

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

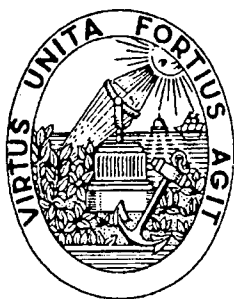
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MINAS

**MODELO INTEGRADO PARA A AVALIAÇÃO DE
EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A RESÍDUOS MINEIROS
RADIOACTIVOS**

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,
ramo Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais

MARIA DE LURDES PROENÇA DE AMORIM DINIS
(Licenciada em Engenharia de Minas pela FEUP)

Novembro de 1999

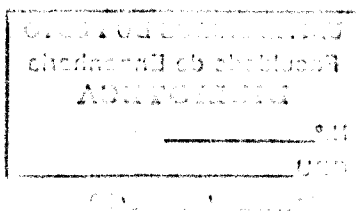


FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MINAS

MODELO INTEGRADO PARA A AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A RESÍDUOS MINEIROS RADIOACTIVOS

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,
ramo Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais



MARIA DE LURDES PROENÇA DE AMORIM DINIS
(Licenciada em Engenharia de Minas pela FEUP)

Novembro de 1999

628(043)DIN_m/MoD

UNIVERSIDADE DO PORTO
Faculdade de Engenharia
BIBLIOTECA
N.º <u>60157</u>
CDU <u>628(043)</u>
Data <u>4 12</u> 20 <u>02</u>

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MINAS

**MODELO INTEGRADO PARA A AVALIAÇÃO DE
EXPOSIÇÃO AMBIENTAL A RESÍDUOS MINEIROS
RADIOACTIVOS**

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,
ramo Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais

Sob orientação do Professor Doutor António Manuel Antunes Fiúza

MARIA DE LURDES PROENÇA DE AMORIM DINIS
(Licenciada em Engenharia de Minas pela FEUP)

Novembro de 1999

AGRADECIMENTOS

Ao finalizar a minha dissertação, não posso deixar de lembrar todos aqueles que estiveram ligados a este trabalho e, de um ou de outro modo, contribuíram para a sua conclusão.

Pelo entusiasmo, disponibilidade e responsabilidade com que acompanhou este trabalho desde o início, ao meu orientador científico, Professor Doutor Eng.º António Fiúza, o meu muito obrigado.

Ao Departamento de Minas da FEUP por todo o apoio a nível de infraestruturas que me disponibilizou.

Ao Professor Doutor Eng.º Mário Machado Leite por toda a sua compreensão e apoio que me prestou.

E, finalmente a todos os colegas e professores do Departamento de Minas da FEUP que de qualquer forma deram o seu contributo e, em particular, ao amigo Joaquim Góis pelo seu interesse e apoio na revisão parcial da tese.

RESUMO

O principal objectivo deste trabalho é desenvolver um modelo global paramétrico de avaliação das doses externas e quantificação do risco gerados por uma barragem de estéreis de resíduos do tratamento hidromineralúrgico do minério de urânio.

O modelo apresentado é constituído por vários sub-modelos parcelares retirados da bibliografia consultada, adaptados, em alguns casos, aos propósitos. Procedeu-se à agregação destes sub-modelos de forma a constituírem um modelo conceptual coerente.

O modelo contempla a estimativa da dispersão ambiental dos contaminantes originada pela acção de transporte exercida pelos vectores dispersivos, quer no meio atmosférico, quer no meio hidrológico.

A exploração do modelo foi feita com os parâmetros adoptados da bibliografia consultada e parcialmente com dados disponíveis de um local concreto, a barragem de estéreis da Oficina de Tratamento de Minérios da Urgeiriça.

Os resultados da simulação são expressos segundo a via de exposição a que os seres humanos podem estar expostos: inalação, ingestão, submersão na pluma de contaminação atmosférica e irradiação directa do solo contaminado.

ABSTRACT

In the past, when confinement of mining wastes was not obligatory, large volume of residues were disposed off in open-air tailings. Erosion agents, specially wind and water, as well as biological processes provoked the dispersion of toxic elements in the environment.

Dispersion in the environment by natural agents can affect large areas. We propose a methodology for evaluating the risk assessment resulting from such dispersion, which includes, besides a global transfer model, some particular and restricted sub-models of transfer and fate.

Dispersion of elements from wastes is done by three main transport mechanisms: liberation of waste dusts into the air, transport as suspended solids in run-off waters and transport by run-off or by infiltration into underground water. Release mechanisms can be originated by chemical or biochemical leaching.

