



**COPPE/UFRJ**

IMPACTO RADIOLÓGICO COMO BASE DA DEFINIÇÃO DE VALORES DE  
REFERÊNCIA PARA LIBERAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO  
RADIONUCLÍDEOS PROVENIENTES DE INSTALAÇÕES MÉDICAS

Jane Shu

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de  
Pós-graduação em Engenharia Nuclear, COPPE,  
da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como  
parte dos requisitos necessários à obtenção do  
título de Doutor em Engenharia Nuclear.

Orientadores: Verginia Reis Crispim

Paulo Fernando Lavalle

Heilbron Filho

Rio de Janeiro

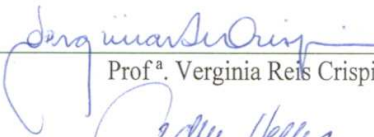
Outubro/2008

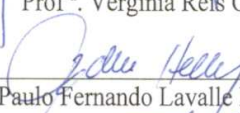
IMPACTO RADIOLÓGICO COMO BASE DA DEFINIÇÃO DE VALORES DE  
REFERÊNCIA PARA LIBERAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO  
RADIONUCLÍDEOS PROVENIENTES DE INSTALAÇÕES MÉDICAS


Jane Shu


TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA  
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE  
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA  
A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA NUCLEAR.


Aprovada por:


  
Prof.ª Verginia Reis Crispim, D.Sc.

  
Dr. Paulo Fernando Laval Heilbron Filho, D.Sc.

  
Prof. Ademir Xavier da Silva, D.Sc.

  
Prof. Delson Braz, D.Sc.

  
Dra. Elaine Rúa Rodriguez Rochedo, D.Sc.

  
Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

OUTUBRO DE 2008

Shu, Jane

Impacto Radiológico como Base da Definição de Valores de Referência para Liberação de Efluentes Líquidos Contendo Radionuclídeos Provenientes de Instalações Médicas/ Jane Shu. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2008.

IX, 83 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Verginia Reis Crispim

Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Nuclear, 2008.

Referencias Bibliográficas: p. 78-83.

1. Impacto ambiental 2. Rejeito radioativo 3. Medicina Nuclear. I.Crispim, Verginia Reis et al. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Nuclear. III. Título.

## DEDICATÓRIA

Dedico esta tese aos meus pais, Shu Wa e Lin Yau Shu,

Meu esposo Leandro Chan,

Priscilla Dafne e Derek Kevin, meus tesouros de luz

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a ajuda, direta ou indireta, na elaboração desta tese, em primeiro lugar, à Professora Dra. Verginia Reis Crispim, pela sua atenção e competência acadêmica, respeito e paciência durante o meu doutoramento .

Ao Dr. Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho, pela condução de orientação técnica, sempre com palavra de estímulo. Obrigada, Paulo !

Ao Dr. Jesus Guerrero, na fase inicial . Obrigada, Jesus!

Ao Dra. Elaine Rua Rodriguez Rochedo, pelo auxílio na fase final, sempre com palavras de estímulo. Considero como Supervisora Científica, a sua participação foi fundamental para permitir a conclusão desta tese . Muitíssimo grata, por tudo, Elaine !

Ao Dr. Arnaldo Mezrahi, pelos comentários, e sugestões apresentadas na fase de elaboração da tese e da defesa. Obrigada, Arnaldo!

Agradeço ao Professor Dr. Paulo Fernando Ferreira Frutuoso e Melo, pelos comentários, críticas e sugestões apresentadas por ocasião do exame de qualificação.

Agradeço, também, a todos os professores, dos quais tive o privilégio de ser aluno, nos Programas da COPPE, onde cursei disciplinas.

Finalmente, agradeço à Comissão Nacional de Energia Nuclear, tanto pela liberação em tempo parcial, como pelas oportunidades, a mim concedidas, de aprendizado e aquisição de experiência profissional, fundamentais à consecução deste trabalho de tese.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

IMPACTO RADIOLÓGICO COMO BASE DA DEFINIÇÃO DE VALORES DE REFERÊNCIA PARA LIBERAÇÃO DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO RADIONUCLÍDEOS PROVENIENTES DE INSTALAÇÕES MÉDICAS

Jane Shu

Outubro/2008

Orientadores: Verginia Reis Crispim

Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho

Programa: Engenharia Nuclear

Este trabalho objetiva desenvolver uma metodologia para a avaliação de limites de isenção para liberação de efluentes/rejeitos líquidos provenientes de instalações médicas que utilizam radionuclídeos para diagnose médica na cidade do Rio de Janeiro. Os resultados serão usados para avaliar a necessidade de justificar ou revisar o valor de isenção atual estabelecido na Norma brasileira CNEN-NE-6.05 – Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radioativas. A metodologia proposta é baseada no modelo matemático recomendado pela International Atomic Energy Agency (IAEA), adaptado às condições de liberações na área de estudo. Visando tornar a avaliação tão realística quanto possível, foram simulados dois cenários. O primeiro cenário simula a liberação sem passar em uma estação de tratamento, com liberação direta ao corpo hídrico de água de superfície. O segundo cenário simula a liberação para o sistema de esgoto com acesso a estação de tratamento de esgoto. Observa-se que os valores adequados para o I-125 e o I-131 deveriam ser inferiores àqueles atualmente em uso, enquanto que os valores para os demais radionuclídeos poderiam ser superiores ao valor vigente por fatores que variam de cerca de 4 até cerca de 35 vezes.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

RADIOLOGIC IMPACT AS BASIS FOR DEFINITION OF REFERENCE VALUES  
FOR LIQUID WASTE RELEASE CONTAINING RADIONUCLIDES ARISING  
FROM MEDICAL INSTALLATIONS TO THE ENVIRONMENT

Jane Shu

October/2008

Advisors: Verginia Reis Crispim

Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho

Department: Nuclear Engineering

This work aims to develop a methodology for the assessment of exemption limits for releases of liquid waste arising from medical installations using radionuclides for medical diagnosis purposes in the town of Rio de Janeiro. The results will be used to assess the need to justify or to revise the current exemption values as specified in Brazil Regulatory Body regulation CNEN-NE-6.05 - Radioactive Waste Management in Radioactive Facilities. The proposed methodology is based on the mathematical model recommended by the International Atomic Energy Agency, adapted to the observed releases conditions in the study area. In order to turn the assessment as realistic as possible, two scenarios are simulated. The first scenario simulates the release for the sewage system with accesses the sewer treatment stations. The second scenario simulates the releases without passing a treatment station, with direct outflow to surface water.

## Índice

CAPÍTULO I-INTRODUÇÃO	1
I.1 – GENERALIDADES.....	1
I.2 – OBJETIVO.....	4
I.3 – RELEVÂNCIA .....	5
CAPITULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
II.1 - REGULAMENTOS E NORMAS NACIONAIS E INTERNACIONAIS	6
II.2 - ESTUDOS CIENTÍFICOS.....	10
II.3 - CRITÉRIOS PARA A LIBERAÇÃO DE EFLUENTES .....	14
CAPÍTULO III – METODOLOGIA .....	17
III.1 – LEVANTAMENTOS PRELIMINARES.....	17
III.2 - CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO.....	27
III.2.1 – Exposição do público.....	27
III.2.2 – Exposição ocupacional.....	28
III.3 MODELAGEM MATEMÁTICA .....	28
III.3.1 – Liberação em rios.....	29
III.3.2 Liberação de radionuclídeos para a rede de esgoto.....	36
CAPITULO IV -VALORES DE PARÂMETROS DOS MODELOS.....	39
IV.1 SIMULAÇÃO DETERMINÍSTICA .....	39
IV.1.1 - Exposição do público, no cenário de liberação para rio.....	39
IV.1.2. Exposição ocupacional em Estações de Tratamento de Esgoto.....	41
IV.2 ANÁLISE PROBABILÍSTICA .....	42
IV.2.1. Exposição do Público.....	43
IV.2.2. Exposição Ocupacional .....	49
CAPÍTULO V - RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	51
V.1 RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DETERMINÍSTICA .....	51
V.1.1. Exposição do público - Resultados para o cenário ambiental .....	51
V.1.2 Resultados para o cenário ocupacional .....	54
V.2 RESULTADOS DA SIMULAÇÃO PROBABILÍSTICA .....	56
V.2.1. Exposição do público - Resultados para o cenário ambiental .....	56
V.2.2 – Resultados da simulação probabilística para o cenário ocupacional	62



## Índice

V.3 APLICAÇÃO DOS RESULTADOS NO ESTABELECIMENTO DE LIMITES DE LIBERAÇÃO.....	66
V.4 ESTIMATIVA DE DOSES PARA A CIDADE DO RIO DE JANEIRO.....	72
CAPÍTULO VI CONCLUSÕES .....	75
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	78

# ***CAPÍTULO I***

## **INTRODUÇÃO**

### **I.1 – GENERALIDADES**

O progressivo crescimento do uso de radionuclídeos na medicina nuclear, desde a década de 70, o acréscimo de fontes radioativas e mudanças nos rios, assoreamentos e o conseqüente aumento de efluentes líquidos radioativos descartados para a rede de esgoto sanitário, apontaram para a necessidade de se avaliar o impacto real atual e conseqüentemente revisar os valores máximos permissíveis para a liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, a partir de instalações médicas, bem como de elaborar regulamentos, de modo a garantir a proteção do homem e do meio ambiente.

No passado o uso restrito de radionuclídeos na área médica, associado a meia-vida curta dos radionuclídeos envolvidos não justificavam uma avaliação regional do impacto radiológico que o crescimento do uso de radionuclídeos possa causar.

Desse modo recomendações internacionais pareciam mais que suficientes para garantir a proteção radiológica ambiental decorrente da liberação de radionuclídeo para rede de esgoto sanitário, a partir de instalações médicas.

Atualmente, além de uma certa generalização de uso de radionuclídeos em instalações médicas, aumentando consideravelmente a concentração de radionuclídeos nos efluentes, existem estudos radioecológicos regionais que alertam para a vulnerabilidade de alguns ambientes tropicais a contaminação radioativa uma vez que a mobilidade química de alguns radionuclídeos é amplificada.

A Agência Internacional de Energia Atômica, IAEA – *International Atomic Energy Agency*, assumiu a liderança para o estabelecimento de regulamentos de radioproteção que vêm sendo utilizados pelos Países Membros para elaboração de suas

normas. Outras instituições internacionais que vem elaborando normas de radioproteção são a União Européia e a ISO, através do sub-comitê 2, ligado ao Comitê 85 – Energia nuclear, além da Organização Mundial da Saúde – WHO, a Organização Internacional do Trabalho – ILO, entre outros.

O objetivo dos regulamentos para gerência de rejeitos, incluindo o controle regulatório de descarte de materiais radioativos para o ambiente, é o de estabelecer requisitos de radioproteção e segurança, a fim de garantir um nível adequado de controle da eventual exposição de pessoas e do meio ambiente à radiação ionizante [IAEA, 2000A; 2008]. Este gerenciamento pode incluir o estabelecimento de níveis máximos de concentração permissíveis para cada tipo de radionuclídeo no sistema de rede de esgotos, de quantidades máximas anuais a serem liberadas, bem como de requisitos relacionados ao descarte propriamente dito.

Os regulamentos técnicos devem então abordar aspectos relacionados às responsabilidades gerais relativas ao manuseio e descarte de material radioativo, cabendo ao órgão regulador definir os critérios a serem seguidos pelos responsáveis pelas instalações.

Os requisitos supramencionados e, em particular, os níveis de referência utilizados para fins de descarte de material radioativo no meio ambiente aqui abordados são aplicáveis ao descarte para a atmosfera e para corpos hídricos em condições de operação normal das instalações. As liberações acidentais são tratadas dentro do escopo de intervenção e não vão ser abordadas neste trabalho.

De acordo com as orientações da IAEA, a definição de novos níveis de referência para a liberação de efluentes para práticas, o operador, isto é, o responsável pelo material radioativo ou responsável pela instalação, onde este material é manipulado/usado, deve cumprir as exigências dos fundamentos de radioproteção e de segurança estabelecidos no seu documento de padrões básicos de segurança radiológica, conhecido como “Basic Safety Standard (BSS)” [IAEA, 1996].

Há, além disso, normas específicas para o gerenciamento de rejeitos [IAEA, 1965, 1978, 1985, 1986, 1995, 1996, 1998, 2000A, 2008].

Um dos princípios constantes dos Fundamentos de Segurança de Rejeitos, estabelece que os rejeitos radioativos devem ser gerenciados de forma a fornecer um nível aceitável de proteção ao meio ambiente, incluindo a proteção não só do homem mas também dos demais organismos vivos, como também devem ser preservados os recursos naturais, tais como o solo, o ar, a água e a vegetação. Adicionalmente, o gerenciamento de rejeitos radioativos deve também levar em conta o impacto ambiental não-radiológico relacionado aos rejeitos descartados.

No Brasil, a gerência de rejeitos radioativos é regulamentada pela Norma CNEN-NE 6.05 [CNEN, 1985], elaborada em 1985, baseada no código norte-americano 10 CRF 20 - *Code of Federal Regulations*, sob a responsabilidade da Comissão Reguladora Nuclear, NRC (*Nuclear Regulatory Commission*)[USNRC, 1983]. Esta norma, bem como o regulamento de origem, não leva em consideração os aspectos relativos à proteção do meio ambiente, por ser muito anterior a tal consideração.

Diversos estudos já evidenciaram que o comportamento ambiental pode ser significativamente diferente entre países de clima e composição de solos diferentes [Wasserman,. 2002; 2006; Rochedo, 2000; 2001]. Desta forma, devido à escassez de dados de literatura para parâmetros específicos de radionuclídeos de meia-vida curta, em particular  $K_D$  e  $B_p$ , seria relevante efetuar levantamentos experimentais relativos ao comportamento destes radionuclídeos no meio ambiente, particularmente, visando a obtenção de dados específicos para ambientes de clima tropical.

Desde sua elaboração, em 1985, esta Norma, que apesar desta denominação é, na realidade, um regulamento técnico, não havia ainda passado por um processo de revisão, o que está ocorrendo então neste momento, de forma a contemplar as atualizações introduzidas nas recomendações da IAEA decorrentes das publicações da Comissão Internacional de Proteção Radiológica, ICRP (*International Commission on Radiological Protection*). As atualizações das recomendações do ICRP [ICRP, 1975; 1990; 2007], em geral, tornam mais restritivos os requisitos de segurança por ela estabelecidos, em especial, no que diz respeito à eliminação de efluentes líquidos radioativos. Portanto, é evidente a necessidade de se verificar se os requisitos de

radioproteção e segurança ditados pela norma brasileira continuam cientificamente justificados ou se necessitam ser revisados.

Assim sendo, é de grande importância o desenvolvimento de bases teóricas mais consistentes para definir níveis operacionais para a liberação de efluentes, baseada em uma estimativa conservativa porém realista das exposições resultantes da eliminação destes efluentes radioativos no meio ambiente. Este estudo focaliza os possíveis impactos decorrentes do uso de radionuclídeos em medicina nuclear; estes impactos deverão ser utilizados como base técnica de definição de critérios de radioproteção para avaliar a adequação dos regulamentos nacionais aos critérios internacionais mais recentes.

## I.2 – OBJETIVO

Este estudo focaliza os possíveis impactos decorrentes do uso de radionuclídeos em medicina nuclear; estes impactos deverão ser utilizados como base técnica de definição de critérios de radioproteção para avaliar a adequação dos regulamentos nacionais aos critérios internacionais mais recentes.

O trabalho proposto objetiva, utilizando esse modelo, avaliar o impacto ambiental decorrente da liberação de efluentes radiológicos líquidos provenientes do uso de radionuclídeos, para fins de diagnóstico, oriundos das instalações médicas, localizadas na cidade do Rio de Janeiro. Os resultados obtidos podem servir de base técnica para justificar ou revisar os valores atuais da Norma CNEN NE 6.05 – Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radiativas [CNEN, 1985], que regulamenta a liberação de efluentes radioativos no sistema de rede de esgotos. O trabalho pretende ainda, avaliar se os níveis de dispensa para eliminação de rejeitos líquidos constantes da Norma CNEN-NE-6.05, de 1985, vigente no país, necessitam ser revisados, à luz de um modelo mais realista, baseado em cenários e radionuclídeos específicos para a área de medicina nuclear, considerando as recomendações internacionais atuais, à luz dos valores internacionais atualizados.

### I.3 – RELEVÂNCIA

A relevância do presente trabalho reside no fato de que, no Brasil, ainda não foi feita uma avaliação específica dos limites de liberação de efluentes radioativos no sistema de rede de esgoto sanitário constantes da Norma brasileira vigente, até a presente data. É oportuna essa avaliação já que a Norma está sendo revista.

## CAPITULO II

### *REVISÃO BIBLIOGRÁFICA*

#### II.1 REGULAMENTOS E NORMAS NACIONAIS E INTERNACIONAIS

No Brasil, a regulamentação das atividades envolvendo radioproteção e segurança nuclear é atribuída à Comissão Nacional de Energia Nuclear, Autarquia Federal criada pela Lei Nº 4.118 de 27 de agosto de 1962, vinculada ao Ministério de Ciência e Tecnologia. Assim sendo, a CNEN publicou uma série de normas/regulamentos técnicos estabelecendo requisitos de segurança e radioproteção que devem ser seguidos pelas instalações de medicina nuclear que utilizam radioisótopos para fins de diagnóstico. Os regulamentos de maior relevância para esta tese são resumidamente descritas a seguir:

- A Norma CNEN-NE 6.02 [CNEN, 1998], intitulada “Licenciamento de Instalações Radiativas”; este regulamento se aplica às atividades relacionadas com a localização, construção, operação e modificações de instalações radiativas e estabelece os requisitos para classificação das mesmas, em dez diferentes grupos de instalação, levando em consideração os riscos que representam, em função de operarem com fontes seladas ou não seladas, com base na atividade das fontes manuseadas na instalação, radiotoxicidade e tipo de operação;

- A Norma CNEN-NE 6.05 [CNEN, 1985], intitulada “Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radiativas”, estabelece critérios gerais e requisitos básicos relativos à gerência de rejeitos radioativos, aplicados às instalações radioativas;

- A Norma CNEN-NN 3.01 [CNEN, 2005], intitulada “Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica”, teve sua primeira versão em 1985, tendo sido recentemente revisada de modo a ser adequada aos critérios internacionais mais recentes, recomendados pela IAEA. Este regulamento estabelece os requisitos básicos para a proteção das pessoas em face à exposição à radiação ionizante. Especifica as práticas a

serem regulamentadas, incluindo todas as fontes associadas a essas práticas, bem como os critérios a serem seguidos em situações de intervenção. Este regulamento se aplica: a) ao manuseio, à produção, à posse e à utilização de fontes, bem como o transporte, o armazenamento e a deposição de materiais radioativos, abrangendo todas as atividades relacionadas que envolvam ou possam envolver exposição à radiação; e, b) a exposição à fontes naturais de radiação, cujo controle seja considerado necessário pela CNEN. A norma especifica ainda os requisitos que se aplicam às exposições ocupacionais, exposições médicas e exposições do público, em situações de exposições normais, exposições potenciais, bem como às seguintes situações de intervenção: a) aquelas decorrentes de situações de emergência, que requeiram uma ação protetora para reduzir ou evitar as exposições à radiação; b) aquelas decorrentes de situações de exposições crônicas que requeiram uma ação remediadora para reduzi-las ou evitá-las; e, c) aquelas decorrentes de exposições a resíduos oriundos de atividades não submetidas ao sistema regulatório da CNEN. (D.O.U. de 01 de janeiro de 2005 - Retificação: D.O.U. de 26/01/2005);

- A Norma CNEN-NE 5.01 [CNEN, 1988], intitulada “Transporte de Materiais Radioativos”, estabelece os principais requisitos de segurança e radioproteção aplicáveis ao transporte de material radioativo;

- A Norma CNEN NE 3.05 [CNEN, 1996], intitulada “Serviços de Medicina Nuclear”, que estabelece os requisitos de radioproteção e segurança para serviços de medicina nuclear, a serem aplicados às atividades relativas ao uso de radiofármacos para fins terapêuticos e diagnóstico “*in vivo*” no campo da Medicina Nuclear.

Do ponto de vista normativo internacional, de importância para este trabalho, podemos citar, inicialmente, o código de práticas, publicado em 1965 pela IAEA, conhecido como Safety Series 12 [IAEA, 1965].

No ano seguinte (em 1966), foi publicado um Adendo Técnico [IAEA, 1966] do documento anterior, contendo informações detalhadas sobre o processo e procedimentos que haviam sido delineados no Código de Prática.



Em 1978, a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) publicou o Safety Series 45 [IAEA, 1978] “Princípios para estabelecimento de limites de liberação de materiais radioativos para o ambiente”, baseando-se na publicação No. 26 do ICRP [1977].

A IAEA, na sua publicação Safety Series nº 57, de 1982, apresentou modelos genéricos e parâmetros para avaliação da transferência ambiental de radionuclídeos provenientes de liberação rotineira a serem considerados nos cálculos de impacto radiológico [IAEA, 1982], utilizando o conceito de grupo crítico.

Em 1985, a IAEA publicou o Safety Series 70 [IAEA, 1985], que fornecia informações e orientações sobre a gerência de rejeitos radioativos para os usuários de material radioativo. Nesse documento, foram incluídas as principais técnicas de tratamento de rejeitos recomendadas por aquela Agência.

Um ano depois, a IAEA publicou o Safety Series 77, que versava sobre os princípios para limitação de liberação de efluentes radioativos para o ambiente [IAEA, 1986].

Em 1995, a IAEA publicou o Safety Series nº 111-F, onde foram estabelecidos os princípios de gerência de rejeitos radioativos, atendendo à solicitação de diversos Estados Membros que compõem aquele organismo internacional [IAEA, 1995].

Em 1996, a IAEA publicou o Safety Series 115 “*Basic Safety Standard for Protection Against Ionization and for the Safety of Radiation Sources*” [IAEA, 1996], conhecido como BSS, que contém as recomendações básicas de radioproteção, baseadas na publicação ICRP 60 [ICRP, 1991].

