paulo, 1977. (Dissertação de mestrado).
54. SMITH, H. & WHITEHEAD, E. L. Radiobiology a rapid method for estimation of iodine-131 in milk. *Natur. (Washington)*, 199(4892):503-4, Aug. 1963.
55. SODD, V. J.; GOLDIN, A. S.; VELTEN, R. J. Determination of radioactivity in saline waters. *Analyt. Chem.*, 32(1):25-6, Jan. 1960.
56. SUGIHARA, T. T.; JAMES, H. I.; TROIANELLO, E. J.; BOWEN, V. T. Radiochemical separation of fission products from large volumes of seawater: strontium, cesium, cerium, promethium. *Analyt. Chem.*, 31(1):44-49, Jan. 1959.
57. THOMPSON, S. E.; BURTON, C. A.; QUINN, D. J.; NG, Y. C. *Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organism*. Livermore, Calif., Lawrence Livermore Lab., Oct. 1972 (UCRL - 50564, Rev. 1).
58. TURNER, D. B. *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. Cincinnati, Ohio, U. S. Department of Health, Education, and Welfare, 1970.
59. UNITED NATIONS, New York. *Ionization radiation: levels and effects*. New York, 1972.
60. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION, Numerical guides for design objectives an limiting condition for operating to meet the criterion as low as practicable for radioactive material light-water-cooled nuclear power reactor effluents. *Federal Register*, 40:19442, May, 1975. (Published also in Code of Federal Regulations, Title 10, Part. 50, Appendix I, 1975).
61. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. *Reactor safety study: an assessment of accident risks in U.S. commercial nuclear power plants. Main report*. Washington, D.C., Oct. 1975. (WASH-1400; NUREG-75/014).
62. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. *Reactor safety: an assessment of accident risks in U.S. commercial nuclear power plants. Appendix 6: calculation of reactor, accident consequences*. Washington, D.C., Oct. 1975. (WASH-1400 (App. 6); NUREG-75/014).
63. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. *Regulatory guide: calculation of annual doses to man from routine release of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR part 50, Appendix I*. Washington, D. C., Mar. 1975. (Regulatory guide 1109).



INSTITUTO DE ENERGIA ATÔMICA
Caixa Postal, 11049 – Finheiros
CEP 05508
01000 – São Paulo – SP

Telefone: 211-6011
Endereço Telegráfico – IEATOMICA
Telex – 011-23592 IENA BR