Dust transported by air can be deposited in plants or soil or can be inhaled by animals and humans originating a direct exposure. Part of dust can be incorporated into the vegetation by foliar absorption.

Infiltrated water with dissolved toxic elements can reach wells, springs and streams and be dispersed by superficial waters. Runoff waters will carry both particles of wastes and dissolved toxic elements. This transport path will affect the sediments (adsorption) and soil and will have the aquatic plants and animals as direct receptors, and man by direct ingestion.

Soil may affect plants (uptake by the roots), cattle by direct ingestion and superficial waters by erosion. Plants can be directly ingested both by animals and man. Aquatic biota can be affected both by uptake and adsorption from surface water or sediments. Man can be directly exposed through inhalation, ingestion and dermic contact or indirectly by plants, animals and by fish and aquatic birds.

The assessment requires a clear definition of the environmental path and the final fate for each retained toxic element. When radioactive tailings are considered, dusts with Rn, Th, Ra and U can be inhaled, while if we consider the exposure by ingestion resulting from water drinking the elements of concern are Ra, Pb and Po.

The global conceptual model proposed in this research is adapted to these particular circumstances – radioactive mining tailings - from the one developed by WHICKER for radioecological impact of mining and milling uranium in active exploitations. The sub-models for each step involved, release, transport by dispersive vectors, phase transfer resulting in retardation or attenuation, and environmental exposure of biota, vegetation cattle and humans, were collected from different bibliographic sources. The final result is an integrated model for assessment of external exposure originated by low activity radioactive wastes.

ÍNDICE

ABREVIATURAS		
SIMBOLOGIA		
LISTA DE TABELAS		
1	INTRODUÇÃO	1
	1.1 Considerações Gerais	2
	1.2 Objectivos	3
2	OS MODELOS CONCEPTUAIS UTILIZADOS EM ANÁLISE DE RISCO	5
	2.1 Generalidades	6
	2.1.1 Conceitos Associados ao Risco	7
	2.2 Metodologia para Avaliação de Risco	8
	2.2.1 Identificação do(s) Agente(s)	10
	2.2.2 Avaliação da Toxicidade	12
	2.2.2.1 Bases de Dados Toxicológicas	13
	2.2.2.2 Avaliação da Toxicidade de Efeitos Não Cancerígenos	14
	2.2.2.3 Avaliação da Toxicidade de Efeitos Cancerígenos	15
	2.2.3 Avaliação da exposição	17
	2.2.3.1 Trajectórias Ambientais	18
	2.2.4 Caracterização do Risco	28
3	O IMPACTE RADIOLÓGICO DAS BARRAGENS DE ESTÉREIS	30
	3.1 Introdução	32
	3.2 Alguns Conceitos sobre Radioactividade	32
	3.2.1 O Decaímento Radioactivo	32
	3.2.2 Unidades de Radiação, Termos e Medidas	35
	3.2.3 Radionuclídeos com Ocorrência Natural	37
	3.3 Família do Urânio-Rádio	37
	3.4 O Impacte dos Minérios Radioactivos	39
	3.4.1 O Problema Radiológico	39
	3.4.2 O Modelo para Avaliação do Impacte	42
	3.4.3 A Deposição de Estéreis e Implicações Ambientais	43
	3.5 O Meio Receptor	44
	3.6 Objectivos dum Estudo de Impacte Radiológico	45
4	DESCRIÇÃO GENÉRICA DO MODELO CONCEPTUAL UTILIZADO	47

4.1	Introdução	48
4.2	Descrição Genérica	49
5	DESCRIÇÃO E ANÁLISE CRÍTICA DOS MODELOS UTILIZADOS	52
5.1	Introdução	54
5.2	Modelo do Transporte Atmosférico	56
5.2.1	Descrição Conceptual dos Objectivos do Modelo	56
5.2.2	Descrição Quantitativa do Modelo	60
5.2.2.1	Descrição da Potência da Fonte	60
5.2.2.2	Cálculo das Concentrações Atmosféricas	63
5.3	Modelo do Transporte Hidrológico	72
5.3.1	Descrição Funcional do Modelo	72
5.3.2	Descrição Conceptual dos objectivos do Modelo	74
5.3.3	Descrição Quantitativa do Modelo	78
5.3.3.1	Lixiviação e Infiltração	79
5.3.3.2	Lixiviação e Escorrência	86
5.4	Cadeia Alimentar	89
5.5	Estimativas de Dose e Risco	97
5.5.1	Doses Radiológicas	97
5.5.2	Estimativa do Risco	100
5.6	Biota Aquática	102
5.6.1	Descrição Conceptual dos Objectivos do Modelo	103
5.6.2	Descrição Quantitativa do Modelo	105
6	A EXPLORAÇÃO DO MODELO	110
6.1	Os Resultados	111
6.1.1	O Modelo do Transporte Atmosférico	111
6.1.12	O Modelo do Transporte Hidrológico	120
6.1.3	O Modelo da Cadeia Alimentar	127
6.1.4	O Modelo de Cálculo das Doses e do Risco	138
6.1.5	O Modelo de Exposição para a Biota Aquática	148
7	CONCLUSÕES	157
7.1	Considerações Futuras	159
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	161