Já, em 1998, o TECDOC 1000 [IAEA, 1998], embora não tenha caráter normativo ou regulador, fornece orientação sobre a aplicação dos princípios internacionalmente acordados para dispensa de controle regulatório e dispensa das fontes de radiação e das práticas que utilizam radionuclídeos na medicina, indústria e pesquisa. Esta publicação é a revisão do TECDOC 855 [IAEA, 1996], com a diferença de que leva em consideração os requisitos constantes da publicação Safety Series 115

[IAEA, 1996], citada anteriormente, bem como o resultado da reunião dos especialistas sobre aplicação dos conceitos de radioproteção.

Reconhecendo a importância da questão de Gerência de Rejeitos, a IAEA publicou o TECDOC 1183 [IAEA, 2000], relacionado com a aplicação de diferentes radionuclídeos e fontes de radiação na medicina nuclear. Essa publicação visava fornecer, aos Estados Membros que compõem aquela Agência, informações para avaliação prática da gestão de rejeitos radioativos de origem médica.

O Guia de Segurança da IAEA WS-G-2.3 [IAEA, 2000], versa sobre “Controle Regulatório de Descarte/Descargas Radioativas para o Meio Ambiente”. Este documento encontra-se atualmente em revisão pela IAEA.

Em 2001, a IAEA publicou, o Safety Report Series nº 19 [IAEA, 2001], com a finalidade de dar suporte ao Guia de Segurança da IAEA supracitado. Este documento teve como objetivo revisar o Safety Series N.57 [IAEA, 1982], citado anteriormente, descrevendo modelos matemáticos a serem aplicados para a avaliação de impacto radiológico ambiental. O conteúdo desse documento incluiu a descrição de um procedimento para avaliação a exposição resultante do descarte/descarga radioativo(a), e foi destinado aos órgãos regulatórios e ao pessoal técnico e administrativo responsáveis pela realização da análise de impacto ambiental.

A Norma 6.05 – Gerência de Rejeitos Radioativos, vigente no Brasil, não contempla esta quantidade de recomendações e guias disponibilizados pela IAEA; ela foi elaborada em 1985, com base na regulamentação americana, particularmente o 10 CFR 20, àquela época já estabelecido e em uso corrente nos Estados Unidos, enquanto que as recomendações oferecidas pela IAEA àquele momento ainda eram incipientes e muito genéricas para aplicação direta. Havia no país, naquele momento, a necessidade urgente de estabelecer padrões para o gerenciamento de rejeito radioativo, devido a um Programa Nuclear em andamento no país e os Estados Unidos já tinham ampla experiência operacional e uma base legal bem estabelecida. Optou-se então por seguir o modelo já existente e funcional disponível [USNRC, 1983].

## II.2 ESTUDOS CIENTÍFICOS

Diversos trabalhos científicos vêm sendo desenvolvidos, em diversos países, voltados para a avaliação de impacto ambiental decorrente da liberação de efluentes oriundo das atividades de medicina nuclear. Alguns dos principais trabalhos científicos, não elaborados por organismos internacionais, mas com contribuições importantes para a gestão de rejeitos decorrentes do uso de radionuclídeos na medicina nuclear são abordados a seguir.

SODD [1975] reportou um estudo realizado em um sistema de esgoto do condado de Hamilton, que servia dez (10) hospitais em Cincinnati, Ohio, área envolvida na prática de medicina nuclear. Amostras foram coletadas, de forma intermitente durante 9 dias, na planta de tratamento de esgoto e em pontos à montante e à jusante do local de lançamento no Rio Ohio. Os resultados mostraram que para um dado dia de trabalho, em torno de  $2,59 \times 10^9$  Bq de Tc-99m e  $8,8 \times 10^8$  Bq de I-131 fluíam através do planta de tratamento e eram liberados para o rio. A diluição da atividade pelo Rio Ohio resultava em uma concentração rio abaixo de aproximadamente  $3,7 \times 10^{-2}$  Bq/L de Tc-99m e de aproximadamente  $1,1 \times 10^{-4}$  Bq/L de I-131. Estes valores estavam bem abaixo das suas concentrações máximas permissíveis na água que eram, respectivamente,  $2,2 \times 10^5$  Bq/L e  $1,1 \times 10^2$  Bq/L.

DURHAM [1979] mostrou que os radionuclídeos Cr-51, Se-75 e I-131, usados nos procedimentos de medicina nuclear, foram encontrados nas amostras de lodo do digestor e nas amostras de efluente das plantas de tratamento de esgoto de Hamilton e Dundas, localizados na parte oeste do Lago Ontário. Foram detectadas concentrações muito baixas de Cr-51, entrando no Lago Ontário através da descarga de efluentes da Planta de Hamilton, e que tinham pouco efeito na alteração da qualidade da água.

LEVENTHAL [1980] relatou uma investigação feita sobre o uso de radiofármacos e liberações para o ambiente realizadas por onze (11) hospitais da costa oeste localizados em San Diego, Los Angeles, São Francisco e Berkeley, Califórnia. A pesquisa foi realizada para obter um quadro geral das quantidades que poderiam ser envolvidas na liberação para o ambiente. O estudo incluiu os radionuclídeos Tc-99m e

I-131 liberados para sistema de esgoto de cada hospital mas sendo levados à mesma planta de tratamento de esgoto.

BIANCOTTO [1982], relata os resultados de uma avaliação de dose individual e radiação coletiva para população da província de Verona, como resultado da liberação de rejeito radioativo líquido pelos hospitais da cidade. São apresentados dados de dose individual em alguns órgãos específicos m pulmão, rim dentre outros, não em dose coletiva.

TESTONI [1989] verificou que o uso crescente de fontes não-seladas em hospitais, para exames de Medicina Nuclear, teria aumentado os problemas no gerenciamento de rejeito radioativo líquido. A partir de medidas realizadas desde 1980, em vários pontos do sistema de esgoto de Bolonha, incluindo amostragem de “pontos quentes”, na entrada e na saída do depurador, na água, no lodo e cinzas produzidas pelo depurador da cidade. A baixa atividade das amostra na saída do depurador mostrava eficácia do tratamento de esgoto na redução do impacto ambiental devido à liberação de radionuclídeos na rede de esgoto .

Em 1990, LAWSON et al [1990] descreveu uma metodologia para avaliação de impacto a partir de liberações para o meio ambiente. Em seu estudo, LAWSON et al. Porém, focalizaram, principalmente, as instalações nucleares.

MCDONNELL et al. (1991) avaliaram a dispersão de radionuclídeos lançados no sistema de esgoto, a partir de um hospital que aplica medicina nuclear. Concluíram que os radionuclídeos mais relevantes são o I-131 e o Tc-99m, que podem levar a doses da ordem de 0,03 e 0,02 mSv por ano em trabalhadores das estações de tratamento de esgoto.

Segundo MILLER [1996], amostras de lodo de 25 plantas municipais de tratamento de rejeito líquido foram analisadas para determinar o nível de radioisótopos artificiais gama-emissores presentes no ambiente. Após secagem, não foram encontrados níveis significativos de radioatividade no efluente líquido das amostras. Descobriu-se que o lodo seco tinha  $0,0016 \pm 0,0022 \text{ Bq g}^{-1}$  de Cs-137 e  $0,001 \pm 0,003$

Bq g<sup>-1</sup> de Co-60. Estes radionuclídeos, no entanto, não estão relacionados a instalações médicas, mas a liberações usuais a partir de reatores nucleares.

De acordo com ANGELINI [1997], o emprego de lodo seco como fertilizante agrícola não é preocupante, porque uma avaliação de risco indicou que os níveis de radionuclídeos nos alimentos não é alterado significativamente por esta prática. O mesmo resultado foi obtido por BRENNAN (1997) e resultado também semelhante foi obtido no Brasil por Silva (2007), onde só o cultivo do milho foi considerado seguro.

HAM et al [2003] efetuaram um estudo na Inglaterra sobre o uso de lama de esgoto na agricultura mas não foi conclusivo, uma vez que as atividades medidas de radionuclídeos de meia-vida curta não permitiram uma avaliação da contaminação dos alimentos. O trabalho considera também a limitação destes estudos por utilizarem dados levantados a partir de isótopos estáveis, tendo então que ser levado em conta o decaimento radioativo entre a aplicação do lodo e a colheita do produto.

BARRERAS CABALLER [1999] descreveu a eliminação direta ao sistema de esgoto da cidade para a Bacia do Rio Camaguey, Cuba, dos rejeitos líquidos e excretas gerados pelos pacientes operados de câncer de tiróide, que haviam recebido doses terapêuticas de fármacos marcados com I-131. Sabe-se que eles eliminam 80% da atividade total administrada em 24 horas, o que representa atividades entre 1,85 e 3,7 x 10<sup>9</sup> Bq por paciente e o estudo foi baseado em uma média de seis pacientes diariamente tratada com 3.7 x 10<sup>9</sup> GBq de I-131.

De acordo com IZMIR [2001], o rejeito líquido pode ser descarregado no sistema de esgoto, quando sua concentração de atividade descer até um nível de descarga permissível baseada na IAEA - Safety Series 70 [IAEA,1985.]. O rejeito líquido proveniente de pacientes de terapia com iodo pode ser significativo quando existe coleta e armazenamento de urina e fezes em tanque de estocagem. É então recomendado que o rejeito coletado seja armazenado até que o nível de concentração de atividade seja reduzido a um nível aceitável para descarte.

PARAGEORGIOV [2002] reportou que, na Grécia, a liberação de rejeito radioativo líquido para drenagem pública é permitida somente se a concentração

máxima, em qualquer parte dele, for menor que 1 GBq/m<sup>3</sup>. Sob nenhuma circunstância, a quantidade diariamente liberada deveria exceder 18 MBq, para laboratórios “*in vitro*”; 37 MBq, para laboratórios de diagnóstico *in vivo*; e 110 MBq, para laboratório de diagnóstico *in vivo* e terapêutico.

Segundo o NUREG 1783 [USNRC, 2005], o tratamento do esgoto municipal no Publicly Owned Treatment Work (POTWs) leva à produção de quantidades consideráveis de material sólido residual conhecido como lodo de esgoto, que é largamente usado na agricultura e na recuperação de solos. Foram encontrados elevados níveis de radionuclídeos naturais e artificiais, sugerindo uma possível exposição à radiação dos trabalhadores e indivíduos do público.

O Comitê Interagências de Orientação (ISCORS) realizou um levantamento da radioatividade em lodos nos Estados Unidos. Simultaneamente, para avaliar os níveis de doses associadas às pessoas, o Comitê se comprometeu a modelar o transporte de radionuclídeos relevantes provenientes do lodo para o ambiente local. O trabalho de modelagem consistiu de duas etapas: (a) sete cenários foram construídos para representar as situações típicas nas quais membros do público ou trabalhadores poderiam ser expostos ao lodo; e, (b) com o RESRAD, modelo de transporte ambiental [YU et al., 1993], foram estimadas as doses para os grupos selecionados. O relatório descreve os resultados da modelagem para avaliação das doses, bem como fornece uma descrição completa e uma justificativa da metodologia de avaliação de dose utilizada. As doses ao público são geralmente baixas com apenas alguns cenários específicos apresentando uma probabilidade inferior a 5% de levar a doses acima de 1mSv/ano

Não foram encontrados na literatura trabalhos científicos relacionados à liberação no meio ambiente ou na rede de esgoto de radionuclídeos utilizados em medicina nuclear elaborados em países em desenvolvimento nem em países de clima tropical.

### II.3 CRITÉRIOS PARA A LIBERAÇÃO DE EFLUENTES

No Brasil, o critério estabelecido data, conforme dito anteriormente, de 1985. A Norma NE-6.05 [CNEN, 1985] estabelece, em seu item 5.7 (d) que a quantidade total

de um radionuclídeo liberada para a rede de esgoto, exceto H-3 e C-14, não pode exceder  $3,7 \times 10^{10}$  Bq /ano. A norma especifica ainda limites de liberação diário e mensal para um conjunto de radionuclídeos individuais.

As recomendações internacionais mais recentes, no entanto, estabelecem o limite anual de liberação em função de critérios de dispensa que, sendo baseado em doses, são específicos para cada radionuclídeo [IAEA, 2001, 2005A, 2005B], incluindo uma quantidade mais abrangente de radionuclídeos.

As recomendações internacionais mais recentes, recomendam que o limite anual de liberação seja calculado para cada radionuclídeo, baseado em cenários realistas e na dose trivial ( $10 \mu\text{Sv/ano}$ ) no grupo crítico [IAEA, 2001, 2005A].

A Posição Regulatória 3.01/001 – Critérios de exclusão, isenção e dispensa [CNEN, 2005] apresenta as seguintes considerações:

### ...”3.2 – ISENÇÃO

*A isenção se aplica a fontes associadas a prática que, em função dos baixos níveis de radiação envolvidos, atendam aos critérios de isenção e/ou níveis de isenção estabelecidos nesta Posição Regulatória.*

*3.2.2 – A isenção não se aplica a práticas que não sejam justificadas.*

*3.2.3 – Os princípios gerais para a isenção são:*

*a) o risco individual associado à radiação, em função de práticas ou fontes isentas é irrelevante (deve ser suficientemente baixo de forma a estar relacionado a danos radiológicos irrelevantes);*

*b) o impacto radiológico coletivo das práticas e fontes isentas deve ser suficientemente baixo de forma a não necessitar o cumprimento de requisitos de proteção radiológica, nas circunstâncias existentes; e*

*c) as práticas e fontes isentas devem ser inerentemente seguras, com probabilidade irrelevante de cenários que levem a uma não conformidade com os princípios (a) e (b).*

*3.2.4 – Práticas ou fontes associadas a práticas podem ser isentas quando se enquadrarem nos seguintes critérios em todas as situações razoáveis previstas:*

a) a dose efetiva esperada, a ser recebida por qualquer indivíduo do público devido àquela prática ou fonte, seja inferior ou da ordem de  $10 \mu\text{Sv}$  em qualquer período de um ano; e,,

b) a dose efetiva coletiva em qualquer ano de condução da prática não seja superior a  $1 \text{ pessoa.Sv}$ , a menos que uma avaliação de otimização da proteção radiológica ou da relevância social demonstre que a isenção é a solução ótima para aquela prática....”

A IAEA inclui o seguinte critério para o estabelecimento de níveis de isenção e dispensa [IAEA, 2005]:

“...o cálculo das concentrações de atividade para radionuclídeos de origem artificial é baseado na avaliação de um conjunto selecionado de cenários de exposição típicos e aplicados a todos os materiais, incluindo irradiação externa, inalação de poeiras e ingestão (direta e indireta). Os valores de isenção e dispensa serão então o menor entre os seguintes obtidos por:

(a) o uso de parâmetros realistas, aplicando um critério de dose efetiva de  $10 \mu\text{Sv/a}$ ;

(b) o uso de parâmetros de baixa probabilidade, aplicando um critério de dose efetiva de  $1 \text{ mSv/a}$  e um limite de dose equivalente na pele de  $50 \text{ mSv/a}$ .

Os valores resultantes dos cálculos dos cenários são suficientes para garantir um grau adequado de proteção para ambas as situações de exposição ambiental e ocupacional...”.

Outros critérios a considerar incluem os valores limites de concentração na água com limites da OMS – Organização Mundial de Saúde [WHO, 2006].

“...os níveis de referência atuais são baseados em:

- um nível de dose de referência recomendada para a dose efetiva comprometida, igual a  $0,1 \text{ mSv}$  devido ao consumo de água .... Isto significa 10% do nível de isenção recomendado pelo ICRP para intervenção em situações de exposição prolongada para os itens dominantes (alimentos e água), que é mais relevante no caso de consumo a longo prazo de água pelo público [ICRP, 2000]. O nível de referência recomendado também é igual a 10% do limite de dose para membros do público, recomendados tanto pelo ICRP [1990], quanto pelos padrões básicos de segurança



*internacionais, da Agência Internacional de Energia Atômica [1996]. Estes padrões são aceitos pela maior parte dos países membros da OMS, pela FAO, pela Comissão Européia, e pela OMS ... devendo ser utilizados os fatores de dose para adultos fornecido pelo ICRP ...”*

Os valores de concentração em água de consumo doméstico recomendados pela OMS estão apresentados na Tabela II.1

Tabela II.1 Níveis de referência para concentração em água da OMS [2006]

<b>Radionuclídeos</b>	<b>Níveis de Referência (Bq/L)<sup>a</sup></b>
Cr-51	10 000
Tc-99	100
In-111	1 000
I-123,I-125,I-131	10
Sm-153	100
Tl-201	1 000

a- A tabela da OMS não apresenta valor para o Ga-67.

## ***CAPÍTULO III***

### **METODOLOGIA**

Neste capítulo são descritos os levantamentos de dados efetuados, os cenários de exposição estudados, baseados nas informações levantadas preliminarmente, e os modelos matemáticos selecionados para descrever estes cenários. utilizados para estimar as doses nos grupos considerados.

Inicialmente, foi então realizado um levantamento de informações das instalações de medicina nuclear localizadas na cidade do Rio de Janeiro, contendo as entidades e as respectivas atividades autorizadas por ano, com a finalidade de serem obtidas as atividades individuais dos radionuclídeos utilizados semanalmente em cada uma delas. Os dados levantados foram separados por zonas da cidade (Centro, Norte, Sul e Oeste) e estão apresentados nas Tabelas III.1, III.2, III.3 e III.4, a seguir.

#### **III.1 – LEVANTAMENTOS PRELIMINARES**

Os levantamentos preliminares incluíram:

(i) instalações de Medicina Nuclear existentes na cidade do Rio de Janeiro, e as respectivas quantidades autorizadas para uso de radionuclídeos pelas mesmas; e,

(ii) Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), existentes na região, e suas características.

Com base nessas informações, foram selecionados os radionuclídeos para compor este estudo, por serem aqueles mais utilizados atualmente em medicina nuclear na cidade do Rio de Janeiro, a saber:

Tc-99m, I-131, I-123, I-125, Tl-201, Ga-67, Cr-51, Sm-153 e In-111

Tabela III.1 : Atividades Autorizadas por Ano por Instalação de Medicina Nuclear na Zona Norte

INSTALAÇÕES NA ZONA NORTE	RADIONUCLÍDEOS (Bq/ano)									TOTAL (Bq/ano)
	<sup>99m</sup> Tc	<sup>131</sup> I	<sup>123</sup> I	<sup>125</sup> I	<sup>201</sup> Tl	<sup>67</sup> Ga	<sup>51</sup> Cr	<sup>153</sup> Sm	<sup>111</sup> In	
N1	3,55 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	-	-	-	-	7,10 x 10 <sup>10</sup>
N2	1,78 x 10 <sup>12</sup>	5,33 x 10 <sup>9</sup>	5,28 x 10 <sup>10</sup>	-	3,55 x 10 <sup>10</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	8,88 x 10 <sup>12</sup>	1,78 x 10 <sup>11</sup>	-	1,10 x 10 <sup>13</sup>
N3	3,55 x 10 <sup>12</sup>	7,10 x 10 <sup>11</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	-	7,10 x 10 <sup>10</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	4,49 x 10 <sup>12</sup>
N4	- <sup>1</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	-	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	-	1,78 x 10 <sup>11</sup>
N5	1,78 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	-	-	-	-	1,81 x 10 <sup>12</sup>
N6	2,22 x 10 <sup>12</sup>	4,08 x 10 <sup>11</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	2,66 x 10 <sup>13</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	3,20 x 10 <sup>14</sup>	-	3,49 x 10 <sup>14</sup>
N7	2,66 x 10 <sup>12</sup>	3,99 x 10 <sup>11</sup>	-	-	1,78 x 10 <sup>10</sup>	8,88 x 10 <sup>9</sup>	-	2,49 x 10 <sup>14</sup>	-	2,52 x 10 <sup>14</sup>
N8	2,66 x 10 <sup>12</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	2,66 x 10 <sup>13</sup>	5,33 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	2,95 x 10 <sup>13</sup>
N9	-	-	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	1,77 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	5,33 x 10 <sup>10</sup>
SOMA (Bq/ano)	1,47 x 10 <sup>13</sup>	1,75 x 10 <sup>12</sup>	2,30 x 10 <sup>11</sup>	-	5,34 x 10 <sup>13</sup>	2,75 x 10 <sup>11</sup>	8,97 x 10 <sup>12</sup>	5,68 x 10 <sup>14</sup>	-	6,48 x 10 <sup>14</sup>

Fonte: Base de dados da CNEN e relatórios técnicos .

<sup>1</sup> (-) significa que a instalação não trabalha com o radionuclídeo em questão.