ABREVIATURAS

BCF	Bioaccumulation Factor (factor de bioacumulação);
Bq	Bequerel;
Ci	Curie;
DAI	Daily Aceptable Intake (dose diária aceitável);
EPA	Environmental Protection Agency;
FPC	Factor Potência Cancerígena;
FQ	Factor de Qualidade;
Gy	Gray;
HEAST	Health Effects Assessment Summary Tables;
IARC	Internacional Agency for Research on Cancer;
IRIS	Integrated Risk Information System;
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effects Level (concentração mais baixa que origina efeitos adversos);
NOAEL	Non-Observed Adeverse Effects Level (concentração para a qual não se observam efeitos adversos);
R	Rongten;
Rad	Radiation Absortion Dose;
RAGS	Risk Assessment Guidance for Superfund;
RDN	Radionuclídeo;
Rem	Rongten Equivalent Men;
RfD	Reference Dose (Dose de Referência);
Sv	Sievert;
WLM	Working Level Month (termo de referência para níveis de exposição ao Rn222);

SIMBOLOGIA

ϕ_{β} :	Fracção da energia absorvida como função da energia máxima da partícula β ;
ϕ_{γ} :	Fracção de energia E_{γ} absorvida;
ϕ_{α} :	Fracção de energia E_{α} absorvida;
α :	Ângulo de cada sector;
ϕ :	Coefficiente de deposição por via húmida;
η :	Factor de correcção de Hung;
ε :	Porosidade;
θ :	Tempo adimensional;
μ :	Velocidade média do vento;
α_a :	Ângulo de dispersão da pluma de contaminante na água do aquífero;
μ_a :	Média aritmética da velocidade do vento;
λ_d :	Constante de decaimento radioactivo ($=\lambda$);
μE_{β} :	Energia média da partícula β ;
λ_e :	Débito constante de remoção efectiva para os RDN existentes na vegetação;
ρ_e :	Densidade efectiva para o solo superficial;
ϕ_e :	Fracção de energia absorvida;
ρ_f :	Densidade a granel da formação;
Δh :	Ascensão da pluma medida relativamente à sua linha central horizontal;
λ_R :	Constante efectiva de decaimento na pluma;
μ_r :	Média harmónica da velocidade do vento;
λ_s :	Débito constante de remoção de contaminante;
ρ_s :	Densidade do solo;
Δt :	Incremento de tempo;
λ_w :	Débito constante de remoção devido à meteoração;
σ_y :	Parâmetro de dispersão da pluma de concentração na horizontal;
σ_z :	Parâmetro de dispersão da pluma de concentração na vertical;
0.037:	Factor de conversão 0.037 Bq/pCi;
0.15:	Profundidade da camada de solo;
0.25:	Constante conservativa dependente do tipo de solo;
$1.5 \cdot 10^4$:	Água fornecida ao gado consumido directamente pela população;

1000:	Factor conversão de unidades, 1000 Kg/t;
1000:	Factor de conversão para K_{d1} ($1 \text{ ml/g} = 1 \text{ m}^3/1000 \text{ Kg}$);
10^{-3} :	Factor de conversão de l para m^3 ($1 \text{ l} = 10^{-3} \text{ m}^3$);
10^{-7} :	Factor de conversão, ano/cm s;
10^9 :	Factor de conversão, 10^{12} pCi/Ci e $10^{-3} \text{ m}^3/\text{l}$;
2160:	Intervalo de tempo (horas) considerado entre a colheita e o consumo;
$3.15 \cdot 10^{19}$:	Factor de conversão, 10^{12} pCi/Ci e $3.15 \cdot 10^7 \text{ s/ano}$;
$3.6 \cdot 10^{15}$:	Factor de conversão (s pCi)/(h Ci);
$3.7 \cdot 10^{10}$:	Factor de conversão $3.7 \cdot 10^{10} \text{ Bq/Ci}$;
$8.76 \cdot 10^{12}$:	Factor de conversão $8760 \text{ h/ano} \times 10^{12} \text{ pCi/Ci} \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{l}$;
$1.5 \cdot 10^4$	Água fornecida ao gado consumido directamente pela população;
8760:	8760 h de irrigação / ano;
A:	Área da barragem;
A':	Actividade;
A_0 :	Actividade no instante t_0 ;
A_i :	Área irrigada "per capita";
B:	Factor de concentração (pCi/Kg de peso seco)/(pCi/Kg de solo seco);
C:	Coefficiente de detecção;
C_A :	Concentração atmosférica à altura H_d ;
C_{as} :	Concentração dos RDN na água de transporte;
C_{CA} :	Concentração de RDN na carne devido à deposição atmosférica;
C_{Ci} :	Concentração do RDN na carne animal transferida pela água de irrigação;
C_{Din} :	Coefficiente de dose para a inalação de ar contaminado;
C_{Ding} :	Coefficiente de dose de ingestão de alimentos contaminados;
C_{Ds} :	Coefficiente de dose por exposição ao solo contaminado;
C_{ds} :	Concentração de RDN no solo devido à deposição atmosférica;
C_{Dsub} :	Coefficiente de dose por submersão na pluma de ar contaminado;
C_G :	Concentração superficial de RDN no solo;
C_{inf} :	Concentração do RDN que se infiltra;
C_{irr} :	Concentração de RDN no solo originada pela irrigação;
C_{LA} :	Concentração de RDN no leite devido à deposição atmosférica;
C_{Li} :	Concentração de RDN no leite devido à irrigação;
C_o :	Concentração dos RDN no organismo;
C_{pa} :	Concentração de RDN na erva de pasto devido à deposição atmosférica;
C_{R1in} :	Coefficiente de risco de mortalidade para a inalação de ar contaminado;

C_{R1ing} :	Coeficiente de risco de mortalidade para a ingestão;
C_{R1s} :	Coeficiente de risco de mortalidade para a exposição ao solo contaminado;
C_{R1sub} :	Coeficiente de risco de mortalidade para a submersão na pluma de ar contaminado;
C_{R2in} :	Coeficiente de risco de morbilidade para a inalação de ar contaminado;
C_{R2ing} :	Coeficiente de risco de morbilidade para a ingestão;
C_{R2s} :	Coeficiente de risco de morbilidade para a exposição ao solo contaminado;
C_{R2sub} :	Coeficiente de risco de morbilidade para a submersão na pluma de ar contaminado;
C_{RA} :	Concentração de RDN na alimentação dos animais;
C_{RI} :	Concentração de RDN na alimentação dos animais transferida pela água de irrigação;
C_{sa} :	Concentração de RDN na comida armazenada;
C_{sb} :	Concentração dos RDN nos sedimentos;
C_{so} :	Concentração de RDN no solo para o ano anterior;
C_{sp} :	Concentração de RDN no solo superficial para este ano;
C_{ss} :	Concentração do RDN no solo superficial;
C_{sw} :	Concentração do RDN na água intersticial do solo;
C_{VA} :	Concentração de RDN na vegetação devido à deposição atmosférica;
C_{VI} :	Concentração de RDN na vegetação devido à irrigação;
C_W :	Concentração de RDN na água de irrigação;
C_{wp} :	Concentração de radionuclídeos na água do poço;
$D_{\gamma c}$:	Dose de radiação γ com origem nos sedimentos, corrigida.
$D_{\gamma i}$:	Dose interna de radiação γ ;
$D_{\beta i}$:	Dose interna de radiação β ;
$D_{\alpha i}$:	Dose interna de radiação α ;
$D_{\gamma s}$:	Dose de radiação γ com origem nos sedimentos;
$D_{\beta s}$:	Dose de radiação β com origem nos sedimentos;
$D_{\gamma w}$:	Dose de radiação γ com origem na água circundante;
$D_{\gamma t}$:	Dose total de radiação γ ;
$D_{\beta w}$:	Dose de radiação β com origem na água circundante;
$D_{\alpha t}$:	Dose total de radiação α ;
$D_{\beta t}$:	Dose total de radiação β ;
D_t :	Dose total;