Tabela III.2: Atividades Autorizadas por Ano por Instalação de Medicina Nuclear na Zona Centro

INSTALAÇÕES NO CENTRO	RADIONUCLÍDEOS (Bq/ano)									TOTAL (Bq/ano)
	<sup>99m</sup> Tc	<sup>131</sup> I	<sup>123</sup> I	<sup>125</sup> I	<sup>201</sup> Tl	<sup>67</sup> Ga	<sup>51</sup> Cr	<sup>153</sup> Sm	<sup>111</sup> In	
C1	7,99 x 10 <sup>15</sup>	1,42 x 10 <sup>11</sup>	3,55x 10 <sup>10</sup>	-	1,78 x 10 <sup>10</sup>	1,78 x 10 <sup>10</sup>	1,78 x 10 <sup>11</sup>	-	-	7,99 x 10 <sup>15</sup>
C2	8,88 x 10 <sup>11</sup>	4,44 x 10 <sup>11</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	-	-	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	1,49 x 10 <sup>12</sup>
C3	3,55 x 10 <sup>12</sup>	3,91 x 10 <sup>12</sup>	1,42 x 10 <sup>11</sup>	-	-	1,42 x 10 <sup>11</sup>	-	1,78 x 10 <sup>11</sup>	-	7,90 x 10 <sup>12</sup>
C4	-	4,44 x 10 <sup>11</sup>	1,787 x 10 <sup>12</sup>	-	-	-	-	-	-	2,22 x 10 <sup>12</sup>
C5	3,55 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	8,88 x 10 <sup>9</sup>	-	-	-	3,60 x 10 <sup>12</sup>
C6	2,22x 10 <sup>12</sup>	4,08 x 10 <sup>11</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	2,66 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	3,20 x 10 <sup>11</sup>	-	3,05 x 10 <sup>12</sup>
SOMA (Bq/ano)	8,00 x 10 <sup>15</sup>	5,38 x 10 <sup>12</sup>	2,06 x 10 <sup>12</sup>	-	4,44 x 10 <sup>10</sup>	2,93 x 10 <sup>11</sup>	1,78 x 10 <sup>11</sup>	4,97 x 10 <sup>11</sup>	-	8,01 x 10 <sup>15</sup>

Fonte : Base de dados da CNEN e relatórios técnicos

Tabela III.3: Atividades Autorizadas por Ano por Instalação de Medicina Nuclear na Zona Sul

INSTALAÇÕES NA ZONA SUL	RADIONUCLÍDEOS (Bq/ano)									TOTAL (Bq/ano)
	<sup>99m</sup> Tc	<sup>131</sup> I	<sup>123</sup> I	<sup>125</sup> I	<sup>201</sup> Tl	<sup>67</sup> Ga	<sup>51</sup> Cr	<sup>153</sup> Sm	<sup>111</sup> In	
S1	5,33 x 10 <sup>12</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	-	-	2,66 x 10 <sup>10</sup>	2,66 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	5,45 x 10 <sup>12</sup>
S2	-	3,55 x 10 <sup>12</sup>	1,95 x 10 <sup>15</sup>	3,55 x 10 <sup>9</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	1,96 x 10 <sup>15</sup>
S3	3,55 x 10 <sup>12</sup>	5,33x10 <sup>11</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	8,88 x 10 <sup>9</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	4,22 x 10 <sup>12</sup>
S4	3,55 x 10 <sup>12</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	5,33x10 <sup>10</sup>	-	8,88 x 10 <sup>10</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	-	8,88 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	3,98 x 10 <sup>12</sup>
S5	2,64 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	-	8,88 x 10 <sup>9</sup>	1,78 x 10 <sup>10</sup>	-	0	-	2,70 x 10 <sup>12</sup>
S6	3,55 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	5,33x10 <sup>10</sup>	-	1,78 x 10 <sup>10</sup>	7,10 x 10 <sup>10</sup>	-	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	3,88 x 10 <sup>12</sup>
S7	1,78 x 10 <sup>12</sup>	-	-	-	5,33x10 <sup>10</sup>	5,33x10 <sup>10</sup>	-	0	-	1,88 x 10 <sup>12</sup>
S8	3,55 x 10 <sup>12</sup>	1,07 x 10 <sup>11</sup>	1,78 x 10 <sup>10</sup>	-	-	1,78 x 10 <sup>10</sup>	-	2,66 x 10 <sup>11</sup>	-	3,96 x 10 <sup>12</sup>
S9	6,22 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	1,78 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	1,78 x 10 <sup>2</sup>	0	-	9,86 x 10 <sup>12</sup>
SOMA (Bq/ano)	3,02 x 10 <sup>13</sup>	7,97 x 10 <sup>12</sup>	1,95 x 10 <sup>15</sup>	3,55 x 10 <sup>9</sup>	2,58 x 10 <sup>11</sup>	3,64 x 10 <sup>11</sup>	1,78 x 10 <sup>2</sup>	4,44 x 10 <sup>11</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	1,99 x 10 <sup>15</sup>

Fonte : Base de dados da CNEN e relatórios técnicos

Tabela III.4: Atividades Autorizadas por Ano por Instalação de Medicina Nuclear na Zona Oeste

INSTALA- ÇÕES NA ZONA OESTE	RADIONUCLÍDEOS (Bq/ano)									TOTAL (Bq/ano)
	<sup>99m</sup> Tc	<sup>131</sup> I	<sup>123</sup> I	<sup>125</sup> I	<sup>201</sup> Tl	<sup>67</sup> Ga	<sup>51</sup> Cr	<sup>153</sup> Sm	<sup>111</sup> In	
O1	5,33 x 10 <sup>12</sup>	8,88 x 10 <sup>9</sup>	8,88 x 10 <sup>9</sup>	-	-	-	-	-	-	5,35 x 10 <sup>12</sup>
O2	1,78 x 10 <sup>12</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	8,88 x 10 <sup>9</sup>	-	8,88 x 10 <sup>9</sup>	8,88 x 10 <sup>9</sup>	-	-	-	1,84 x 10 <sup>12</sup>
O3	2,66 x 10 <sup>12</sup>	1,33 x 10 <sup>10</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	5,33 x 10 <sup>10</sup>	2,66 x 10 <sup>10</sup>	-	-	-	2,79 x 10 <sup>12</sup>
O4	2,66 x 10 <sup>15</sup>	7,99 x 10 <sup>11</sup>	3,55 x 10 <sup>10</sup>	-	6,22 x 10 <sup>10</sup>	5,33 x 10 <sup>10</sup>	1,24 x 10 <sup>10</sup>	-	-	2,66 x 10 <sup>15</sup>
SOMA(Bq/ ano)	2,66 x 10 <sup>15</sup>	8,57 x 10 <sup>11</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	-	1,24 x 10 <sup>11</sup>	8,88 x 10 <sup>10</sup>	1,24 x 10 <sup>10</sup>	-	-	2,67 x 10 <sup>15</sup>

Fonte : Base de dados da CNEN e relatórios técnicos

A seguir, foram obtidas as seguintes informações do órgão estadual de Águas e Esgotos (CEDAE) sobre as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade do Rio de Janeiro:

(i) os fluxos das descargas provenientes das instalações localizadas na Zona Sul, são todas direcionadas para várias sub-elevatórias, onde é feita uma filtragem dos objetos sólidos, sendo, depois, transferidas para o bairro do Leblon, de onde as descargas são lançadas diretamente para o ambiente marinho, a uma distância de cerca de 4 km da costa, a 28 metros de profundidade [CEDAE, 2008];

(ii) as descargas da Zona Oeste são encaminhadas diretamente para o ambiente aquático, sem tratamento, enquanto não terminam as obras de instalação do emissário submarino da Barra da Tijuca; uma parte do esgoto já está sendo coletada e lançada no mar pelo emissário.

(iii) as descargas das Zonas Centro e Norte são direcionadas para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) da Alegria, da Penha e da Ilha do Governador, esta última inoperante. Grande parte das descargas é encaminhada para a ETE-Alegria, que está em fase de expansão da capacidade de tratamento, lançando o efluente tratado na Baía de Guanabara, através do Canal do Cunha.

Na Tabela III.5 são apresentadas as estações de tratamento de esgoto sanitário da cidade do Rio de Janeiro. Fotos das estações e do emissário submarino de Ipanema, durante sua construção, estão apresentadas na Figura III.1 a, b, c, d.

Foi também efetuado um levantamento sobre os corpos de água, possíveis receptores de efluentes, tanto a partir das estações de tratamento de esgoto, quanto para o caso de liberação direta no meio ambiente urbano. De forma a dar uma abrangência maior ao trabalho, foram efetuados levantamentos dos rios da cidade do Rio de Janeiro mas também de outras cidades do Estado, de forma a avaliar a possibilidade de impactos radiológicos decorrentes da prática de medicina nuclear em outras regiões do estado, dado o uso crescente desta atividade e de seu benefício para a população.

Um resumo das principais informações obtidas, através da base de dados da ANA - Agência Nacional da Águas, disponível na internet, estão apresentadas na Tabela III.6.

Tabela III.5 : Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário da cidade do Rio de Janeiro

<i>Zona</i>	<i>Nome ETE</i>	<i>Capacidade de Tratamento</i>	<i>População atendida</i>	<i>Bairros</i>
Centro	Alegria	5.000 L/s	1.500.000 hab.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cidade nova,</li> <li>• Sto Cristo,</li> <li>• Estácio,</li> <li>• Tijuca,</li> <li>• Andaraí,</li> <li>• Maracanã,</li> <li>• S.Francisco Xavier,</li> <li>• Bonsucesso,</li> <li>• Manguinhos,</li> <li>• Del Castilho,</li> <li>• Méier.</li> <li>• Eng. Dentro</li> </ul>
Norte	Penha	1.600 L/s	576.000 hab.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vila da Penha,</li> <li>• Brás de Pina,</li> <li>• Penha circular,</li> <li>• Cordovil.</li> </ul>
	Governador	525 L/s	240.000 hab.	Ilha do Governador
Sul	* <sup>1</sup>	Não aplicável	Não aplicável	Não aplicável
Oeste	* <sup>2</sup>	Não aplicável	Não aplicável	Não aplicável

\*1 – lançamento direto no meio ambiente através de emissário submarino

\*2– lançamento direto no meio ambiente; emissário submarino em construção





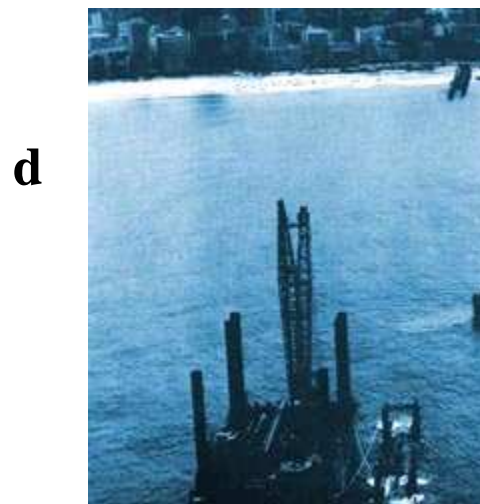
**a**



**b**



**c**



**d**

Figura III.1 – Estações de Tratamento de Esgoto da Cidade do Rio de Janeiro: (a) Estação Alegria, (b) Penha , (c) Ilha do Governador, e (d) Emissário de Ipanema Penha.

Tabela III.6 - Vazões de rios do município do Rio de Janeiro e rios relevantes do Estado do Rio de Janeiro [ANA, 2008]

Bacia	Rio	local	vazão média (m <sup>3</sup> /s)	
Itabapoana	Rio Itabapoana	Foz	95,81	
	Cacerebu		35,2	
	Guapimirim		53,3	
	Estrela		38,2	
	N.Iguaçu		43,1	
	S.J.Miriti		24	
	Sarapuí		31,7	
	Canal Canto do Rio		1	
	Rio Bomba		0,1	
	Rio Imboassu		3,8	
	Rio Alcântara		0,1	
	Rio Mutondo		0,2	
	Rio Guaxindiba		0,1	
	Baia de Guanabara	Rio Macacu		8,8
		Rio Soberbo		1,5
		Canal de Magé		0,5
		Rio Roncador		8,3
Rio Iriri			0,5	
Rio Surui			4,4	
Rio Inhomirim			2,7	
Rio Saracuruna			3	
Rio Acari			7	
Rio Irajá			3	
Canal da Penha			1,1	
Canal do Cunha			8,9	
Canal do Mangue			5,1	
rio S.João	S.João	Posto correntezas	14,4	
rio Macaé	Rio Macaé	Macaé de cima	2,72	
	Rio Macaé	Galdinópolis	4,36	
	Rio Macaé	Macabuzinho	13,1	
Paraíba do sul	Rio Paraíba do sul	Pindamonhangaba,SP	154	
	Rio Paraíba do sul	Queluz SP	181	
	Rio Paraíba do sul	Itatiaia	231	
	Rio Paraíba do sul	Volta Redonda	283	
	Rio Paraíba do sul	Barra do Pirai	144	
	Rio Paraíba do sul	Anta	453	
	Rio Paraíba do sul	S.Fidelis	527	
	Rio Paraíba do sul	Campos	814	
Sepetiba	Rio Manbucaba	Faz. Garrafas	0,8	
	Rio Manbucaba	Faz. Fortaleza	25,1	
	Rio Oerequê-Açu	Parati	4,34	
Guandu	Rio Guandu	Seropédica	180	

### III.2 - CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO

Nas situações em que radionuclídeos são liberados no sistema de esgoto sanitário, dois cenários básicos, envolvendo condições extremas, de forma a maximizar a exposição, são postulados para uma primeira análise das doses resultantes destas liberações:

- (1) O cenário considera que nada do material radioativo permanece retido no lodo do esgoto, sendo totalmente liberado para o meio hídrico na forma líquida; ou,
- (2) O cenário considera que todo o material radioativo permanece retido no lodo do esgoto, na estação de tratamento de esgoto.

É recomendado (IAEA, 2002) que o mais restritivo destes dois cenários seja utilizado numa primeira abordagem do sistema.

Este trabalho considera então a simulação de dois cenários básicos. O primeiro cenário tem foco na exposição de membros do público devido à liberação de efluentes diretamente em rios, enquanto que o segundo cenário focaliza a exposição ocupacional, baseado na liberação de efluentes para a rede de esgoto sanitário, com a consequente exposição dos trabalhadores da estação de tratamento de esgoto.

Os cenários considerados estão ilustrados na Figura III.2.

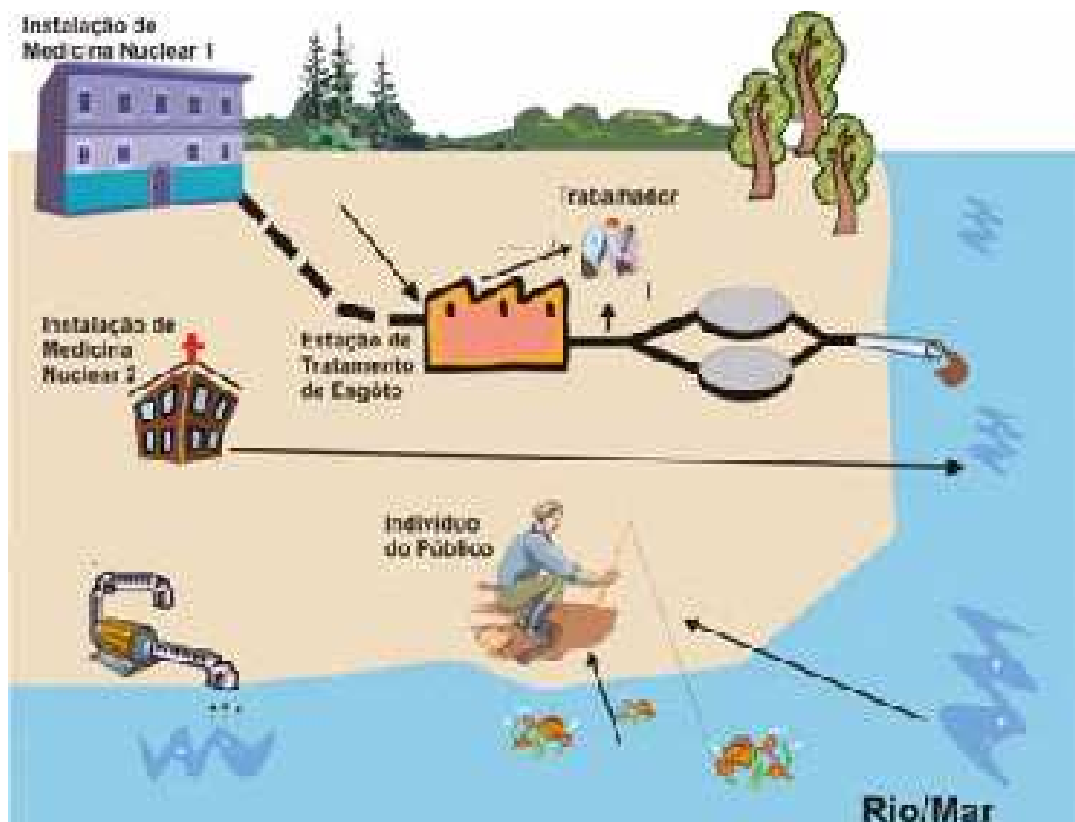


Figura III.2 – Ilustração esquemática das vias de exposição

### III.2.1 – Exposição do público

Este cenário considera a liberação direta do radionuclídeo pelo usuário para um rio. O grupo crítico considerado para este cenário está exposto a três vias de exposição:

- Ingestão de água;
- Ingestão de peixes e
- Exposição a sedimento de rio

De um modo geral, embora um rio possa ter, por exemplo, uso para fins de irrigação, este uso não costuma ser inserido na avaliação de dose devido à liberação de radionuclídeos de meia-vida curta, isto é, até da ordem de alguns dias. Radionuclídeos de meia-vida curta não chegam a ser acumulados de forma significativa no meio ambiente, a não ser em decorrência de liberações acidentais, que envolvem liberações bastante mais elevadas do que aquelas envolvidas em liberações de rotina.

### ***III.2.2 – Exposição ocupacional***

Este cenário considera a liberação do material radioativo para uma rede de esgoto, que segue para uma estação de tratamento. Neste cenário, é considerado que todo o material radioativo liberado permanece retido no lodo da estação de tratamento. O indivíduo exposto considerado é um trabalhador da estação de tratamento e as vias de exposição consideradas são:

- Inalação de material ressuspensão;
- Exposição externa ao lodo

### **III.3 MODELAGEM MATEMÁTICA**

Os modelos de avaliação de impacto e cálculo de dose para as pessoas envolvidas nos dois cenários considerados estão baseados em modelos recomendados pela IAEA [IAEA, 1982; 2001], já adaptados para uso no Brasil [ROCHEDO et al, 2007].

Em um primeiro momento, foi elaborado um programa utilizando o código *MATHEMATICA* [2008.]. Mais adiante, optou-se por efetuar a modelagem em *EXCEL*, de forma a permitir o uso do programa *CRYSTAL BALL* [2008] para efetuar análise de incertezas. O *CRYSTAL BALL* é um programa que efetua análise de incertezas a partir de distribuições estatísticas, definidas pelo usuário, para os valores dos parâmetros, utilizando simulação pelo método de Monte Carlo, através do sistema hipercúbico latino de amostragem.

Todas as doses estimadas se referem a dose efetiva. No caso de exposição externa, os valores calculados correspondem a doses efetivas devido a um ano de exposição externa. No caso de exposição interna, os valores se referem à dose efetiva comprometida devido a incorporações durante um ano. A dose efetiva anual total corresponde à soma das doses efetiva externa e da dose efetiva comprometida interna relativas ao mesmo ano [ICRP, 2007].

### ***III.3.1 – Liberação em rios***

A metodologia genérica sugerida pela IAEA (2001) é baseada nas equações que descrevem o transporte de radionuclídeos em águas de superfície com condições de escoamento uniforme em estado estacionário.

As concentrações na água e nos sedimentos devem ser calculadas para locais específicos, associados aos principais usos da água, por exemplo, ingestão, pesca, irrigação ou natação, e à exposição a sedimentos, por exemplos em atividades de recreação ou na agricultura.

A distância  $x$  a partir do ponto de descarga do efluente deve ser escolhida de forma a representar a localização mais próxima do ponto de lançamento do efluente em que possa ser previsto o uso da água, levando em conta toda a vida útil prevista para a instalação.

As descargas múltiplas devem ser avaliadas isoladamente e as concentrações, na posição desejada, devem ser somadas de forma a considerar todas as descargas.

#### ***Interação com sedimentos***

Os sedimentos podem adsorver radionuclídeos na água, reduzindo a concentração de radionuclídeo solúvel na coluna d'água. Os radionuclídeos adsorvidos podem ser transportados ou depositados em praias ou margens ou podem precipitar próximo ao ponto de lançamento.

Em uma primeira abordagem conservativa, a estimativa da concentração na água deve desconsiderar a interação com sedimentos e estimar então a concentração nos sedimentos a partir da concentração solúvel na água, através do uso do coeficiente de distribuição,  $K_D$  (L/kg). Esta abordagem deve ser utilizada com cuidado porque tende a superestimar a concentração do radionuclídeo solúvel na água e as doses decorrentes do uso direto da água, por exemplo, devido à ingestão.

### *Hipóteses de cálculo*

As simplificações efetuadas devem ser encaradas como limitações da aplicabilidade dos modelos, isto é, modelos mais realistas podem ser necessários, dentro de um contexto de otimização da radioproteção. As principais simplificações efetuadas foram:

- A geometria da água de superfície, por exemplo, a seção transversal do escoamento não deve variar muito com a distância;
- As características de escoamento, tais como a velocidade e a profundidade do escoamento, não devem variar muito com a distância ou com o tempo;
- As atividades dos radionuclídeos na água e no sedimento, sob condições de liberações de rotina em longo prazo, podem ser consideradas estar em equilíbrio.

Além das simplificações, uma abordagem genérica requer um certo grau de conservadorismo, que é obtido levando em conta as seguintes considerações:

- A localização considerada para o uso da água ou sedimentos por um grupo crítico deve ser escolhida de forma a limitar possibilidade de subestimar doses;
- Os parâmetros de dispersão do rio devem ser representativos de condições extremas, por exemplo, usando as condições mínimas observadas historicamente (e.g. em 30 anos) para vazão, velocidade e profundidade de escoamento;
- As concentrações são estimadas na linha de centro da pluma, exceto para uso de margens, praias e linhas costeiras;
- Os radionuclídeos são liberados a partir da margem, de forma a minimizar a mistura.

Além disso, conforme dito anteriormente, os efeitos de sedimentos podem, em uma primeira abordagem, ser desprezados de forma a maximizar a dose relativa às vias de utilização direta da água.

### *Cálculo da concentração do radionuclídeo no rio*

Devem ser selecionados os seguintes parâmetros:

- Distância entre o local de liberação e do grupo receptor potencial,  $x$  (m)
- Constante de decaimento do radionuclídeo,  $\lambda_i$  ( $s^{-1}$ )

São necessárias estimativas dos seguintes parâmetros, baseadas, preferencialmente em valores mínimos de vazão observados em períodos de 30 ou mais anos:

- *Largura do rio, B (m)*
- *Vazão do rio  $q_r$ , ( $m^3 s^{-1}$ )*
- *Profundidade de escoamento, D (m) correspondente a  $q_r$*
- *Velocidade do rio, U ( $m s^{-1}$ ), correspondente a  $q_r$*

A velocidade de escoamento pode ser estimada então como:

$$U = \frac{q_r}{BD} \quad (3.1)$$

Para o tipo de área considerada neste estudo, pode ser adotada, para uma tomada/disponibilidade de água por um membro/indivíduo do público, uma distância  $x$ , a partir do ponto de liberação, em que exista já uma mistura completa, isto é:

$$x \geq 7D \quad (3.2)$$

Desta forma, a concentração total ( $C_{wt}$ , em  $Bq m^{-3}$ ) de um determinado radionuclídeo  $i$  na água pode ser estimada por:

$$C_{wt} = \frac{Q}{q_r} \exp\left(\frac{-\lambda_i x}{U}\right) \quad (3.3)$$



onde  $Q$  é a liberação anual do radionuclídeo  $i$  ( $\text{Bq s}^{-1}$ ) e  $\lambda_i$ , sua constante de decaimento radioativo ( $\text{s}^{-1}$ ).