D_{te} :	Dose total efectiva;
d :	Coefficiente de dispersão;
D :	Profundidade da barragem;
D_A :	Espessura do aquífero;
d_d :	Débito médio da deposição de RDN;
D_{in} :	Dose por inalação de ar contaminado;
D_{ing} :	Dose por ingestão de alimentos contaminados;
D_s :	Dose por exposição ao solo contaminado;
D_{sub} :	Dose por submersão na pluma de ar contaminado;
D_V :	Profundidade do aquífero;
E_γ :	Energia de fotão emitida durante a transição para um estado de energia mais baixo;
E_α :	Energia média da partícula α ;
F :	Factor de correcção (≤ 1);
f :	Frequência do vento em cada direcção considerada, adimensional;
f' :	Integral de 0 a ∞ na Eq. 5.15;
f_1, f_2, f_3 :	Fracção de tempo para o espectro de velocidades considerado (1, μ e 6), respectivamente;
F_c :	Factor de correcção para ter em conta a lixiviação multi-fásica nas condições do campo;
F_f :	Fracção da entrada diária no animal, de um dado RDN que aparece em cada Kg de carne;
f_i :	Fracção do ano com irrigação;
f_{in} :	Fracção da água da precipitação que se infiltra;
F_L :	Fracção média da entrada diária no animal de cada RDN que aparece em cada litro de leite;
F_{mec} :	Factor de correcção da agitação mecânica, adimensional;
F_p :	$3.7 \cdot 10^{-5} Q_H$;
f_p :	Fracção do ano que os animais pastam;
f_r :	Fracção da precipitação em escorrência superficial;
f_{rr} :	Fracção retirada da água da corrente;
f_s :	Fracção da alimentação diária composta pela erva de pasto quando os animais pastam;
G_s :	Grau de saturação;
h :	Altura da fonte de libertação;

H:	Altura efectiva da fonte de libertação;
H _d :	Altura da mistura;
h _r :	Humidade residual expressa em fracção relativamente ao volume total quando saturado;
I _r :	Débito de aplicação do RDN;
I _R :	Quantidade anual de RDN removido do ribeiro;
I _t :	Actividade na barragem na fracção líquida;
k _a :	Coefficiente de distribuição do aquífero;
k _{d1} :	Coefficiente de distribuição no solo;
k _{d2} :	Coefficiente de distribuição para o RDN dentro do resíduo;
k _r :	Coefficiente de distribuição da formação mãe;
k _v :	Condutividade hidráulica vertical;
L:	Distância a percorrer;
L _a :	Fracção de água obtida do poço para o gado;
L _d :	Altura da camada atmosférica estável;
L _h :	Fracção de água obtida a partir da água do poço;
L _i :	Fracção da água de irrigação obtida pela água do poço;
M:	Massa molecular do RDN;
n _γ :	Proporção das desintegrações que produzem raios γ, adimensional;
n _β :	Proporção das transições que produzem partículas β de energia E _β ;
n _α :	Proporção das transições que produzem partículas α de energia E _α ;
N(t):	Número de átomos existentes numa amostra radioactiva no instante t;
N ₀ :	Número de átomos presentes no instante t ₀ ;
N _c :	Razão Ci/mol;
N _p :	N.º de pessoas que fazem parte da população;
N _v :	Razão ml/m ³ .
P:	Precipitação anual;
P _e :	Número de Peclet;
Q:	Radiação total libertada da fonte;
Q ₁ / Q:	Fracção de depleção total;
Q _{1a} / Q:	Fracção de depleção devido ao decaimento radioactivo;
Q _{1b} / Q:	Fracção de depleção devido à deposição por via húmida;
Q _{1c} / Q:	Fracção de depleção devido à deposição por via seca;
Q _{an} :	Quantidade de água bebida directamente pelos animais proveniente do ribeiro;
Q _{anp} :	Quantidade de água bebida directamente pelos animais proveniente do poço;