Quando a água de superfície é usada para abastecimento doméstico, o sedimento em suspensão é removido por tratamentos de água, embora a eficiência seja uma função do radionuclídeo e do tipo de tratamento utilizado.

A concentração de solúvel (filtrado),  $C_w$ , em  $\text{Bq m}^{-3}$ , é calculada por:

$$C_w = \frac{C_{wt}}{1 + 0,001 K_D} \quad (3.4)$$

#### *Concentração de radionuclídeo de sedimentos em suspensão*

A concentração  $C_{sw}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) de radionuclídeo adsorvido em sedimentos em suspensão pode ser obtida por:

$$C_{sw} = 0,001 K_D C_w \quad (3.5)$$

onde  $K_D$  é o coeficiente de distribuição ( $\text{L kg}^{-1}$ ), e  $C_w$  é a concentração do radionuclídeo dissolvido na água ( $\text{Bq m}^{-3}$ ).

#### *Concentração em sedimentos de fundo*

Os sedimentos de fundo contêm radionuclídeos devido à deposição de sedimentos nos quais estejam adsorvidos e por adsorção direta pelo sedimento de fundo, a partir da água em contato com o sedimento. Dados de campo sugerem valores inferiores para o  $K_D$  de fundo em relação ao sedimento em suspensão, o que é parcialmente devido a uma maior granulometria, relacionada aos sedimentos de fundo, e a maior abundância de sedimentos de fundo em relação a sedimentos em suspensão [IAEA, 2001].

O valor de  $K_D$  aparente para sedimentos de fundo pode ser considerado como sendo um décimo do valor sugerido para sedimentos em suspensão. No entanto, esta aproximação deve ser utilizada com cuidado, uma vez que tende a superestimar o valor do  $K_D$  e pode resultar em resultados excessivamente conservativos em situações como, por exemplo, o uso do sedimento de fundo em aterros.

A estimativa da concentração no sedimento de fundo,  $C_{sb}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ), leva em conta o decaimento durante o tempo de acúmulo do material e é estimado por:

$$C_{sb} = \frac{(0,1)(0,001) K_D C_{wt} * \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e}}{1 + 0,001 K_D S_s} = 0,001 C_{sw} * \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e} \quad (3.6)$$

onde  $S_s$  é a concentração de sedimentos em suspensão ( $\text{kg L}^{-1}$ ),  $S_s$  é função do tipo de rio. No caso de uma avaliação genérica, é recomendado o uso de um valor igual a  $0,05 \text{ kg m}^{-3}$  [IAEA, 2001].  $T_e$  é o tempo de acúmulo no sedimento, para o qual é sugerido utilizar um valor genérico de  $3,15 \times 10^7 \text{ s}$  (1 ano), adequado para situações típicas em que os sedimentos de fundo sofrem alguma migração com a correnteza ou é soterrado por camadas de deposição mais recente.

#### *Concentração em sedimentos de praias*

A equação utilizada para estimar a concentração em sedimentos de praias  $C_{ss}$  ( $\text{Bq m}^{-2}$ ) é:

$$C_{ss} = \frac{(0,1)(0,001)60 K_D C_{wt} * \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e}}{1 + 0,001 K_D S_s} = 60 C_{sb} \quad (3.7)$$

onde o fator  $60 \text{ (kg m}^{-2}\text{)}$  leva em conta a densidade do sedimento na camada superior de  $5 \text{ cm}$ . O mesmo valor de  $3,15 \times 10^7 \text{ s}$  (1 ano) deve ser usado para fornecer resultados conservativos de  $C_{ss}$ .

### *Concentração em alimentos aquáticos*

Os radionuclídeos liberados para o ambiente aquático podem ser assimilados por organismos vivos, podendo vir a atingir o homem via cadeia alimentar. O cálculo básico para a estimativa da concentração em organismos aquáticos,  $C_p$  (Bq kg<sup>-1</sup>) a partir de descargas de efluentes para ambientes aquáticos é:

$$C_p = \frac{C_w B_p}{1000} \quad (3.8)$$

onde:

$C_w$  = concentração do radionuclídeo dissolvido na água (Bq m<sup>-3</sup>)

$B_p$  = razão em equilíbrio da concentração do radionuclídeo no alimento p para a concentração do radionuclídeo dissolvido na água (L kg<sup>-1</sup>), conhecida como fator de bioacumulação.

O valor 1000 é o fator de conversão de m<sup>3</sup> para litro (L). O parâmetro  $B_p$  é muito variável, com valores variando até mesmo em faixas de ordens de grandeza para um mesmo radionuclídeo e organismo.

Para fins de cálculos genéricos, valores de referência para  $B_p$  foram selecionados de forma a garantir que a transferência a partir dos radionuclídeos dissolvidos na água para os organismos aquáticos seja estimada de forma conservativa, conforme recomendação da IAEA [2001].

### *Dose devido à ingestão*

A dose resultante de ingestão é calculada por:

$$D_{ing} = [(C_w I_w) + (C_p I_p)] FCD_{ing} \quad (3.9)$$

onde:

$C_w$  = concentração do radionuclídeo na água (Bq L<sup>-1</sup>)

- $I_w$  = consumo anual de água ( $L a^{-1}$ )  
 $C_p$  = concentração do radionuclídeo no peixe ( $Bq kg^{-1}$ )  
 $I_p$  = consumo anual de peixe ( $kg a^{-1}$ )  
 $FCD_{ing}$  = fator de conversão de dose de ingestão para o radionuclídeo ( $Sv/Bq$ )

Os fatores de conversão de dose utilizados neste trabalho são aqueles recomendados pela IAEA (1996), incorporados na Norma CNEN NN 3.01 (2005).

### *Exposição externa*

A equação utilizada para a estimativa da dose externa, para um determinado radionuclídeo presente no sedimento de uma praia de rio em uma geometria de exposição  $Fg$ , é efetuada utilizando a seguinte equação:

$$D_{ext} = C_{sb} FCD_{ext} F_t F_g \quad (3.10)$$

onde:

$FCD_{ext}$  = fator de conversão de dose externa para exposição a solo contaminado

$F_t$  = fração de tempo exposto ao sedimento

$F_g$  = fator de geometria da exposição, que leva em conta as dimensões do meio contaminado.

Os fatores de conversão de dose para exposição externa de membros do público utilizados neste trabalho foram aqueles derivados por Eckerman & Ryman [1993]. Estes fatores foram derivados por simulação pelo método de Monte-Carlo para adultos e estão apresentados no capítulo IV.

### **III.3.2 Liberação de radionuclídeos para a rede de esgoto**

A concentração no lodo do esgoto, considerando a transferência total da atividade liberada para o lodo, pode ser estimada por:

$$C_{lodo} = \frac{Q}{S_s} \quad (3.11)$$

onde  $C_{lodo}$  é a concentração média anual do radionuclídeo no lodo, em  $\text{Bq kg}^{-1}$ ;  $Q$  é a descarga anual de radionuclídeo ( $\text{Bq a}^{-1}$ ) e  $S_s$  é a produção anual de lodo de esgoto na estação de tratamento relevante ( $\text{kg a}^{-1}$ ).

A produção de lodo depende do tamanho da estação de tratamento e do tamanho da população atendida pela planta. Em países europeus, uma pessoa produz, em média, na faixa de 25 a 30  $\text{kg a}^{-1}$ , em peso seco, de esgoto. Esta estimativa inclui tanto esgoto doméstico quanto industrial, sendo o esgoto doméstico da ordem de 15  $\text{kg a}^{-1}$ . Para fins de análise preliminar, é recomendado um valor de produção de lodo de esgoto anual de 20  $\text{kg}$  por pessoa por ano, em peso seco (IAEA, 2002). O valor de  $S_s$  médio anual pode ser obtido multiplicando este valor pelo número de pessoas atendidas pela estação.

As vias de exposição estão, geralmente, associadas ao lodo úmido. Para estimar a concentração no lodo úmido deve ser considerado que cerca de 5% do lodo de esgoto é composto por material sólido. Assim, a concentração no lodo úmido é estimada, multiplicando-se a concentração no lodo seco por 0,05.

As principais vias de exposição consideradas incluem a exposição externa ao lodo e a inalação de material ressuspensão na estação de tratamento. Outras vias, tais como a ingestão inadvertida de lodo ou as vias decorrentes do uso do lodo como aterro ou deposição em áreas agrícolas levam, provavelmente, a doses muito inferiores e podem ser desprezadas em uma avaliação genérica simples (IAEA, 2001).

#### *Dose devido à Exposição externa*

A dose devido à irradiação externa, a partir de radionuclídeos em lodo de esgoto, pode ser estimada de forma similar à exposição a solo ou sedimento contaminado, isto é,

$$D_{ext} = C'_{lodo} FCD_{solo} O_f \quad (3.12)$$

onde:

$D_{ext,i}$  = irradiação externa a partir do lodo de esgoto para o radionuclídeo ( $Sv a^{-1}$ )

$C'_{lodo}$  = concentração superficial do radionuclídeo no lodo de esgoto ( $Bq m^{-2}$ )

$FCD_{solo}$  = fator de conversão de dose para solo contaminado ( $Sv a^{-1}/(Bq m^{-2})$ )

$O_f$  = fração do tempo de exposição por ano.

$C'_{lodo}$  é a concentração superficial do radionuclídeo por unidade de área do lodo de esgoto e pode ser obtida a partir da concentração por unidade massa de lodo, utilizando-se uma densidade ( $\rho$ ) de  $1000 kg m^{-3}$  para o lodo e uma espessura  $d$  de 1 m para o tanque de lodo. Desta forma,

$$\begin{aligned} C'_{lodo} &= C_{lodo} \rho \cdot d = \\ &= C_{lodo} \cdot 1000 \end{aligned} \quad (3.13)$$

onde,  $C_{lodo}$  é a concentração do radionuclídeo do lodo em peso úmido ( $Bq kg^{-1}$ úmido).

O valor da fração do tempo de exposição recomendada por ano,  $O_f$ , é de 0,228, considerando uma ocupação de 2000 h/a.

#### *Dose devido à inalação*

A dose devido à inalação de material ressuspensão pode ser estimada por:

$$D_{ina} = C_{lodo} I_{ina} FCD_{ina} O_f S_{E,s} \quad (3.14)$$

onde  $O_f$  é a fração do ano em que ocorre a exposição, para a qual é recomendado o valor de 0,228 e  $S_{E,s}$  é a carga de poeira relativa á ressuspensão de lodo. Um valor de referência de  $0,1 mg/m^3$ , correspondendo a  $1 \times 10^{-7} kg m^{-3}$  é sugerido para  $S_{E,s}$ , baseado em medidas feitas em plantas de tratamento de esgoto (IAEA, 2001).  $I_{ina}$  é a taxa de respiração humana em  $m^3 a^{-1}$ .

Os fatores de conversão de dose considerados são aqueles atualmente recomendados pela IAEA (1996), que são os adotados no Brasil pela norma CNEN-NN-3.01 (CNEN, 2005).

## ***CAPITULO IV***

### **VALORES DE PARÂMETROS DOS MODELOS**

Neste capítulo são descritos os valores selecionados para os parâmetros dos modelos previamente descritos no capítulo 3. Os parâmetros são descritos para cada um dos cenários selecionados, para dois tipos de simulação. O primeiro tipo de simulação foi efetuado de forma determinística, isto é, utilizando os valores mais prováveis de cada um dos parâmetros, de forma a efetuar uma avaliação inicial da situação de exposição dos cenários. A seguir, os parâmetros são descritos de forma probabilística, levando em conta as variabilidades esperadas em função do tipo de cenário, com foco na região estudada, isto é, a cidade do Rio de Janeiro e seus arredores.

#### **IV.1 SIMULAÇÃO DETERMINÍSTICA UTILIZANDO OS VALORES MAIS PROVÁVEIS DOS PARÂMETROS**

##### **IV.1.1 Exposição do público, no cenário de liberação para rio**

Para cenários determinísticos, foram utilizados valores considerados conservativos, de forma a não subestimar as doses calculadas. São utilizados dois conjuntos de parâmetros para cada cenário:

- (1) o primeiro conjunto se refere aos radionuclídeos e suas características físicas, químicas e radioativas; e,
- (2) o segundo conjunto são parâmetros relacionados ao cenário. Os valores de parâmetros utilizados na simulação determinística de exposição do público estão apresentados nas Tabelas IV.1 e IV.2.



**Tabela IV.1. Valores dos parâmetros dependentes do radionuclídeo**

<i>Nuclídeo</i>	$\lambda$	$K_d$	$B_p$	$FCD_{ing}$	$FCD_{ext}$
	(s <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> )	(Sv Bq <sup>-1</sup> )	(Sv a <sup>-1</sup> ) (Bq m <sup>-2</sup> ) <sup>-1</sup>
Tc-99m	1,33 x 10 <sup>-06</sup>	0,005	0,02	2,2 x 10 <sup>-11</sup>	3,9 x 10 <sup>-09</sup>
I-131	9,98 x 10 <sup>-07</sup>	0,01	0,04	2,2 x 10 <sup>-08</sup>	1,2 x 10 <sup>-08</sup>
I-123	6,08 x 10 <sup>-07</sup>	0,01	0,04	2,1 x 10 <sup>-10</sup>	5,3 x 10 <sup>-09</sup>
I-125	1,33 x 10 <sup>-07</sup>	0,01	0,04	1,5 x 10 <sup>-08</sup>	1,4 x 10 <sup>-09</sup>
Tl-201	2,64 x 10 <sup>-06</sup>	20 <sup>(a)</sup>	1	9,5 x 10 <sup>-11</sup>	2,8 x 10 <sup>-09</sup>
Ga-67	2,47 x 10 <sup>-06</sup>	0,1	0,4	1,9 x 10 <sup>-10</sup>	4,8 x 10 <sup>-09</sup>
Cr-51	2,89 x 10 <sup>-07</sup>	10	0,2	3,8 x 10 <sup>-11</sup>	9,8 x 10 <sup>-10</sup>
Sm-153	4,22 x 10 <sup>-06</sup>	240	0,025 <sup>(b)</sup>	7,4 x 10 <sup>-10</sup>	2,0 x 10 <sup>-09</sup>
In-111	1,20 x 10 <sup>-07</sup>	390 <sup>(a)</sup>	10	2,9 x 10 <sup>-10</sup>	1,2 x 10 <sup>-08</sup>

(a)K<sub>D</sub> Tl-201 e In-111- NCRP(1996)

(b)B<sub>p</sub> Sm-153 – NCRP (1996)

**Tabela IV.2. Valores de parâmetros associados ao cenário (exposição do público)**

<i>Parâmetro</i>	<i>Descrição</i>	<i>valor</i>	<i>unidade</i>
Q	3,7x10 <sup>10</sup> (1Ci) - liberação anual	1,17 x10 <sup>3</sup>	Bq s <sup>-1</sup>
q <sub>r</sub>	vazão do rio	50	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
B	largura do rio	50	m
D	profundidade do rio	5	m
S <sub>s</sub>	concentração de sedimentos em suspensão	0,05	Kg m <sup>-3</sup>
I <sub>w</sub>	taxa de ingestão de água	547,5	L a <sup>-1</sup>
I <sub>p</sub>	taxa de ingestão de peixes	30	kg a <sup>-1</sup>
O <sub>f</sub>	ocupação das margens pelo público	0,18	---
x	distância do ponto de lançamento	500	m
T <sub>e</sub>	tempo de acúmulo no sedimento	1	a
F <sub>g</sub>	fator de geometria da fonte (margem)	0,2	---

O valores adotados para  $\lambda$  e  $FCD_{ing}$  são aqueles recomendados pela IAEA [1996]. Os valores de  $FCD_{ext}$  são aqueles adotados pela CNEN em sua Norma CNEN-NN-3.01 PR 12 [2005], obtidos por Eckerman & Ryman [1993], adotados pelo Instituto

de Radioproteção e Dosimetria, dentro do Sistema Integrado de Emergência – SIEM [Conti, 2001; Conti et al., 2001].

Os valores de  $K_D$  foram os adotados pela IAEA [2001], exceto no caso dos radionuclídeos In-111 e Tl-201, disponibilizados em documento do NCRP [1996]. Para  $B_p$ , os valores foram também aqueles recomendados pela IAEA (2001), exceto para o Sm, para o qual foi adotado o valor publicado pelo NCRP [1996].

Para a liberação anual, foi adotado o valor limite recomendado pela atual norma CNEN 6.05 [CNEN, 1985], para se avaliar se este valor é adequado dentro dos cenários estudados.

Os valores adotados para caracterizar o rio neste cenário foram selecionados de forma a representar rios típicos do Estado do Rio de Janeiro. No caso da simulação determinística, foram selecionados valores representativos para rios de porte médio, capazes de sustentar atividades humanas rotineiras relacionadas às vias de exposição consideradas, considerando as vazões dos principais rios do contorno da Baía de Guanabara (ANA, 2008).

Para os demais parâmetros, foram utilizados os valores genéricos recomendados pela IAEA [2001], considerados como sendo conservativos para o cenário estudado.

#### **IV.1.2. Exposição ocupacional em Estações de Tratamento de Esgoto**

Os valores dos parâmetros dependentes dos radionuclídeos utilizados neste cenário estão apresentados na Tabela IV.3. Os parâmetros associados às características do cenário estão apresentados na Tabela IV.4.

Os critérios e referências utilizados são os mesmos daqueles adotados para as Tabelas IV.1 e IV.2, isto é, fatores de dose recomendados pela IAEA (1996) ou adotados no SIEM (Conti, 2001; Conti et al. 2001), sendo os demais parâmetros aqueles valores conservativos recomendados pela IAEA (2001).

Tabela IV.3 Valores dos parâmetros dependentes do radionuclídeo

<i>Nuclídeo</i>	$\lambda_i$ ( $s^{-1}$ )	$FCD_{ina}$ ( $Sv Bq^{-1}$ )	$FCD_{ext}$ ( $Sv a^{-1}$ ) ( $Bq m^{-2}$ ) <sup>-1</sup>
Tc-99m	$1,33 \times 10^{-06}$	$1,20 \times 10^{-11}$	$3,90 \times 10^{-09}$
I-131	$9,98 \times 10^{-07}$	$7,40 \times 10^{-09}$	$1,20 \times 10^{-08}$
I-123	$6,08 \times 10^{-07}$	$7,40 \times 10^{-11}$	$5,30 \times 10^{-09}$
I-125	$1,33 \times 10^{-07}$	$5,10 \times 10^{-09}$	$1,40 \times 10^{-09}$
Tl-201	$2,64 \times 10^{-06}$	$4,40 \times 10^{-11}$	$2,80 \times 10^{-09}$
Ga-67	$2,47 \times 10^{-06}$	$2,40 \times 10^{-10}$	$4,80 \times 10^{-09}$
Cr-51	$2,89 \times 10^{-07}$	$3,70 \times 10^{-11}$	$9,80 \times 10^{-10}$
Sm-153	$4,22 \times 10^{-06}$	$6,30 \times 10^{-10}$	$1,95 \times 10^{-09}$
In-111	$1,20 \times 10^{-07}$	$2,30 \times 10^{-10}$	$1,20 \times 10^{-08}$

Tabela IV.4 Valores de parâmetros associados ao cenário ocupacional

<i>Parâmetro</i>	<i>Descrição</i>	<i>valor</i>	<i>Unidade</i>
Q	Liberação anual: $3,7 \times 10$ Bq (1Ci)	$1,17 \times 10^3$	Bq s <sup>-1</sup>
S1	quantidade de lodo gerado	$2,00 \times 10^1$	kg (pessoa.ano) <sup>-1</sup>
N	capacidade de tratamento	$1,50 \times 10^6$	pessoas
S <sub>e</sub>	constante de ressuspensão	$1,00 \times 10^{-7}$	kg m <sup>-3</sup>
I <sub>ina</sub>	taxa de inalação	$8,40 \times 10^3$	m <sup>3</sup> a <sup>-1</sup>
O <sub>f</sub>	fração do tempo no trabalho	$2,28 \times 10^{-1}$	---
S <sub>lodo</sub>	razão peso úmido/peso seco do lodo	$5,00 \times 10^{-2}$	---

## IV.2 ANÁLISE PROBABILÍSTICA

De forma a avaliar o cenário de exposição em relação a diversas situações de possíveis realidades ambientais e avaliar a influência de características do cenário nas doses, foi efetuada uma análise probabilística, utilizando o programa Crystal Ball<sup>®</sup> (DECISIONEERING, 2008). A seleção de valores de parâmetros e suas distribuições

foi baseada nas características de rios do Estado do Rio de Janeiro e das estações de tratamento de esgoto no entorno da Baía de Guanabara (ANA, 2008).

Desta forma, apesar do estudo estar mais voltado para a cidade do Rio de Janeiro, decidiu-se por uma abrangência um pouco mais ampla para a análise probabilística de forma a possibilitar a avaliação dos valores hoje recomendados em norma para um conjunto mais amplo de cenários.

#### **IV.2.1. Exposição do Público**

Para o cenário de exposição do público, foram adotados os valores e distribuições apresentados abaixo.

Foram incluídas as figuras fornecidas pelo modelo, apenas para facilitar uma visualização das distribuições consideradas.

##### ***Parâmetros do rio***

Os valores mínimos adotados foram selecionados de forma a limitar a dimensão de um rio capaz de suportar, de forma contínua, as vias de exposição consideradas; os valores máximos se referem a características do rio de maior porte dentro do Estado do Rio de Janeiro, o Rio Paraíba do Sul, em seu trecho próximo à área do estudo.

O ajuste de distribuição entre os valores de vazão de rios, listados na Tabela III.6 é mostrado na Figura IV.1. O melhor ajuste obtido foi o de uma distribuição log-normal, A Tabela IV.5 apresenta os parâmetros estatísticos da distribuição.