Q_C	Ingestão total de água directamente dos meios contaminados (poço e ribeiro);
Q_H	Emissão de calor resultante da libertação;
Q_{in}	Débito individual da exposição por inalação;
Q_{ing}	Entrada anual de um dado RDN via ingestão total (=débito de ingestão);
Q_{irr}	Quantidade RDN transmitido pela irrigação com água do ribeiro;
Q_{irrp}	Quantidade RDN transmitido pela irrigação com água do poço;
Q_L	Entrada anual de um dado RDN no corpo humano através do leite contaminado;
Q_{mec}	Radiação libertada devido à remoção mecânica;
Q_o	Actividade libertada no fundo da barragem;
Q_p	Débito de RDN transportados até ao poço;
Q_R	Quantidade de comida consumida diariamente pelo animal;
Q_r	Radiação libertada devido à re-suspensão;
Q_s	Caudal anual dos cursos de água;
Q_v	Entrada anual de um dado RDN no corpo humano através da ingestão de vegetação contaminada;
Q_w	Entrada anual de um dado RDN no corpo humano através da ingestão de água contaminada;
Q_{WG}	Quantidade de água consumida pelo gado diariamente;
Q_{wp}	Quantidade de água do poço ingerida directamente pelos habitantes;
Q_{wr}	Quantidade de água do ribeiro ingerida directamente pelos habitantes;
R	Factor de retardação;
$R1$	Fracção da actividade depositada retida na vegetação;
R_{1in}	Risco de mortalidade por inalação de ar contaminado;
R_{1ing}	Risco de mortalidade para a ingestão;
R_{1s}	Risco de mortalidade por exposição ao solo contaminado;
R_{1sub}	Risco de mortalidade por submersão ao ar contaminado;
$R2$	Fracção da actividade da água de irrigação retida na vegetação;
R_{2in}	Risco de morbilidade por inalação de ar contaminado;
R_{2ing}	Risco de morbilidade para a ingestão;
R_{2s}	Risco de morbilidade por exposição ao solo contaminado;
R_{2sub}	Risco de morbilidade por submersão ao ar contaminado;
R_b	Fracção de tempo que o organismo passa na interface sedimento / água;
R_d	Débito de deposição por via seca;
R_e	Factor de re-suspensão;

R_{e1} :	Valor de Anspaugh ($1 \cdot 10^{-4}$);
R_{e2} :	Valor de Anspaugh (-0.15);
R_{e3} :	Valor de Anspaugh ($1 \cdot 10^{-9}$);
R_i :	Remoção anual de RDN por infiltração;
R_r :	Factor de re-suspensão por remoção mecânica;
R_s :	Débito de deposição por via húmida;
r_s :	Infiltração na toalha de água;
R_{sf} :	Remoção anual de RDN por escorrência superficial;
R_v :	Factor de retardação na vertical;
s :	Solubilidade elementar;
S_a :	Fracção da água fornecida ao gado que provém dos cursos contaminados;
S_d :	Altura da barragem de estéreis;
S_h :	Fracção da água ingerida proveniente da corrente;
S_i :	Fracção da água para irrigação obtida a partir dos cursos de água contaminados;
T :	Período ou semi-vida;
t :	Tempo de simulação;
t_c :	Intervalo de tempo entre a colheita e o consumo;
t_e :	Período de tempo que os vegetais são expostos à contaminação durante a época de crescimento;
t_{exp} :	Tempo de exposição;
t_f :	Tempo médio de transporte da actividade desde a comida até ao leite e até ao receptor;
t_h :	Tempo transiente horizontal;
t_m :	Tempo médio de vida durante o qual ocorre a exposição;
t_s :	Tempo médio desde a morte do animal até ao consumo;
t_t :	Tempo que RDN demora do aquífero até ao poço;
t_v :	Tempo transiente vertical;
t_w :	Tempo de irrigação expresso em horas,
U_a :	Débito de inalação individual;
U_C :	Entrada (consumo) anual de carne;
U_L :	Entrada (consumo) anual de leite;
U_V :	Entrada (consumo) anual de vegetais;
U_W :	Consumo anual de água do poço ingerida directamente;
U_w :	Entrada (consumo) anual de água;

V :	Velocidade da água subterrânea;
V_d :	Velocidade de deposição por via seca;
V_{exf} :	Velocidade média de exfiltração;
V_g :	Velocidade de queda gravitacional;
V_{inf} :	Velocidade de infiltração;
V_R :	Volume de água removida anualmente do ribeiro;
V_u :	Consumo total anual da água do poço;
V_v :	Velocidade vertical da água que se infiltra;
W_A :	Débito total de água que aflui ao poço;
W_i :	Débito específico de irrigação;
W_{inf} :	Quantidade de água que se infiltra;
W_{rf} :	Débito água em escorrência anual;
X :	Concentração de RDN na atmosfera a x m na direcção do vento, y m na direcção contrária e z m acima do solo;
x :	Distância medida na direcção do vento;
X_{ar} :	Concentração média na atmosfera ao nível médio do solo;
X_{at} :	Concentração do RDN desde a superfície do solo até à camada atmosférica estável;
y :	Distância horizontal transversal a partir do centro da pluma;
y_s :	Valor na fronteira de cada sector;
Y_v :	Produtividade agrícola;
z :	Elevação da superfície;