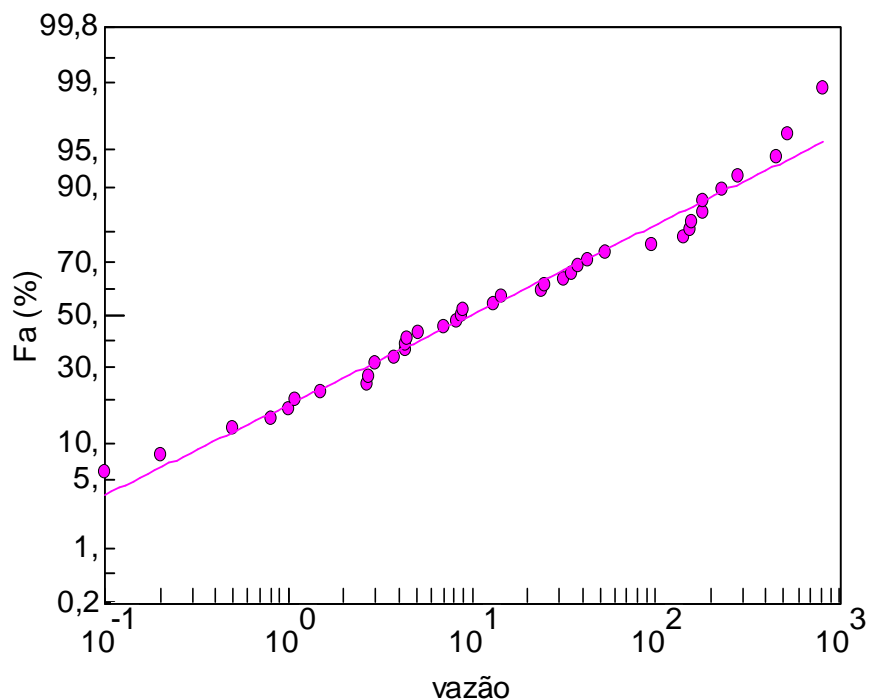


Figura IV.1 – Ajuste dos valores de vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) dos rios da cidade do Rio de Janeiro e dos principais rios do estado do Rio de Janeiro[ANA, 2008] (Fa = frequência acumulada)

Tabela IV.5 – Resumo estatístico para vazões ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) de rios selecionados, no estado do Rio de Janeiro e na cidade do Rio de Janeiro

N	MÉDIA	DESVIO	M.GEOM.	D.GEOM	MÍNIMO	MÁXIMO
42	83,0	164	10,4	11,6	0,1	814

A curva da Figura IV.1, no entanto inclui muitos rios de pequeno porte, incapazes de sustentar os cenários propostos, que incluem ingestão de água, ingestão de peixe e exposição externa ao sedimento. Para o modelo probabilístico, foi então considerado um rio intermediário, tomando como base os rios que cortam a baixada fluminense e deságuam na Baía da Guanabara. Os rios de menor porte não foram considerados por não serem capazes de manter o cenário e os de maior porte, por não terem representatividade para a área de estudo e suas circunvizinhanças. A distribuição simulada foi então:

Parâmetro  $q_r$  – vazão média anual do rio ( $m^3 s^{-1}$ )

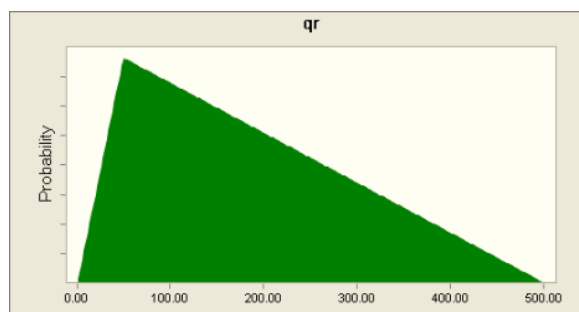


Figura IV.2 – Representação esquemática da distribuição adotada para a vazão do rio receptor dos efluentes.

Para este parâmetro, foi adotada uma distribuição Triangular com valor mais provável de  $50,00 m^3 s^{-1}$  e valores mínimo e máximo  $1,00$  e  $500,00 m^3 s^{-1}$  respectivamente.

Foram efetuadas duas simulações, de forma a avaliar o efeito de considerar ou não as dimensões dos rios como sendo independentes de sua vazão.

Para o caso de considerar interdependência das dimensões com a vazão do rio foram considerados os seguintes coeficientes de correlação:

$$q_r \text{ vs. } D \quad r = 0,9$$

$$q_r \text{ vs. } B \quad r = 0,9$$

Estes coeficientes de correlação foram determinados considerando alguns rios de porte semelhante, para os quais se dispunha de dados de largura, profundidade e vazão (Rochedo et al., 2001)

*Parâmetro: B – largura do rio (m)*

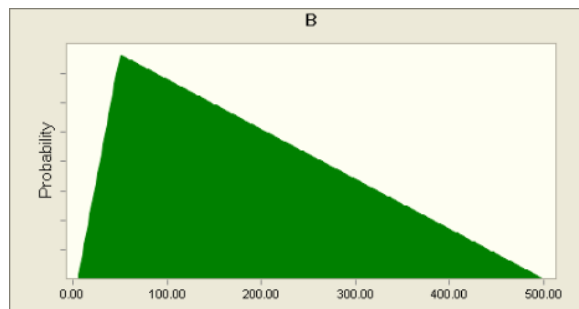


Figura IV.3 – Representação esquemática da distribuição usada para a largura do rio (m).

Para este parâmetro, foi adotada um distribuição Triangular com valor mais provável de 50 m e valores mínimo e máximo de 5 e 500 m, respectivamente.

*Parâmetro: D – profundidade do rio (m)*

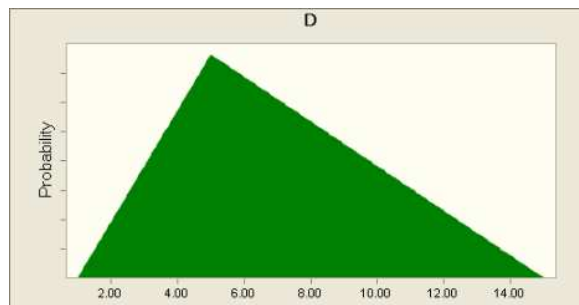


Figura IV.4 – Representação esquemática da distribuição usada para a profundidade *D* do rio (m):

Para este parâmetro foi adotada uma distribuição Triangular com valor mais provável de 5 m e valores mínimo e máximo de 1 a 15 m, respectivamente.

No estudo da liberação para um corpo aquático, a IAEA considera que o grupo crítico hipotético vive a uma distância de 500 m a jusante do ponto de lançamento, no

mesmo lado do rio. Para distâncias superiores a 500 m do receptor, pode-se assumir que houve mistura vertical completa.

*Parâmetro:  $S_s$  - concentração de sedimentos em suspensão ( $\text{kg m}^{-3}$ )*

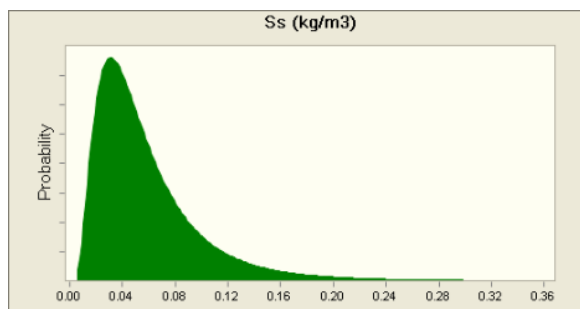


Figura IV.5 – Representação esquemática da distribuição adotada para a concentração de sólidos em suspensão ( $S_s$ ) do rio ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

Para este parâmetro, foi considerada uma distribuição log-normal com média aritmética de  $0,06 (\text{kg m}^{-3})$  e desvio padrão de  $0,04 (\text{kg m}^{-3})$ .

#### ***Parâmetros dependentes do radionuclídeo***

Os fatores de conversão de dose (FCD) são considerados constantes, por definição. Desta forma, os valores adotados são os mesmos do cenário determinístico, apresentados nas Tabelas IV.1 e IV.3.

Para o fator de bioacumulação em peixes,  $B_p$ , e para o coeficiente de distribuição,  $K_D$ , foram utilizadas distribuições log-normais, com desvio geométrico igual a 2.0 [HOFFMAN, 1983].

A utilização do programa Crystal Ball<sup>®</sup> requer que os valores relativos a uma distribuição log-normal sejam fornecidos sob a forma de média aritmética e desvio padrão. Para obter estes valores, foram simuladas distribuições log-normais de médias geométricas iguais ao valor mais provável do parâmetro, conforme descritos no Capítulo III deste trabalho, considerando um desvio geométrico igual a 2, utilizando o programa Sigma Plot<sup>®</sup> [2008].



A média aritmética e o desvio padrão foram estimados utilizando o programa de análise de dados WinGraf® [Conti, 2005]. Os valores adotados na modelagem probabilística estão descritos na Tabela IV.6.

Tabela IV 6 – Parâmetros dependentes do radionuclídeo para o cenário ambiental

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Nuclídeo</i>	<i>média</i>	<i>desvio padrão</i>
$B_p$	$m^3/kg$	Cr-51	0,28	0,18
		Ga-67	0,52	0,43
		I-123	0,06	0,04
		I-125	0,06	0,04
		I-131	0,06	0,04
		In-111	13,1	8,85
		Sm-153	0,03	0,03
		Tc-99m	0,03	0,03
		Tl-201	1,3	0,84
		$K_D$	$m^3/kg$	Cr-51
Ga-67	1,26			0,99
I-123	0,01			0,01
I-125	0,01			0,01
I-131	0,01			0,01
In-111	470,00			367,00
Sm-153	322,00			284,00
Tc-99m	0,01			0,01
Tl-201	26,70			24,30

### ***Hábitos da população***

Os hábitos da população para o cenário de exposição do público incluem a ingestão de água, a ingestão de peixe e a exposição externa ao sedimento contaminado. Para os três parâmetros, a taxa de ingestão de água ( $L a^{-1}$ ),  $I_w$ , a taxa de ingestão de peixes ( $kg a^{-1}$ ),  $I_p$ , e a fração do ano de exposição ao sedimento,  $I_{ext}$ , foram consideradas distribuições uniformes. Os valores médios, mínimos e máximos adotados para a simulação estão apresentados na Tabela IV.7.

Tabela IV.7 – Hábitos da população

<i>Parâmetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Unidade</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
Taxa de ingestão de água	$I_w$	L a <sup>-1</sup>	365	730
Taxa de ingestão de peixe	$I_p$	kg a <sup>-1</sup>	7	36,5
Fração do ano em exposição a sedimentos	$I_{ext}$	-	0,11	0,23

#### IV.2.2 Exposição Ocupacional

##### *Parâmetros da estação de tratamento de esgoto (ETE)*

*Parâmetro:*  $S_s$  - produção anual de lodo de esgoto na estação (kg a<sup>-1</sup>)

A produção anual de lodo de esgoto em uma ETE pode ser expressa pelo produto  $N \times S_1$ .

*Parâmetro:*  $N$  - número de pessoas atendidas pela ETE

Para este parâmetro, foi adotada uma distribuição triangular, com valor mais provável de  $1.5 \times 10^6$  e valores mínimo e máximo de  $2.0 \times 10^5$  a  $2.0 \times 10^6$ .

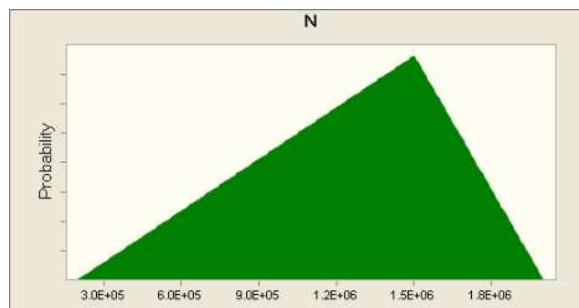


Figura IV.6 – Representação esquemática da distribuição adotada para o número de pessoas atendidas pela estação de tratamento de esgoto (ETE).

$S_l$  – produção de lodo por pessoa, por ano (kg/pessoa/ano)

Para este parâmetro foi utilizada uma distribuição uniforme com valores mínimo e máximo de 15 e 30 kg/pessoa/ano, respectivamente.

Parâmetro:  $S_{E,s}$  - carga de poeira relativa à ressuspensão de lodo ( $\text{kg m}^{-3}$ )

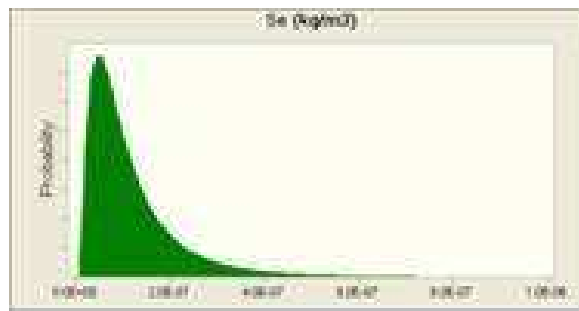


Figura IV.7 – Representação esquemática da distribuição adotada para o coeficiente de ressuspensão.

Para este parâmetro foi considerada uma distribuição log-normal com média aritmética  $1,2 \times 10^{-7} \text{ kg m}^{-3}$  e desvio padrão de  $1,1 \times 10^{-7} \text{ kg m}^{-3}$ .

Parâmetro:  $S_s$  – percentual (%) de sólido no lodo de esgoto

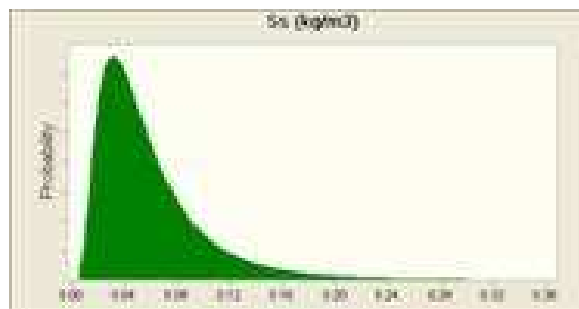


Figura IV.-8 – Representação esquemática da distribuição log-normal adotada para a percentagem de sólidos no lodo de esgoto.

Para este parâmetro, foi considerada uma distribuição log-normal, com média aritmética 5 % e desvio padrão de 4 %.

## *CAPÍTULO V*

### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Neste capítulo são descritos e discutidos os resultados das simulações efetuadas, para os cenários estabelecidos e modelos descritos no capítulo 3. Na primeira parte, são discutidos os resultados das simulações determinísticas, utilizando os valores mais prováveis para cada um dos parâmetros, para os dois cenários, conforme descrito no item IV.1. Na segunda parte, são discutidos os resultados das simulações probabilísticas, utilizando as distribuições definidas para os parâmetros, conforme descrito no item IV.2, e sua aplicação na derivação de limites de liberação. Finalmente, é efetuada uma avaliação de dose para a cidade do Rio de Janeiro, em função do sistema de esgoto e de instalações de medicina nuclear existentes nas principais zonas da cidade.

#### **V.1 RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DETERMINÍSTICA**

##### **V.1.1. Exposição do público - Resultados para o cenário ambiental (liberação para rio e exposição do público)**

Os resultados de dose efetiva para os radionuclídeos estudados, considerando uma liberação anual igual ao limite de liberação atualmente vigente na norma brasileira, isto é,  $3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq a}^{-1}$ , estão apresentadas na Tabela V.1.

Considerando o limite de dispensa definido pela IAEA (1996) de  $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$  ( $1 \times 10^{-5} \text{ Sv a}^{-1}$ ), apenas o I-125 e o I-131 poderiam ser avaliados como potencialmente não isentos no valor atual de limite de liberação adotado no Brasil ( $3,7 \times 10^{10} \text{ Bq a}^{-1}$ ). Para os demais radionuclídeos, o limite de liberação pode ser considerado com estando superestimado, uma vez que as doses estimadas são inferiores ao limite de dispensa recomendado.

**Tabela V.1** Resultados de dose efetiva ( $\text{Sv a}^{-1}$ ) para o cenário ambiental

<i>Nuclídeo</i>	<i>Ingestão de água</i>	<i>Ingestão de peixes</i>	<i>Exposição a sedimento</i>	<i>Dose total</i>
Tc-99m	$2,82 \times 10^{-7}$	$3,09 \times 10^{-10}$	$2,35 \times 10^{-12}$	$2,82 \times 10^{-7}$
I-131	$2,82 \times 10^{-4}$	$6,18 \times 10^{-7}$	$1,93 \times 10^{-11}$	$2,82 \times 10^{-4}$
I-123	$2,69 \times 10^{-6}$	$5,90 \times 10^{-9}$	$1,40 \times 10^{-11}$	$2,70 \times 10^{-6}$
I-125	$1,93 \times 10^{-4}$	$4,22 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-11}$	$1,93 \times 10^{-4}$
Tl-201	$6,06 \times 10^{-7}$	$3,32 \times 10^{-8}$	$1,70 \times 10^{-9}$	$6,41 \times 10^{-7}$
Ga-67	$2,41 \times 10^{-6}$	$5,29 \times 10^{-8}$	$3,09 \times 10^{-11}$	$2,47 \times 10^{-6}$
Cr-51	$3,25 \times 10^{-7}$	$3,56 \times 10^{-9}$	$3,64 \times 10^{-9}$	$3,32 \times 10^{-7}$
Sm-153	$7,24 \times 10^{-7}$	$9,91 \times 10^{-10}$	$1,35 \times 10^{-9}$	$7,26 \times 10^{-7}$
In-111	$1,82 \times 10^{-7}$	$9,96 \times 10^{-8}$	$3,00 \times 10^{-7}$	$5,81 \times 10^{-7}$

No entanto, deve ser levado em conta que o cenário considera condições específicas de liberação e condições de exposição bastante conservativas, considerando os rios da cidade do Rio de Janeiro, porém estes podem ser adequados para outras cidades do estado.

As doses devido à ingestão de água estão também acima do limite estabelecido pela OMS (WHO), de  $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$  ( $1 \times 10^{-4} \text{ Sv a}^{-1}$ ), tanto para o I-125 como para o I-131.

A contribuição percentual para cada uma das vias de exposição consideradas está apresentada na Tabela V.2.

**Tabela V.2** Contribuição percentual das vias de exposição - Cenário ambiental

<i>nuclídeo</i>	<i>ingestão de água</i>	<i>ingestão de peixes</i>	<i>exposição ao sedimento</i>
Tc-99m	99,9	0,1	0,0
I-131	99,8	0,2	0,0
I-123	99,8	0,2	0,0
I-125	99,8	0,2	0,0
Tl-201	94,6	5,2	0,3
Ga-67	97,9	2,1	0,0
Cr-51	97,8	1,1	1,1
Sm-153	99,7	0,1	0,2
In-111	31,3	17,1	51,6

Pode ser visto que a ingestão de água é a principal via de exposição, exceto para o In-111. Neste caso, isto é, para o In-111, a principal via de exposição é a exposição externa ao sedimento contaminado; deve ser considerado alto valor de  $K_D$  observado para este nuclídeo, em relação ao  $K_D$  observado para os demais radionuclídeos. Este valor de  $K_D$ , no entanto, foi verificado ser muito superior aos dos demais radionuclídeos e pode não ser válido, ou ser excessivamente conservativo, porém foi o único valor encontrado na literatura.

É difícil encontrar na literatura valores de parâmetros para os radionuclídeos estudados neste trabalho, por serem radionuclídeos de meia-vida curta, o que leva estes radionuclídeos a terem uma relevância menor para cenários ambientais, quando comparados com aqueles de meia-vida longa, como o Sr-90 e o Cs-137.

Para os demais radionuclídeos considerados, a contribuição da ingestão de água é responsável por cerca de 98% da dose, exceto para o Tl-201, para o qual a contribuição da ingestão de água para a dose é de cerca de 95%, com 5% de contribuição devido à ingestão de peixes.

Para este cenário, os valores limitantes para atingir o critério de dose estabelecido pela IAEA de 10  $\mu\text{Sv/a}$  para isenção estão apresentados na Tabela V.3.

Tabela V.3 – Valores de referência para liberação anual (**LA1**, em Bq/a) de acordo com a recomendação internacional atual em cenário ambiental e razão entre este valor e o valor de referência atualmente adotado no Brasil ( $LA = 3,7 \times 10^{10}$  Bq/a)

<i>nuclídeo</i>	<i>LA1</i>	<i>LA1/LA</i>
Tc-99m	$1,3 \times 10^{12}$	35,46
I-131	$1,3 \times 10^9$	0,04
I-123	$1,4 \times 10^{11}$	3,70
I-125	$1,9 \times 10^9$	0,05
Tl-201	$5,8 \times 10^{11}$	15,60
Ga-67	$1,5 \times 10^{11}$	4,05
Cr-51	$1,1 \times 10^{12}$	30,12
Sm-153	$5,1 \times 10^{11}$	13,77
In-111	$6,4 \times 10^{11}$	17,21

Pode ser observado que os valores adequados para o I-125 e o I-131 deveriam ser inferiores àqueles atualmente em uso, enquanto que os valores para os demais radionuclídeos poderiam ser superiores ao valor vigente por fatores que variam de cerca de 4 até cerca de 35 vezes.

### V.1.2 Resultados para o cenário ocupacional

Os resultados para a simulação determinística do cenário ocupacional em planta de tratamento de esgoto estão apresentados na Tabela V.4.

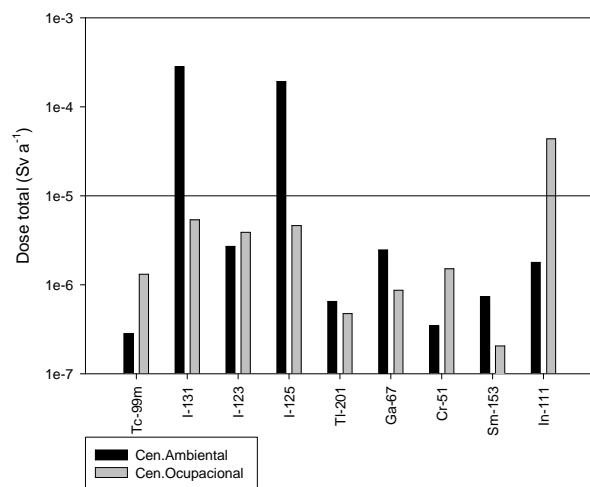
Tabela V.4 Resultados de dose ( $\text{Sv a}^{-1}$ ) para o cenário ocupacional

<i>Nuclídeo</i>	<i>dose inalação</i>	<i>dose externa</i>	<i>Dose total</i>
Tc-99m	$1,42 \times 10^{-13}$	$1,31 \times 10^{-06}$	$1,31 \times 10^{-06}$
I-131	$8,74 \times 10^{-11}$	$5,36 \times 10^{-06}$	$5,36 \times 10^{-06}$
I-123	$8,74 \times 10^{-13}$	$3,89 \times 10^{-06}$	$3,89 \times 10^{-06}$
I-125	$6,02 \times 10^{-11}$	$4,61 \times 10^{-06}$	$4,61 \times 10^{-06}$
Tl-201	$5,20 \times 10^{-13}$	$4,73 \times 10^{-07}$	$4,73 \times 10^{-07}$
Ga-67	$2,83 \times 10^{-12}$	$8,67 \times 10^{-07}$	$8,67 \times 10^{-07}$
Cr-51	$4,37 \times 10^{-13}$	$1,51 \times 10^{-06}$	$1,51 \times 10^{-06}$
Sm-153	$7,44 \times 10^{-12}$	$2,05 \times 10^{-07}$	$2,05 \times 10^{-07}$
In-111	$2,72 \times 10^{-12}$	$4,37 \times 10^{-06}$	$4,37 \times 10^{-05}$

Observa-se que, para todos os radionuclídeos, a exposição externa é a principal contribuição para a dose total, sendo a dose devido à inalação desprezível (<1%) em todos os casos. Todos os radionuclídeos considerados neste estudo levam a doses inferiores ao limite de isenção de  $1 \times 10^{-5} \text{ Sv a}^{-1}$ , à exceção do In-111.

Os resultados determinísticos para os dois cenários são apresentados na Figura V.1, onde também é apresentado o valor de liberação anual da Norma CNEN NE 6.05 [CNEN, 1985].

Os valores de referência para liberação anual baseados em um limite de  $10 \mu\text{Sv/a}$  e sua relação com o atual limite adotado no Brasil é apresentado na Tabela V.5.



**Figura V.1** Doses previstas nos cenários ambiental e ocupacional, e o limite de isenção ( $1 \times 10^{-5} \text{ Sv a}^{-1}$ )-

**Tabela V.5** – Valores de referência para liberação anual (LA2, em Bq/a), de acordo com a recomendação internacional atual em cenário ocupacional, e razão entre este valor e o valor de referência atualmente adotado no Brasil ( $LA=3,7 \times 10^{10} \text{ Bq/a}$ )[CNEN, 1985]

<i>nuclídeo</i>	<i>LA2</i>	<i>LA2/LA</i>
Tc-99m	$2,8 \times 10^{11}$	7,63
I-131	$6,9 \times 10^{10}$	1,87
I-123	$9,5 \times 10^{10}$	2,57
I-125	$8,0 \times 10^{10}$	2,17
Tl-201	$7,8 \times 10^{11}$	21,14
Ga-67	$4,3 \times 10^{11}$	11,53
Cr-51	$2,5 \times 10^{11}$	6,62
Sm-153	$1,8 \times 10^{12}$	48,78
In-111	$8,5 \times 10^9$	0,23

Apenas para o In-111 o valor atual está superestimado enquanto que para os demais radionuclídeos, o valor de liberação anual poderia ser de 2 a 49 vezes superior, de forma a atender a um critério de  $10 \mu\text{Sv/a}$ .



## V.2 RESULTADOS DA SIMULAÇÃO PROBABILÍSTICA

### V.2.1. Exposição do público - Resultados para o cenário ambiental (liberação para rio e exposição do público)

Nota: As figuras de distribuição apresentadas nos itens V.2.1 e V.2.2 são cópias das figuras originais, fornecidas pelo programa Crystal Ball<sup>®</sup>. Apesar de não seguirem o padrão estabelecido para apresentação de figuras, por estarem em inglês, estas são apresentadas para fins apenas ilustrativos. O programa não fornece os valores individuais das simulações efetuadas (1000 simulações para cada caso simulado), não permitindo que as figuras sejam re-editadas em português.

#### Resultados para I-131

A Figura V.2 abaixo mostra o resultado da distribuição de dose para o I-131. A avaliação estatística dos resultados está apresentada na Tabela V.6. A Tabela V.6 também apresenta a comparação dos resultados quando se considera a correlação entre os parâmetros relacionados às dimensões do rio e quando estes parâmetros são considerados independentes entre si.

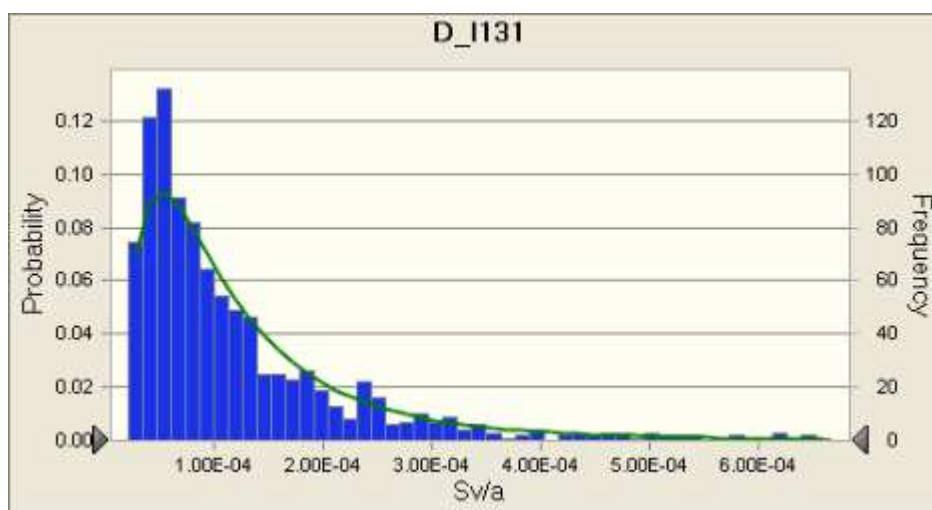


Figura V.2 Resultado de Distribuição de doses obtida para I-131 ( $\text{Sv a}^{-1}$ ), considerando dependência entre vazão, largura e profundidade do rio de 90% ( $r = 0,81$ ).

Tabela V.6 Resultados estatísticos das simulações para I-131 (Dose em Sv a<sup>-1</sup>), com e sem considerar dependência entre parâmetros do modelo.

<i>Parâmetros da estatística</i>	<i>Sem considerar correlação</i>	<i>Considerando correlação entre vazão, largura e profundidade</i>
Numero de simulações	1000	1000
Média	$1,43 \times 10^{-04}$	$1,41 \times 10^{-04}$
Mediana	$8,34 \times 10^{-05}$	$8,75 \times 10^{-05}$
Moda	---	
Desvio Padrão	$1,81 \times 10^{-04}$	$1,87 \times 10^{-04}$
Variança	$3,26 \times 10^{-08}$	$3,51 \times 10^{-08}$
Skewness (simetria)	4,98	6,89
Kurtosis (acuidade)	41,68	85,06
Coef. de Variabilidade	1,26	1,33
Mínimo	$1,97 \times 10^{-05}$	$2,17 \times 10^{-05}$
Máximo	$2,39 \times 10^{-03}$	$3,18 \times 10^{-03}$
Faixa de variação	$2,37 \times 10^{-03}$	$3,18 \times 10^{-03}$
Erro padrão médio	$5,71 \times 10^{-06}$	$5,92 \times 10^{-06}$

Apesar das diferenças nos 3º e 4º momentos, os valores numéricos para os principais parâmetros estatísticos, para fins de cálculo de dose (média, mediana e desvio padrão), os resultados não apresentam diferenças significativas para as duas situações consideradas. A Figura V.3 apresenta o resultado da análise de incertezas para as mesmas duas situações.

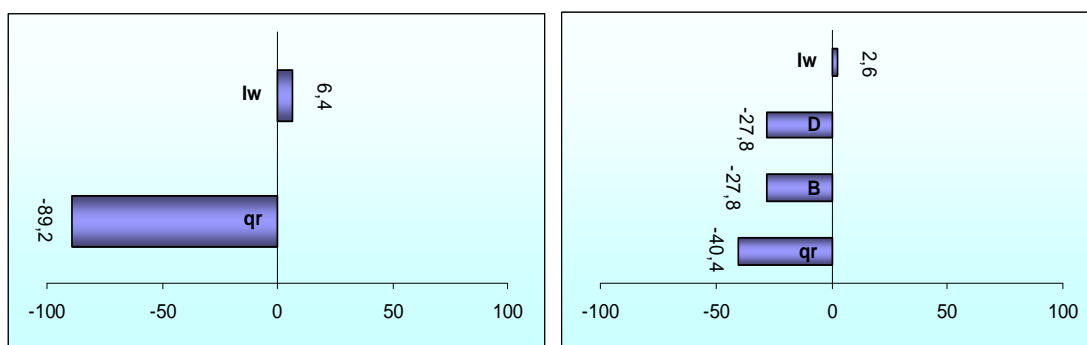


Figura V.3: Resultado da análise de incertezas sem (esquerda) e com (direita) a consideração de haver correlação entre os parâmetros do rio.

Nos dois casos, o parâmetro mais relevante para a incerteza do modelo é a vazão do rio,  $q_r$ ; no caso de se considerar que existe correlação entre  $q_r$  e os parâmetros de dimensão do rio, uma parte desta variação é atribuída aos parâmetros correlacionados à vazão, isto é, largura (B) e profundidade (D).

O único outro parâmetro a afetar significativamente a dose é a taxa de ingestão de água. Este resultado é consistente com aquele determinado na etapa anterior (cálculo determinístico), onde foi visto que a maior contribuição para a exposição do público seria decorrente da ingestão de água.

Conclui-se que a vazão do rio é o fator que mais afeta a dose, sendo o efeito negativo, isto é, quanto menor a vazão, maior a dose (menor diluição dos poluentes).

Da Figura V.2, observa-se que, para o I-131, todos os resultados de dose obtidos pela simulação são superiores ao limite de dispensa de  $1 \times 10^{-05} \text{ Sv a}^{-1}$ , para uma liberação de  $3,7 \times 10^{10} \text{ Bq a}^{-1}$ , correspondente ao atual limite de liberação da Norma CNEN-NE-6.05 [CNEN, 1985].

O resumo estatístico dos resultados das simulações probabilísticas para todos os radionuclídeos considerados neste estudo é apresentado na Tabela V.7:

Tabela V.7 Resumo estatístico dos resultados das simulações probabilísticas para o cenário ambiental.

<i>Parâmetro</i>	<i>Cr-51</i>	<i>Ga-67</i>	<i>I-123</i>	<i>I-125</i>	<i>I-131</i>	<i>In-111</i>	<i>Sm-153</i>	<i>Tc-99m</i>	<i>Tl-201</i>
<i>Media Determinística</i>	$3,32 \times 10^{-07}$	$2,47 \times 10^{-06}$	$2,70 \times 10^{-06}$	$1,93 \times 10^{-04}$	$2,82 \times 10^{-04}$	$5,81 \times 10^{-07}$	$7,26 \times 10^{-07}$	$2,82 \times 10^{-07}$	$6,41 \times 10^{-07}$
<i>Media</i>	$1,65 \times 10^{-07}$	$1,16 \times 10^{-06}$	$1,38 \times 10^{-06}$	$9,90 \times 10^{-05}$	$1,43 \times 10^{-04}$	$3,88 \times 10^{-07}$	$5,21 \times 10^{-07}$	$1,42 \times 10^{-07}$	$3,14 \times 10^{-07}$
<i>Mediana</i>	$9,25 \times 10^{-08}$	$6,72 \times 10^{-07}$	$7,97 \times 10^{-07}$	$5,70 \times 10^{-05}$	$8,34 \times 10^{-05}$	$1,97 \times 10^{-07}$	$2,51 \times 10^{-07}$	$8,33 \times 10^{-08}$	$1,80 \times 10^{-07}$
<i>Desvio Padrão</i>	$2,34 \times 10^{-07}$	$1,40 \times 10^{-06}$	$1,76 \times 10^{-06}$	$1,28 \times 10^{-04}$	$1,81 \times 10^{-04}$	$6,68 \times 10^{-07}$	$9,88 \times 10^{-07}$	$1,78 \times 10^{-07}$	$4,31 \times 10^{-07}$
<i>Variança</i>	$5,48 \times 10^{-14}$	$1,95 \times 10^{-12}$	$3,08 \times 10^{-12}$	$1,64 \times 10^{-08}$	$3,26 \times 10^{-08}$	$4,46 \times 10^{-13}$	$9,76 \times 10^{-13}$	$3,16 \times 10^{-14}$	$1,86 \times 10^{-13}$
<i>skewness</i>	5,45	4,49	5,10	5,24	4,98	5,59	5,94	4,88	5,03
<i>kurtosis</i>	47,14	32,98	43,57	45,92	41,68	46,24	49,38	39,98	41,97
<i>Coef. Variabilidade</i>	1,42	1,21	1,28	1,29	1,26	1,72	1,90	1,25	1,37
<i>Minimo</i>	$9,60 \times 10^{-09}$	$1,51 \times 10^{-07}$	$1,88 \times 10^{-07}$	$1,35 \times 10^{-05}$	$1,97 \times 10^{-05}$	$9,97 \times 10^{-09}$	$7,81 \times 10^{-09}$	$1,97 \times 10^{-08}$	$8,40 \times 10^{-09}$
<i>Maximo</i>	$3,11 \times 10^{-06}$	$1,65 \times 10^{-05}$	$2,36 \times 10^{-05}$	$1,75 \times 10^{-03}$	$2,39 \times 10^{-03}$	$8,68 \times 10^{-06}$	$1,12 \times 10^{-05}$	$2,31 \times 10^{-06}$	$5,16 \times 10^{-06}$
<i>Faixa de variação</i>	$3,10 \times 10^{-06}$	$1,63 \times 10^{-05}$	$2,34 \times 10^{-05}$	$1,74 \times 10^{-03}$	$2,37 \times 10^{-03}$	$8,67 \times 10^{-06}$	$1,12 \times 10^{-05}$	$2,29 \times 10^{-06}$	$5,15 \times 10^{-06}$
<i>erro padrão medio</i>	$7,40 \times 10^{-09}$	$4,42 \times 10^{-08}$	$5,55 \times 10^{-08}$	$4,05 \times 10^{-06}$	$5,71 \times 10^{-06}$	$2,11 \times 10^{-08}$	$3,12 \times 10^{-08}$	$5,62 \times 10^{-09}$	$1,36 \times 10^{-08}$
<i>Razão de medias</i>									
<i>det/prob - normal</i>	2,0	2,1	2,0	1,9	2,0	1,5	1,4	2,0	2,0
<i>det/prob - lognormal</i>	3,6	3,7	3,4	3,4	3,4	3,0	2,9	3,4	3,6

Destes resultados, observa-se que o cálculo determinístico é bastante conservativo. A média estimada por simulação probabilística é cerca de duas vezes inferior ao valor estimado pelo cálculo determinístico. O valor determinístico é também de 3 a 4 vezes superior à média geométrica, que seria o valor mais significativo para ser comparado ao limite de dispensa, uma vez que este é o parâmetro estatístico mais representativo para uma distribuição log-normal.

Para os radionuclídeos I-125 e I-131, os valores estão acima do limite de dispensa para toda a curva de valores obtida na simulação. Os radionuclídeos I-123 e Ga-57: apresentam pequena probabilidade de ultrapassar o valor de dispensa (~5%) recomendado pela IAEA [2005]. Para os demais radionuclídeos, o valor da liberação está subestimado e então, poderiam ser adotados valores menos restritivos.

Cabe ressaltar que o valor de  $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$  deve ser aplicado à média da distribuição, e o valor de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  deve ser adotado como valor associado a uma probabilidade de 95 a 99%. Neste estudo, o valor de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$ , a ser utilizado como critério de dispensa em cenários conservativos, foi comparado ao valor máximo obtido na simulação probabilística.

Dentro deste contexto, apenas o I-125 e o I-131 estariam fora da faixa aceitável conforme o critério de dispensa estabelecido pela IAEA [2005]. Desta forma, em relação ao limite de dispensa, o resultado probabilístico confirma o resultado determinístico obtido, para o conjunto de radionuclídeos estudado.

Conforme analisado anteriormente, para todos os parâmetros estudados, o principal parâmetro que afeta a simulação seria a vazão,  $q_r$ , responsável por cerca de 89 % da variabilidade observada nos resultados de dose. O segundo parâmetro mais significativo para o cenário simulado é a taxa de ingestão de água, contribuindo com cerca de 6% da variabilidade observada. Este resultado permite considerar que o limite de liberação deveria ser avaliado, para fins de proteção de membros do público, em função tanto do radionuclídeo quanto do tipo de corpo hídrico receptor a ser utilizado para o lançamento dos efluentes, considerando sua dimensão, associada à sua capacidade de diluição do efluente.

A Figura V.4 mostra resultados das simulações probabilísticas para o cenário ambiental, de forma esquemática, a distribuição de doses efetivas obtidas da simulação para os radionuclídeos simulados além do I-131 (apresentado na Figura V.2).

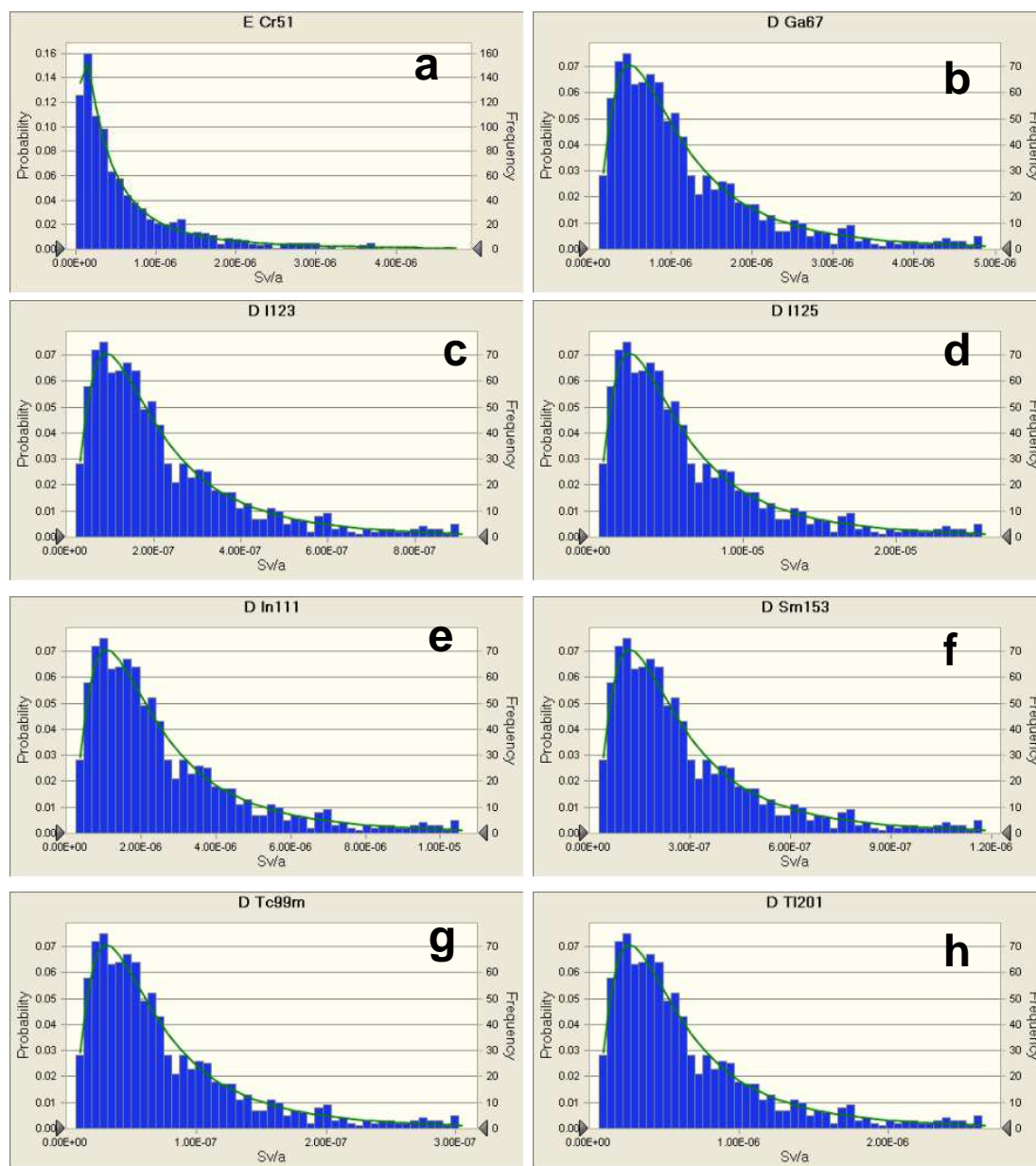


Figura V.4 - Distribuição de doses efetivas decorrentes dos radionuclídeos no cenário ambiental:

(a)  $^{51}\text{Cr}$  ; (b)  $^{67}\text{Ga}$ ; (c)  $^{123}\text{I}$ ; (d)  $^{125}\text{I}$ ; (e)  $^{111}\text{In}$ ; (f)  $^{153}\text{Sm}$ ; (g)  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  ; (h)  $^{201}\text{Tl}$  .

## V.2.2 – Resultados da simulação probabilística para o cenário ocupacional

Os resultados das simulações probabilísticas para o cenário ocupacional são apresentados na Figura V.5, para todos os radionuclídeos incluídos neste estudo. O resumo estatístico das distribuições estão apresentados na Tabela V.8.