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Sistema de classificação de carcinogenicidade para um agente.	16
Tabela 3.1	Série do ^{238}U .	38
Tabela 3.2	Repartição das actividades pelos radioisótopos (Bq/Kg).	41
Tabela 6.1	Dados iniciais para a modelagem do transporte atmosférico.	112
Tabela 6.2	Dados iniciais para a modelagem do transporte hidrológico.	120
Tabela 6.3	Resultados da sub-rotina de lixiviação e infiltração.	122
Tabela 6.4	Parâmetros para a estimativa da actividade na barragem.	122
Tabela 6.5	Resultados da simulação da sub-rotina de transporte subterrâneo.	124
Tabela 6.6	Aplicação dos resultados da sub-rotina de transporte subterrâneo à simulação da transferência da água do poço contaminada para os seres humanos.	125
Tabela 6.7	Resultados da simulação do modelo de lixiviação e escorrência superficial.	126
Tabela 6.8	Parâmetros necessários para a simulação da transferência de RDN na cadeia alimentar.	127
Tabela 6.9	Actividades transmitidas pela irrigação para os diversos produtos alimentares.	134
Tabela 6.10	Parâmetros necessários à simulação da entrada dos débitos no organismo.	135
Tabela 6.11	Coefficientes de Dose para o ^{226}Ra .	138
Tabela 6.12	Coefficientes de Risco para o ^{226}Ra .	143
Tabela 6.13	Dados de entrada para a simulação do modelo da biota aquática.	149
Tabela 6.14	Resultados da simulação na biota aquática para o ^{226}Ra .	149
Tabela 6.15	Resultados da simulação na biota aquática para o ^{210}Pb .	152
Tabela 6.16	Resultados da simulação na biota aquática para o ^{238}U .	153
Tabela 6.17	Parâmetros para o cálculo da dose resultante do ^{226}Ra e dos seus descendentes.	155
Tabela 6.18	Resultados da simulação na biota aquática para o ^{226}Ra considerando os seus descendentes do decaimento radioactivo.	155

1 INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Qualquer projecto industrial provoca inevitavelmente alterações sociais, económicas, e ambientais em determinada área de influência relativamente ao seu local de implantação. A comunidade envolvente, em sentido lato, é sempre mais ou menos afectada, qualquer que seja a vertente da componente do viver quotidiano que se considere. Normalmente, as consequências não ambientais assumem um carácter factual não controverso, quer sejam positivas (influência económica regional ou nacional) quer sejam negativas (expropriações, trânsito, ruído). Pelo contrário, as consequências ambientais encontram hoje em dia uma ressonância inevitável na opinião pública. O desconhecimento de agressões ambientais impunes e ignoradas, durante um longo período, gerou no público o inevitável traumatismo da tomada de consciência.

A actividade mineira cria sempre alterações visíveis no meio físico circundante: a poeira, o rebaixamento do nível freático, as alterações topográficas, a desvegetação. É o impacte visual primário, se bem que importante. Simultaneamente, a actividade mineira é também uma indústria do processo e tal como ela gera débitos enormes de sub-produtos não utilizáveis, resíduos sólidos ou efluentes líquidos e gasosos. A acção ambiental destes produtos é, em muitos casos, enorme, e não se esgota na vida útil da mina. Os resíduos sólidos podem ser, sob a acção dos agentes atmosféricos e da actividade microbiana, uma fonte permanente de geração, durante anos ou dezenas de anos, de produtos nocivos.

Os minerais radioactivos acrescentam ainda uma dimensão radiológica à sua influência ambiental. Tal como a anterior, também esta não se esgota com a cessação da sua origem. Perdura, e a sua influência pode estender-se durante anos.

Os elevados volumes de minério e de soluções manipuladas numa operação de exploração e tratamento e minérios radioactivos torna difícil e custoso o confinamento de todas as componentes envolvidas. O vento, a água e os processos biológicos tendem a

provocar a dispersão dos materiais no ambiente e, uma vez dispersos, o seu controlo torna-se impossível. A estimativa do impacte ambiental dos radionuclídeos na vizinhança de uma instalação mineira requer um conhecimento detalhado das quantidades libertadas, das vias de transferência, do grau de acumulação nos tecidos biológicos e correspondente dose de radiação resultante e, finalmente, dos seus efeitos biológicos induzidos.