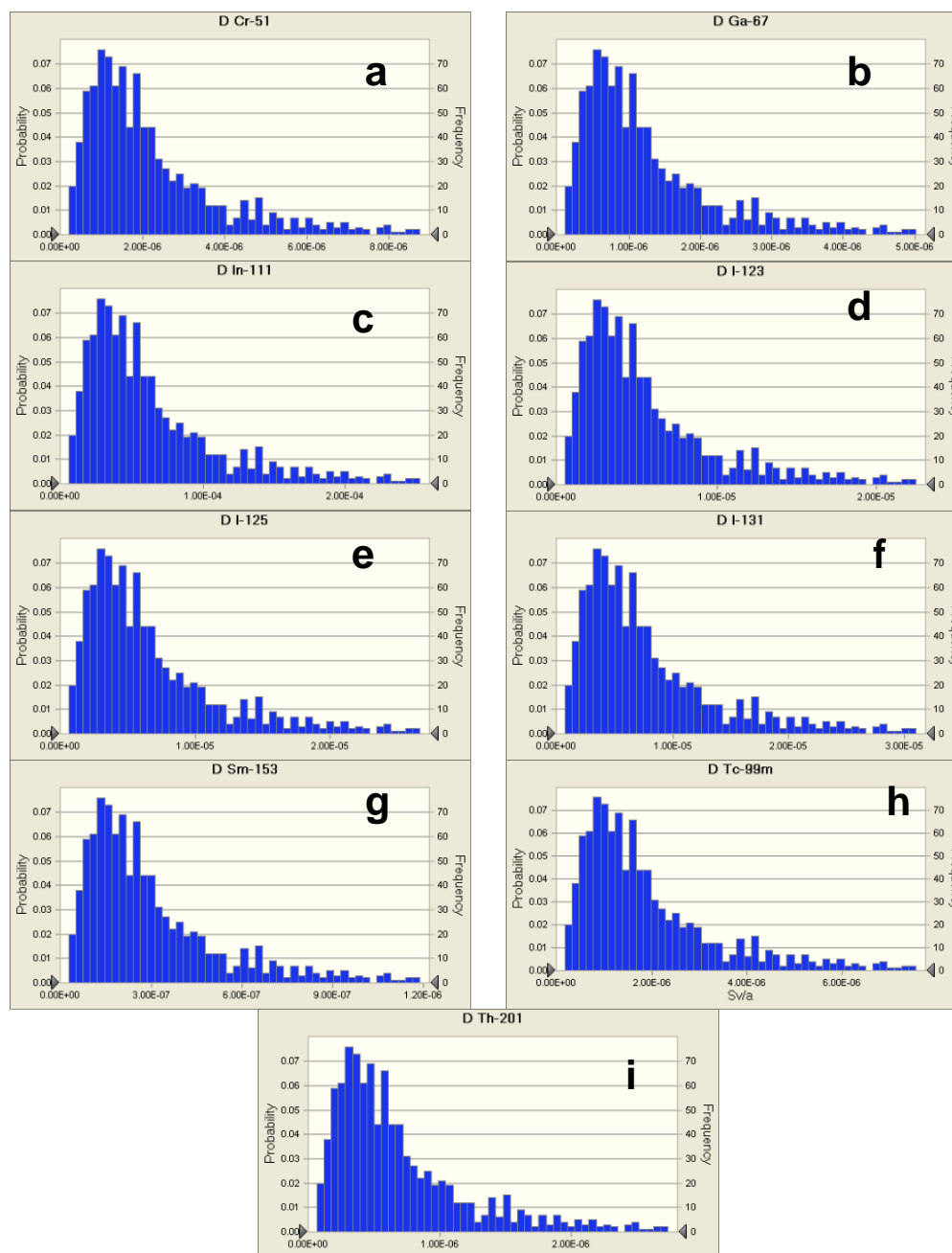


Figura V.5 – Distribuição de doses efetivas decorrentes dos radionuclídeos no cenário ocupacional  
(a)  $^{51}\text{Cr}$  ; (b)  $^{67}\text{Ga}$  ; ; (c)  $^{111}\text{In}$ ; (d)  $^{123}\text{I}$  ; (e)  $^{125}\text{I}$ ; (f)  $^{131}\text{I}$  (g)  $^{153}\text{Sm}$ ; (h)  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  ; (i)  $^{201}\text{Tl}$  .

Tabela V.8 – Resumo estatístico das doses efetivas estimadas para o cenário ocupacional (Sv/a)

<i>Parâmetro</i>	<i>Cr-51</i>	<i>Ga-67</i>	<i>I-123</i>	<i>I-125</i>	<i>I-131</i>	<i>In-111</i>	<i>Sm-153</i>	<i>Tc-99m</i>	<i>Tl-201</i>
Média determinística	1,51 x 10 <sup>-06</sup>	8,67 x 10 <sup>-07</sup>	3,89 x 10 <sup>-06</sup>	4,61 x 10 <sup>-06</sup>	5,36 x 10 <sup>-06</sup>	4,37 x 10 <sup>-05</sup>	2,05 x 10 <sup>-07</sup>	1,31 x 10 <sup>-06</sup>	4,73 x 10 <sup>-07</sup>
Média	2,41 x 10 <sup>-06</sup>	1,38 x 10 <sup>-06</sup>	6,18 x 10 <sup>-06</sup>	7,33 x 10 <sup>-06</sup>	7,33 x 10 <sup>-06</sup>	6,94 x 10 <sup>-05</sup>	3,27 x 10 <sup>-07</sup>	2,07 x 10 <sup>-06</sup>	7,52 x 10 <sup>-07</sup>
Mediana	1,76 x 10 <sup>-06</sup>	1,01 x 10 <sup>-06</sup>	4,51 x 10 <sup>-06</sup>	5,36 x 10 <sup>-06</sup>	5,36 x 10 <sup>-06</sup>	5,07 x 10 <sup>-05</sup>	2,39 x 10 <sup>-07</sup>	1,51 x 10 <sup>-06</sup>	5,49 x 10 <sup>-07</sup>
Desvio padrão	2,27 x 10 <sup>-06</sup>	1,30 x 10 <sup>-06</sup>	5,83 x 10 <sup>-06</sup>	6,91 x 10 <sup>-06</sup>	6,91 x 10 <sup>-06</sup>	6,54 x 10 <sup>-05</sup>	3,08 x 10 <sup>-07</sup>	1,96 x 10 <sup>-06</sup>	7,09 x 10 <sup>-07</sup>
Variança	5,15 x 10 <sup>-12</sup>	1,69 x 10 <sup>-12</sup>	3,40 x 10 <sup>-11</sup>	4,78 x 10 <sup>-11</sup>	4,78 x 10 <sup>-11</sup>	4,28 x 10 <sup>-09</sup>	9,48 x 10 <sup>-14</sup>	3,82 x 10 <sup>-12</sup>	5,03 x 10 <sup>-13</sup>
Skewness	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15
Kurtosis	18,88	18,88	18,88	18,88	18,88	18,88	18,88	18,88	18,88
Coef. de Variabilidade	0,943	0,943	0,943	0,943	0,943	0,943	0,943	0,943	0,943
Mínimo	1,87 x 10 <sup>-07</sup>	1,07 x 10 <sup>-07</sup>	4,81 x 10 <sup>-07</sup>	5,70 x 10 <sup>-07</sup>	5,70 x 10 <sup>-07</sup>	5,40 x 10 <sup>-06</sup>	2,54 x 10 <sup>-08</sup>	1,61 x 10 <sup>-07</sup>	5,85 x 10 <sup>-08</sup>
Maximo	2,38 x 10 <sup>-05</sup>	1,36 x 10 <sup>-05</sup>	6,12 x 10 <sup>-05</sup>	7,26 x 10 <sup>-05</sup>	7,26 x 10 <sup>-05</sup>	6,87 x 10 <sup>-04</sup>	3,23 x 10 <sup>-06</sup>	2,05 x 10 <sup>-05</sup>	7,44 x 10 <sup>-06</sup>
Faixa de variação	2,36 x 10 <sup>-05</sup>	1,35 x 10 <sup>-05</sup>	6,07 x 10 <sup>-05</sup>	7,20 x 10 <sup>-05</sup>	7,20 x 10 <sup>-05</sup>	6,82 x 10 <sup>-04</sup>	3,21 x 10 <sup>-06</sup>	2,04 x 10 <sup>-05</sup>	7,39 x 10 <sup>-06</sup>
erro padrão médio	7,18 x 10 <sup>-08</sup>	4,11 x 10 <sup>-08</sup>	1,84 x 10 <sup>-07</sup>	2,19 x 10 <sup>-07</sup>	2,19 x 10 <sup>-07</sup>	2,07 x 10 <sup>-06</sup>	9,74 x 10 <sup>-09</sup>	6,18 x 10 <sup>-08</sup>	2,24 x 10 <sup>-08</sup>
Razão de médias:									
det/prob – normal	0,63	0,63	0,63	0,63	0,73	0,63	0,63	0,63	0,63
det/prob – log-normal	0,86	0,86	0,86	0,86	1,00	0,86	0,86	0,87	0,86



Da Figura V.5 e da Tabela V.8, pode ser observado que todos os radionuclídeos estudados, à exceção de Ga-67, Tl-201 e Sm-153, apresentam alguma probabilidade de levar a doses ocupacionais acima do limite de dispensa, isto é, a valores superiores a 10  $\mu\text{Sv/a}$ , ( $1 \times 10^{-5}$  Sv/a) porém apenas o In-111 tem valor médio excedendo o limite de 10  $\mu\text{Sv/a}$  e nenhum deles apresenta resultados superiores a 1 mSv/a, mesmo para os cenários mais extremos.

Para o In-111, a probabilidade de haver valores de dose superiores ao limite de dispensa é de praticamente 100%; Entre os demais radionuclídeos, embora aceitáveis dentro dos critérios de dispensa adotados, observa-se que os isótopos de iodo apresentam uma probabilidade superior a 10% de superar o valor de 10  $\mu\text{Sv/a}$ , enquanto que, para Cr-51, Ga-67 e Tc-99m, esta probabilidade é inferior a 10%, o que significa 90% de chance do valor da dose ser inferior ao limite de dispensa.

Ainda assim, deve ser lembrado, no entanto, que o modelo recomendado pela IAEA é excessivamente conservativo, uma vez que não considera o decaimento radioativo, nem mesmo no período de trânsito do local de descarte à Estação de Tratamento de Esgoto, e nem durante o processamento que leva à produção do lodo.

A Tabela V.9 apresenta um exemplo, para o caso de se considerar um atraso de 6 horas entre o lançamento dos radionuclídeos na rede de esgoto e a manipulação do lodo pelos trabalhadores, o que levaria a um fator de redução nas concentrações dos radionuclídeos no lodo descrito na Tabela V.9.

Estes resultados indicam que, numa situação mais realista, o In-111 poderia ser considerado como sendo o radionuclídeo mais restritivo, seguido pelos isótopos de iodo. Os demais radionuclídeos teriam uma probabilidade desprezível, da ordem de 5%, de apresentar valores mais elevados do que o limite de dispensa.

Comparando com as doses médias, pode ser observado que, apenas para o In-111, o limite de dispensa para a liberação não está adequado, por levar a uma dose média superior a 10  $\mu\text{Sv/a}$ . Para os demais radionuclídeos, o limite de  $3,7 \times 10^{10}$  Bq/a (1 Ci/a) está subestimado.

Tabela V.9 – Fator de redução na dose, relativa a um atraso de 6 horas entre o lançamento do radionuclídeo na rede de esgoto e a exposição ao lodo

Nuclídeo	Fator de redução
Tc-99m	0,84
I-131	0,88
I-123	0,92
I-125	0,98
Tl-201	0,71
Ga-67	0,73
Cr-51	0,96
Sm-153	0,58
In-111	0,98

Como apenas uma via de exposição, a exposição externa ao lodo, afeta a dose dos trabalhadores, a contribuição dos parâmetros para a incerteza geral do modelo é idêntica para todos os radionuclídeos. A relação percentual de sensibilidade paramétrica pode ser vista na Figura V.6:

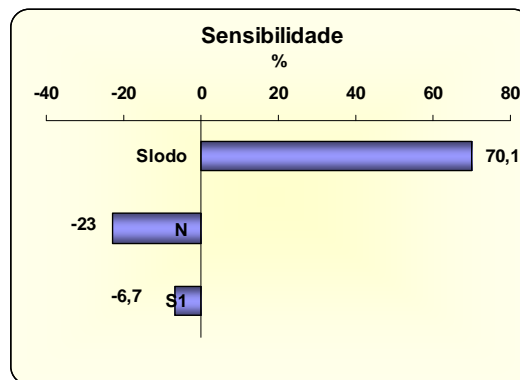


Figura V.6 – Resultado da sensibilidade da resposta do modelo (dose efetiva) à variabilidade dos parâmetros.

Pode-se então observar que as características do lodo e, portanto, a diluição dos radionuclídeos no lodo é o principal fator de incerteza, contribuindo com cerca de 70% da variabilidade observada nas doses.

O número de pessoas atendidas pela estação de tratamento de esgoto, e, portanto, a capacidade da planta, responde por cerca de 23 % da variabilidade das doses observadas e a quantidade de lodo gerado por pessoa, que é um parâmetro associado às características da área urbana tratada pela estação, responde por cerca de 7% da variabilidade observada para as doses.

Tanto a capacidade da estação quanto o rejeito gerado por pessoa atendida tem correlações negativas com a dose, isto é, quanto maior a capacidade da estação de tratamento e maior a quantidade de lodo gerado per capita, menor será a dose, uma vez que estes parâmetros contribuem de forma direta para a diluição do material radioativo no lodo.

### V.3 APLICAÇÃO DOS RESULTADOS NO ESTABELECIMENTO DE LIMITES DE LIBERAÇÃO

A partir dos resultados probabilísticos, é possível estabelecer-se os valores que seriam adequados para se usar como limite de dispensa para cada nuclídeo, tomando como base os critérios de dispensa, quais sejam, 10  $\mu\text{Sv/a}$ , aplicados aos valores médios das distribuições e 1  $\text{mSv/a}$  para cenários conservativos, aplicados aos valores máximos obtidos das simulações. Os valores aceitáveis seriam então os menores entre os valores calculados, para cada cenário, pela relação entre os limites e as doses correspondentes, para cada radionuclídeo. Os valores calculados estão apresentados na Tabela V.10:

Pode-se observar que os valores apresentam uma variação de até 3 ordens de grandeza. Pode ser também observado que, apenas para o I-125 e o I-131, o cenário ambiental seria o cenário limitante, sendo os demais radionuclídeos limitados pelo cenário ocupacional.

Para os radionuclídeos limitados pelo cenário ocupacional, um valor de 200  $\text{GBq/a}$  seria adequado para utilizar como limite de liberação, de forma a atender o limite de dispensa estipulado pela IAEA [2005] . Este valor é cerca de 6 vezes superior ao valor atualmente em uso. Já para os radionuclídeos limitados pelo cenário ambiental, o valor adequado seria em torno de 10% do valor atualmente em uso.

Tabela V.10 Valores estimados para as liberações aceitáveis em relação aos dois critérios de dispensa ( $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ) para o valor médio da distribuição e  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  para cenários conservativos, considerado como o valor máximo de dose resultante das simulações para cada radionuclídeo, para os dois cenários estudados.

<i>Nuclídeo</i>	<i>Cenário Ocupacional</i>		<i>Cenário Ambiental</i>		<i>Valor aceitavel (Bq/ano)</i>	<i>Valor aceitável* (GBq/a)[(Ci/ano)]</i>
	<i>Mediana</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mediana</i>	<i>Máximo</i>		
Cr-51	$2,1 \times 10^{+11}$	$1,6 \times 10^{+12}$	$4,0 \times 10^{+12}$	$1,2 \times 10^{+13}$	$2,2 \times 10^{+11}$	<b>200 [ 6]</b>
Ga-67	$3,7 \times 10^{+11}$	$2,7 \times 10^{+12}$	$5,5 \times 10^{+11}$	$2,2 \times 10^{+12}$	$3,7 \times 10^{+11}$	<b>400 [10]</b>
I-123	$8,2 \times 10^{+10}$	$6,0 \times 10^{+11}$	$4,6 \times 10^{+11}$	$1,6 \times 10^{+12}$	$8,2 \times 10^{+10}$	<b>80 [ 2]</b>
I-125	$6,9 \times 10^{+10}$	$5,1 \times 10^{+11}$	<b><math>6,7 \times 10^{+9}</math></b>	$2,1 \times 10^{+10}$	$6,7 \times 10^{+9}$	<b>7 [0,2]</b>
I-131	$6,9 \times 10^{+10}$	$5,1 \times 10^{+11}$	<b><math>4,4 \times 10^{+9}</math></b>	$1,6 \times 10^{+10}$	$4,4 \times 10^{+9}$	<b>5 [0,1]</b>
In-111	<b><math>7,4 \times 10^{+9}</math></b>	$5,4 \times 10^{+10}$	$1,9 \times 10^{+12}$	$4,3 \times 10^{+12}$	$7,4 \times 10^{+9}$	<b>8 [0,2]</b>
Sm-153	<b><math>1,5 \times 10^{+12}</math></b>	$1,1 \times 10^{+13}$	$1,5 \times 10^{+12}$	$3,3 \times 10^{+12}$	$1,5 \times 10^{+12}$	<b>1500 [40]</b>
Tc-99m	<b><math>2,4 \times 10^{+11}</math></b>	$1,8 \times 10^{+12}$	$4,4 \times 10^{+12}$	$1,6 \times 10^{+13}$	$2,4 \times 10^{+11}$	<b>300 [ 7]</b>
Tl-201	<b><math>6,7 \times 10^{+11}</math></b>	$5,0 \times 10^{+12}$	$2,1 \times 10^{+12}$	$7,2 \times 10^{+12}$	$6,7 \times 10^{+11}$	<b>700 [18]</b>

\* valores arredondados, conforme recomendável para fins regulatórios, considerando distribuições log-normais

De forma a não limitar excessivamente a liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, em particular, os isótopos de iodo, deve ser considerada a adequação do cenário à situação real de liberação. Uma vez que, para o cenário ambiental, as condições de diluição foram vistas como relevantes para as doses resultantes da liberação, observa-se que uma maior diluição leva a uma diminuição da dose no grupo exposto; por outro lado, uma menor diluição leva a um corpo hídrico incapaz de manter as vias de exposição consideradas. Além disso, considerando que os principais usuários de radionuclídeos na área médica estão localizados em áreas urbanas, em que os rios dificilmente são adequados ao abastecimento doméstico ou a uma produção de peixes para consumo regular pela população, o limite de liberação para estes radionuclídeos deveria ser avaliado de acordo com os cenários adequados a cada local.

Para os radionuclídeos que tem o cenário ocupacional como limitante, foi efetuada uma análise de correlação entre os valores de concentração limite (CL) estimados e os parâmetros relativos aos radionuclídeos, isto é, fatores de conversão de dose,  $K_D$ ,  $B_p$  e meia-vida, utilizando o programa estatístico SPSS® [2008]. Pode ser observada a seguinte matriz de correlação (Tabela V.11):

Tabela V.11 Matriz de correlação para parâmetros relativos aos radionuclídeos relevantes para o cenário ocupacional

		Limite	Ingestao	Externa	meia vida	Kd	Bp
Limite	Pearson Correlation	1	-.383	-.611	.923(**)	.227	.377
	Sig. (2-tailed)		.308	.080	.000	.557	.318
	N	9	9	9	9	9	9
Ingestao	Pearson Correlation	-.383	1	.726(*)	-.297	-.291	-.283
	Sig. (2-tailed)	.308		.027	.438	.447	.460
	N	9	9	9	9	9	9
Externa	Pearson Correlation	-.611	.726(*)	1	-.557	-.457	.105
	Sig. (2-tailed)	.080	.027		.119	.216	.787
	N	9	9	9	9	9	9
meia vida	Pearson Correlation	.923(**)	-.297	-.557	1	.189	.211
	Sig. (2-tailed)	.000	.438	.119		.627	.585
	N	9	9	9	9	9	9
Kd	Pearson Correlation	.227	-.291	-.457	.189	1	-.154
	Sig. (2-tailed)	.557	.447	.216	.627		.692
	N	9	9	9	9	9	9
Bp	Pearson Correlation	.377	-.283	.105	.211	-.154	1
	Sig. (2-tailed)	.318	.460	.787	.585	.692	
	N	9	9	9	9	9	9

\*\* Correlação é significativa ao nível de 0,01 (2-tailed).

\* Correlação é significativa ao nível de 0,05 (2-tailed).

Observa-se que, apesar dos fatores de dose interna e externa apresentarem correlação significativa, apenas a meia-vida dos radionuclídeos apresentou boa correlação com os limites de liberação estimados. O gráfico desta correlação é apresentado na Figura V.7.

Desta forma, considerando a natureza log-normal das doses estimadas, o estabelecimento de concentrações limites de liberação pode ser efetuado levando em conta esta correlação, como, por exemplo, sugerido na Tabela V.12.

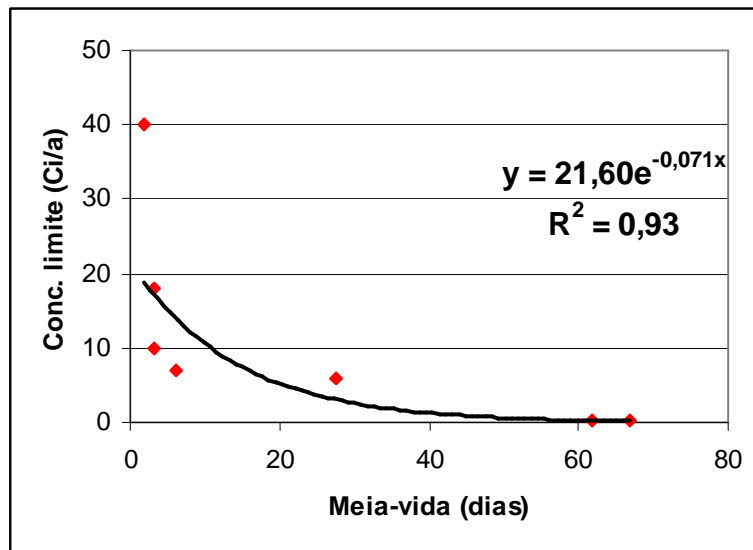


Figura V.7 Correlação entre a concentração limite estimada e a meia vida dos radionuclídeos que tem o cenário ocupacional como cenário limitante (obs. Apesar de não corresponder ao SI, a curva foi feita com as concentrações em curies, apenas por facilidade de visualização e facilidade de comparação com o valor atualmente adotado, que corresponde a  $3,7 \times 10^{10}$  Bq, isto é, 1 Ci).

Tabela V.12 Sugestão de limite de liberação para radionuclídeos limitados pelo cenário ocupacional:

Meia vida (dias)	Limite de liberação (TBq/a) / (Ci/a)
< 3	1 / 30
3 – 30	0,1 / 3
> 30	0,01 / 0,3

Para o cenário ambiental, conforme já apresentado anteriormente na Tabela V.2, a principal via de exposição para todos os radionuclídeos foi a ingestão de água. Desta forma, para o conjunto de radionuclídeos estudado, o único parâmetro a apresentar correlação com a dose total é o fator de conversão de dose, conforme apresentado na Figura V.8. A matriz de correlação para os parâmetros dependentes do radionuclídeo para este cenário está apresentada no Tabela V.13.

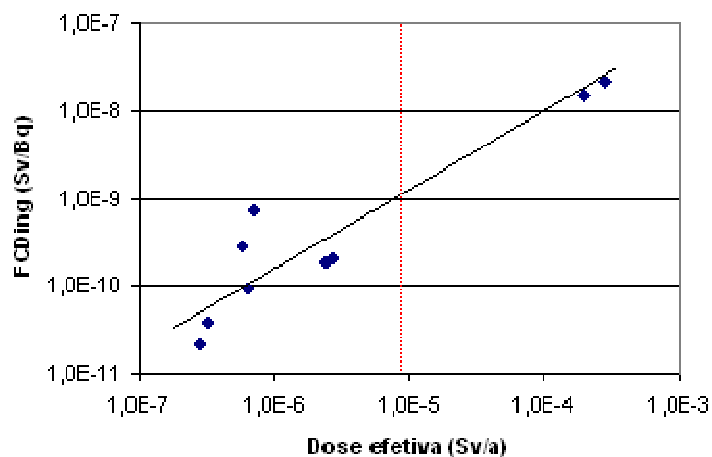


Figura V.8 Relação entre a dose efetiva total e os fatores de conversão de dose interna.

Tabela V.13 Matriz de correlação para parâmetros relativos aos radionuclídeos relevantes para o cenário ambiental

		DOSE	KD	Meia-vida	BP	FCDing	FCDext
DOSE	Pearson Correlation	1	-0,2877	-0,3062	-0,2162	0,9996(**)	0,3499
	Sig. (2-tailed)		0,4528	0,4229	0,5763	0,0000	0,3560
	N	9	9	9	9	9	9
KD	Pearson Correlation	-0,2877	1	-0,0216	0,7259	-0,2871	0,3142
	Sig. (2-tailed)	0,4528		0,9559	0,0268	0,4539	0,4103
	N	9	9	9	9	9	9
Meia-vida	Pearson Correlation	-0,3062	-0,0216	1	-0,3156	-0,2893	-0,3039
	Sig. (2-tailed)	0,4229	0,9559		0,4081	0,4503	0,4266
	N	9	9	9	9	9	9
BP	Pearson Correlation	-0,2162	0,7259	-0,3156	1	-0,2121	0,6038
	Sig. (2-tailed)	0,5763	0,0268	0,4081		0,5837	0,0851
	N	9	9	9	9	9	9
FCDing	Pearson Correlation	0,9996(**)	-0,2871	-0,2893	-0,2121	1	0,3548
	Sig. (2-tailed)	0,0000	0,4539	0,4503	0,5837		0,3487
	N	9	9	9	9	9	9
FCDext	Pearson Correlation	0,3499	0,3142	-0,3039	0,6038	0,3548	1
	Sig. (2-tailed)	0,3560	0,4103	0,4266	0,0851	0,3487	
	N	9	9	9	9	9	9

A correlação porém não é tão adequada para estabelecer limites uma vez que outros parâmetros podem afetar a dose, por exemplo, características do corpo hídrico que recebe o efluente, taxas de ingestão e idade dos grupos expostos, por exemplo.

Desta forma, recomenda-se avaliar qual o cenário mais crítico e, sendo o cenário ambiental, a avaliação deve ser efetuada por modelagem de cenário adequado; no caso do cenário mais crítico ser o cenário ocupacional, pode ser utilizada a Tabela V.12 para se estabelecer o Limite de liberação anual.

#### V.4 ESTIMATIVA DE DOSES PARA A CIDADE DO RIO DE JANEIRO (Fontes múltiplas).

Numa primeira abordagem conservativa, foram feitas as seguintes considerações para estimar as doses devido à utilização de radionuclídeos na cidade do Rio de Janeiro:

- (i) todas as instalações liberam uma quantidade equivalente ao limite de liberação atualmente em uso no país; deve ser considerado que esta hipótese é bastante conservativa, face ao custo dos radiofármacos e a meia-vida curta dos radionuclídeos utilizados;
- (ii) os rios presentes nas zonas Centro e Norte da cidade não se prestam ao uso para abastecimento doméstico, devido à qualidade das águas, nem ao consumo de peixes, devido ao porte dos rios presentes nas áreas;
- (iii) os eventuais lançamentos locais fora da rede de esgoto são direcionados à Baía de Guanabara, onde sofrem grande diluição; as vias de exposição relacionadas à Baía dependeriam de acumulação no meio ambiente, o que pode ser considerado desprezível para os radionuclídeos de meia-vida curta utilizados em medicina diagnóstica;



- (iv) as instalações localizadas no Centro da cidade foram consideradas como tendo todos os efluentes direcionados à Estação Alegria;
- (v) as instalações localizadas na zona Norte foram consideradas como tendo todos os efluentes direcionados à estação da Penha;
- (vi) os lançamentos provenientes da zona Sul são direcionados ao emissário submarino, onde não tem contato direto com a população e sofrem grande diluição, não levando, portanto, à nenhuma via de exposição significativa para a população;
- (vii) para os lançamentos provenientes da zona Oeste, o cenário mais conservativo supõe o lançamento no sistema de Lagoas da Baixada de Jacarepaguá, tendo como vias possíveis de exposição a ingestão de peixes e a exposição externa dos pescadores ao sedimento da lagoa.

Desta forma, as estimativas se referem às condições descritas na Tabela V.14. A localização das estações de tratamento consideradas estão apresentadas na figura V.9. Os resultados estão apresentados na Tabela V.15.

Tabela V.14 Características dos cenários estudados para a cidade do Rio de Janeiro

<b>Zona</b>	<b>Número de instalações</b>								
	<sup>99m</sup> Tc	<sup>131</sup> I	<sup>123</sup> I	<sup>125</sup> I	<sup>201</sup> Tl	<sup>67</sup> Ga	<sup>51</sup> Cr	<sup>153</sup> Sm	<sup>111</sup> In
Norte	7	8	5	0	5	6	2	3	0
Centro	5	6	5	0	2	5	1	2	0
Oeste	4	4	4	0	3	3	1	0	0
	<b>Cenário Ocupacional</b>								
	estação		capacidade			pessoas atendidas			
Norte	Penha		1600		L/s		576000		
Centro	Alegria		5000		L/s		1500000		
	<b>Cenário ambiental</b>								
	Diluição		vias de exposição						
Oeste	rio médio		pesca e exposição a sedimento						



Figura V.9 – Localização das principais estações de tratamento de esgoto e lançamento de emissário submarino na cidade do rio de Janeiro

Tabela V.15 Resultados das estimativas conservativas de dose para cenários possíveis para a cidade do Rio de Janeiro

Zona	Cenário	Dose máxima total ( $\mu\text{Sv/a}$ )	Fração do limite de dose para público
Centro	Ocupacional	65,4	0,65 %
Sul	Não se aplica	---	0 %
Norte	Ocupacional	215	21,5 %
Oeste	Ambiental	31,8	0,32 %

Dos resultados da Tabela V.11, pode-se concluir que, mesmo sob hipóteses extremamente conservativas, isto é, todas as instalações que operam na cidade liberam o

valor máximo estabelecido na Norma CNEN NE-6.05 [CNEN, 1985]. Para cada um dos radionuclídeos utilizados por aquela instalação, a dose total estimada corresponde a uma fração de, no máximo, 21% do limite de dose estabelecido na Norma CNEN NN-3.01 para membros do público.

O maior valor de dose corresponde à Estação da Penha, devido à menor capacidade da estação, associada a um maior número de clínicas, o que leva a uma maior concentração no lodo. As doses reais, no entanto, devem ser consideravelmente inferiores aos valores estimados, devido ao conjunto de hipóteses conservativas consideradas, em particular, relativas às meias vidas curtas dos radionuclídeos utilizados na medicina nuclear diagnóstica, uma vez que o tempo de digestão do material nos tanques não foi considerado neste estudo.

Em relação ao cenário ambiental, as doses também devem estar superestimadas, uma vez que a diluição na lagoa deve ser maior do que aquela que foi considerada neste estudo. Mesmo assim, pode-se observar que as doses são extremamente baixas, inferiores a 1 % do limite de dose estabelecido para o público, mesmo considerando que todas as liberações são direcionadas para o mesmo local. Isto se deve ao fato da lagoa ter água salobra, não adequada ao consumo humano, não tendo sido considerado, desta forma a via de ingestão de água.

Este resultado ressalta a observação anterior, de que a dose não é independente do cenário considerado e, portanto, no estabelecimento de valores limitantes para a liberação para o meio ambiente, deve ser avaliada a simplicidade de adotar, para fins normativos, um valor único, a ser aplicado a cada radionuclídeo, versus a simplicidade no controle operacional das clínicas, de utilizar valores menos restritivos, porém, mais adequados a cada situação de liberação, considerando as características do corpo receptor dos efluentes.

## CAPÍTULO VI

### CONCLUSÕES

A utilização de um valor único, a ser aplicado a todos os radionuclídeos, embora de implementação simples, não é a mais adequada sob o ponto de vista de radioproteção.

Considerando os critérios estabelecidos pela IAEA no estabelecimento de níveis de dispensa (“*clearance*”), pode ser observado que, para apenas alguns radionuclídeos, em cenários específicos de liberação, os valores atualmente adotados no Brasil poderiam estar sendo subestimados, sendo superestimados para a maior parte dos radionuclídeos, nos dois cenários recomendados como “*screening*”, isto é, para uma avaliação inicial de doses.

Considerando estes critérios, junto também aos critérios da WHO(2006) para água de consumo direto, pode-se concluir que:

(i) O valor atualmente adotado não é o adequado para os radionuclídeos I-125 e I-131, de acordo com o cenário ambiental, e para o In-111, de acordo com o cenário ocupacional. Para os demais radionuclídeos, o valor está sub-dimensionado em até 2 ordens de grandeza.

(ii) A utilização de valores genéricos para situações específicas, embora operacionalmente mais simples, pode levar a um mau dimensionamento do resultado de radioproteção desejado, isto é, o controle exigido pode não ser compatível com o nível de risco observado para a prática.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que podem ocorrer exposições tanto sub quanto superestimadas, o que não é conveniente, nem sob o ponto de vista de radioproteção, nem quanto de aos custos associados ao controle da liberação de efluentes.

Desta forma, sugere-se que:

- (i) valores menos restritivos de liberação possam ser aplicados a conjuntos de radionuclídeos que causem menor impacto ambiental; e,
- (ii) valores mais restritivos devem ser condicionados à avaliação do cenário específico de liberação, considerando:
  - as características do corpo receptor dos efluentes e usos do meio hídrico, para o caso de liberação em rios, para os isótopos de iodo; e,
  - as características do sistema de esgoto sanitário, para o In-111.
- (iii) outros radionuclídeos que venham a ser usados em medicina nuclear devem ter uma avaliação preliminar para se verificar se existem cenários que demandem limites específicos de liberação.

Não se recomenda utilizar valores de liberação pré-determinados para cada radionuclídeo, sem levar em conta o cenário de liberação e exposição, uma vez que os valores selecionados sempre são os mais restritivos e isto levaria a um nível de controle desnecessário face aos valores de dose obtidos.

Cabe ainda ressaltar que os valores recomendados de 10  $\mu\text{Sv/a}$ , a partir de uma avaliação realista e de 1  $\text{mSv/a}$ , a partir de uma avaliação conservativa, devem ser vistos de acordo com o que realmente são, isto é, limites de dispensa, significando, por exemplo, que não há necessidades regulatórias associadas à monitoração ambiental ou ocupacional, emissão de relatórios periódicos de avaliação de impacto, entre outros. Não significa que uma instalação não possa operar com valores mais elevados de liberação, considerando então os limites e restrições de dose pertinentes, dentro de um processo de licenciamento e autorização de liberações planejadas.

Mesmo utilizando hipótese excessivamente conservativas, a avaliação conjunta das liberações múltiplas por diversas instalações concluiu que o limite de dose estabelecido para membros do público não é atingido na cidade do Rio de Janeiro, e que as doses mais elevadas se referem aos cenários ocupacionais, onde os limites de dose aplicáveis poderiam ser consideravelmente mais elevados.

Além da dificuldade de se encontrar valores de parâmetros ambientais para se efetuar as simulações, todos os valores utilizados foram levantados em países de clima temperado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA, 2008 - Agência Nacional das Águas. Em: [http:// www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)
- ANGELINI, L., LAZZARI, S., SARTI, G. TESTONI, G., 1997 Contamination of the Depurator's muds and agricultural Produces, committed Dose Equivalent to the Population. 3 Regional Mediterranean Congress of Israel Radiation Protection, Tel Aviv, 16-20 Nov, 1997.
- BARRERAS CABALLERO, A. BRIGIDO FLORES, O., LASSSERRA, O. HERNANDES GARCIA, J., 1999. Retencion de los residuales de I-131 en el sistema de tratamiento del modelo de medicina nuclear de CAMAGUEY, CUBA, 2.NURT 1999 La Habana (Cuba) 6-29 Oct , 1999.
- BIANCOTTO, R., FENZI, A., MILANESI, R. MOZZO, P., TACCONI, A., 1982. Population Dose Predictions for Releases of Radioactive Waste water from the hospitals in Verona (Italy) , Radiation Protection Dosimetry, Vol.3 No.1/2, pp.91-96.
- BRENNAN M.J. (1997). The presence of radionuclides in sewage sludge and their effect on human health. Report WDOH/320-013, Environmental Health Program, Washington D.C.
- CEDAE, 2008 – Companhia Estadual de Água e Esgoto do Rio de Janeiro. Em [www.cedae.rj.gov.br](http://www.cedae.rj.gov.br)
- CNEN, 1985 - Norma CNEN-NE 6.05 – Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radiativas, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro
- CNEN, 1988 - Norma CNEN-NE. 5.01 – Transporte de Materiais Radioativos, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.
- CNEN, 1998 - Norma CNEN-NE 6.02 – Licenciamento de Instalações Radiativas , Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro
- CNEN, 1996 - Norma CNEN-NN. 3.05 – Requisitos de Radioproteção e Segurança para Serviços de Medicina Nuclear, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.

- CNEN, 2005 - Norma CNEN-NN. 3.01 – Diretrizes Básicas de Radioproteção, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.
- CONTI, L.F..Wingraf. 3.0 - Programa para ajuste de distribuições – Manual do Usuário. IRD, 2005.
- CONTI, L.F.C., Rochedo, E.R.R., Amaral, E.C.S.. Desenvolvimento de um sistema integrado para avaliação de impacto radiológico ambiental em situações de emergência. Proceedings do VI ENAN, Rio de Janeiro, Agosto, 2002.CD - Rom
- CRYSTAL BALL, spread-sheet based software suite for predictive modeling, forecasting, simulation and optimization. [http://www.decisioneering.com/crystal\\_ball/index.html](http://www.decisioneering.com/crystal_ball/index.html) 2008.
- DURHAM. R.W. JOHNSON, R., 1979. Radionuclide Concentrations in two Sewage Treatment Plants in Western Lake Ontario, Canada, ref. INIS 1152 0670.
- ECKERMAN, K. F., RYMAN, J. C.,(1993), External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil, Federal Guidance Report n 12, U.S. EPA, United States IAEA, 1965. IAEA – Code of Practice: The Management of Radioactive Wastes Produced by Isotopes Users. Safety Series 12, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- HAM, G.J., SHAW, S., CROCKETT, G.M., WILKINS, B.T.(2003) Partitioning of Radionuclides with Sewage Sludge and Transfer along Terrestrial Foodchain Pathways from Sludge-amended Land – A Review of Data . Report NRPB-W32, NRPB, UK, 2003.
- HOFFMAN, F. O., AND BAES, C. F., III (1979). A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides. ORNL/NUREG/TM-282. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- IAEA, 1966. Adendo para o Safety Series 12. International Atomic Energy Agency, Vienna
- IAEA, 1978. Principles for establishing Limits for the Release of Radioactive Materials into the Environment.,Safety Series 45, International Atomic Energy Agency, Vienna.



- IAEA, 1982. Generic Models and parâmetros for assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release : Exposure of Critical Group. Safety Series 57, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1985. Management of Radioactive Waste produced by users of Radioactive Materials. Safety series 70, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1986. Principles for Limiting Release of Radioactive effluents into the Environment Safety Series 77, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1995. The principles of Radioactive Waste Management. Safety Series nº. 111-F, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1996. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety series 115, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1996. Clearance Level for Radionuclides in solid materials. application of Exemption Principles. TECDOC 855, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1998. Clearance of Materials resulting from the use of radionuclides in Medicine, industry and research. TECDOC 1000, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2000 A. Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment. Safety Guide – Nº. WS-G-2.3, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2000 B. Management Radioactive Waste from the Use of Radionuclides in Medicine. TECDOC 1183, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA 2004 Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance Safety Guide. Safety Standards Series No. RS-G-1.7, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2004.
- IAEA 2005 modelos usados para calcular RSG1.7 Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance . Safety Reports Series No. 44, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2005.
- IAEA, 2001 Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Report Series nº 19, International Atomic Energy Agency, Vienna.

- IAEA, 2008. The Management System for the Processing, Handling and Storage of Radioactive Waste - Safety Guide. Safety Standards Series No. GS-G-3.3. International Atomic Energy Agency, Vienna (2008)
- ICRP, 1980. Limit for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication (ICRP30) Publication 30. Parts 1-3, International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford, and New York (1980).
- ICRP, 1990. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford, and New York (1990).
- ICRP, 2008. 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 103, International Commission on Radiological Protection. Elsevier, UK.
- IZMIR, A. I. USLU, I., 2001. Non-Fuel Cycle Radioactive Waste Policy in Turkey. IAEA International Conference on Management of Radioactive from non power Applications, (2001). p.91-03.
- LAWSON, G. COOPER, Jr., McCOLL, N.P., 1990. Radiological Impact of Routine Discharges from UK Civil Nuclear Sites, Report NRPBR-231, National Radiological Protection Board, Chilton, UK.
- LEVENTHAL, L., 1980. Assessment of radiopharmaceutical usage releases practices by eleven western hospitals. Conference of the American Society for testing and materials special Tech. Publ. USA No. 698 (1980) .p. 5-19.
- MATHEMATICA, 2004. Getting started with Mathematica 5.1 Wolfram Research, [www.wolfram.com](http://www.wolfram.com)
- MCDONNELL, C. E. E WILKINS. S. (1991) Radiation exposure of sewer workers associated with radioactive discharges from hospitals. NRPB Report M-2995, National Radiological Protection Board (NRPB), Chilton, UK
- MILLER, H. et al., 1996. The determination of radioisotope level in Municipal sewage sludge. Health Physics, vol 71 No3, pp. 286-289.
- NCRP, 1996. Screening Models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and

- Measurements. NCRP Report-123 I National Council on Radiation Protection and Measurements, 1996.
- US NRC (1983) 10 Code of Federal Regulations. Nuclear Regulation Commission (NRC) – 1983 edition. US Nuclear regulatory Commission, 1983.
- US NRC - NUREG – 1783 – Interagency Steering Committee on Radiation Standards – ISCORs Assessment of Radioactivity in sewage Sludge; Modeling to Assess Radiation Doses , Nuclear Regulation Commission , Fev.2005.
- PARAGEORGIOV, L. e MATIKAS, T. `Radioactive Waste Disposal in Greece,(Greek Energy Commission), IAEA-CN-87/38 ( INIS- 32068212).
- ROCHEDO, E.R.R.; WASSERMAN, M.A.; PIRES DO RIO, M.A The relevance of site specific data on environmental impact assessment. In: Proceedings of the V Regional Congress on Radiation Protection and Safety, Recife, PE, Maio 2001 – Em CD-Rom.
- ROCHEDO. E.R.R.; WASSERMAN, M.A. Avaliação de Impacto Ambiental: Uso de dados genéricos versus usos de valores específicos para o local. Proceedings do V ENAN, Rio de Janeiro, outubro 2000 – em CR-ROM.
- ROCHEDO, E. R. R.; AMARAL, E. C. S.; GODOY, J.M.; WASSERMAN, M. A. V. Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental. Parte 1 - Liberações Rotineiras. 1a. Ed. Rio de Janeiro: Sir Speedy, 2007. v. 1. 141 p.
- SANHUEZA Mir, A. “Infraestrutura Chilena par la gestion de desechos radioactivos actual y a mediano plazo”- Unidad Gestion Desechos Radiactivos - Comision Chilena de Energia Nuclear”.(INIS – 200206779).
- SIGMA PLOT, 2008 – Exact graphs and data analysis. In <http://www.systat.com/products/sigmaplot/>
- SILVA, M.M., 2007. Efeito da aplicação de bio-sólido no Comportamento Bioquímico do Pb-210, Ra-226 e Ra-228. 2008. Dissertação (Mestrado em Radioproteção e Dosimetria) - Comissão Nacional de Energia Nuclear.
- SODD, V. J. et al. Concentrations of the medically useful radionuclides, technetium-99m and iodine-131 at a large metropolitan waste water treatment plant. ` Health Physics, vol.28 (april), (1975) p.355-359.

SPSS, 2008 – Statistical analysis. In [www.spss.com](http://www.spss.com)

TESTONI, G. BERNARDI, T., TUBERTINI, O., Radionuclide used in Nuclear medicine in Bologne. ACQUA-ARIA, n. 3, (1989 ), p.283-289.

WASSERMAN, M.A., D.V. PÉREZ, E.R.R. ROCHEDO, et al. Valores de transferência solo-planta de <sup>137</sup>Cs em solos de sistemas agro-ecológicos tropicais. Proceedings do VI ENAN, Rio de Janeiro, Agosto, 2002 – em CD-Rom.

WASSERMAN, M.A., E.R.R. ROCHEDO, A.C.FERREIRA, C.C. CONTI, A.G. VIANA, F. BARTOLY1, J.C. WASSERMAN, D.V. PEREZ. Behaviour of radionuclides in some Brazilian soil. In Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. IAEA-TECDOC-1497. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.

WHO. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html) (2006).

YU, C.; LOUREIRO, J.J. CHENG, L.G. JONES, Y.Y. WANG, Y.P. CHIA, E. FAILLACE, 1993. Data collection handbook to support modeling impacts of radioactive material in soil. Environmental Assessment and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.