Os resíduos sólidos duma instalação de tratamento de minérios uraníferos são sempre uma fonte potencial de degradação radiológica do ambiente podendo originar diversos meios de exposição.

1.2 OBJECTIVOS

Com este trabalho pretende-se desenvolver um modelo global paramétrico de avaliação das doses externas geradas directamente por uma barragem de estêreis de resíduos gerados no tratamento hidromineralúrgico de minérios uraníferos (fonte primária) e indirectamente pelas fontes secundárias geradas por estes.

Pretende-se incluir vários mecanismos de libertação (p.e. a suspensão atmosférica, a lixiviação, etc.), quantificando a sua transferência para outros meios de exposição.

Pretende-se que o modelo desenvolvido estime a dispersão ambiental dos contaminantes, em cada sector considerado, originada pela acção de transporte exercida pelos vectores dispersivos. Nos casos em que é possível (transporte atmosférico) pretende-se estimar a distribuição espacial das concentrações.

Pretende-se incluir nos modelos as acções de alteração da concentração motivadas por dispersões difusionais e hidrodinâmicas, por efeitos de retardação através dos processos de transferência entre fases (processos de equilíbrios reversíveis) e por

atenuação através da degradação abiótica, decaimento, alteração estrutural ou transferência irreversível de fase.

Constitui ainda objectivo estimar quantitativamente as concentrações nos locais expostos tais como poços, biota aquática, pasto, etc.

Pretende-se ainda incluir modelos de transporte de concentração dos locais expostos para os meios receptores, quer de origem vegetal (pasto, poeiras nas plantas, etc.), quer de origem animal (gado), quer humana.

Pretende-se ainda agregar os modelos de origem variada, que não se encontravam associados num enquadramento concepcional coerente. Para tal, recorreu-se a um modelo conceptual genérico tendo-se tentado quantificar, através de relações quantitativas retiradas de fontes bibliográficas diversas, percursos ambientais típicos susceptíveis de originar uma exposição a materiais radioactivos de baixa actividade.

2 OS MODELOS CONCEPTUAIS

2 OS MODELOS CONCEPTUAIS UTILIZADOS EM ANÁLISE DE RISCO

RESUMO

A avaliação do risco é uma ferramenta quantitativa usada nos processos de regulamentação, na avaliação da relevância das contaminações e nas decisões de intervir num local para o reabilitar. É um processo através do qual se estima o aumento do risco de dano na saúde pela exposição do corpo humano ou duma comunidade ecológica, a agentes tóxicos e que compreende quatro fases: a identificação do agente tóxico, a avaliação da exposição descrevendo o transporte, a transferência e transformação dos contaminantes, a avaliação da toxicidade fornecendo índices numéricos para calcular o risco e, por último, a caracterização do risco com base na informação obtida e desenvolvida nas etapas anteriores fornecendo uma estimativa quantitativa bem como a incerteza desta.

A incerteza na estimativa do risco pode levar a valores conservativos, especialmente quando a informação é escassa ou pouco fiável. A tendência é fazer considerações que podem sobrestimar o valor do potencial risco garantindo uma margem de segurança na protecção da saúde humana.

2.1 GENERALIDADES

O risco pode ser interpretado como uma constante em todas as actividades humanas. Pode ser definido como a probabilidade de causar um dano, eventualmente doença ou morte, em circunstâncias específicas; pode ser caracterizado através dos potenciais efeitos adversos para a saúde resultantes da exposição dos seres humanos a determinados níveis de contaminações ambientais. A caracterização do risco também incorpora as incertezas inerentes ao processo de aferir o risco.

Em situações em que o dano ambiental pode ser medido, o risco pode ser calculado como a probabilidade de ocorrência de uma determinada acção multiplicada pela severidade do dano:

$$\text{Risco} = \text{Probabilidade} \times \text{Severidade do dano}$$

Na maioria das vezes a severidade do dano não é quantificável e o risco vem definido simplesmente como a probabilidade de ocorrência de um determinado dano.

O risco ambiental representa o risco associado à exposição (ou uma série de exposições) a um dado contaminante. Engloba o modo como a saúde é prejudicada tendo em conta dois factores principais: a quantidade de contaminante a que o organismo está exposto e a sua relação com a quantidade que este pode tolerar; cada pessoa reage de um modo específico, dentro de um padrão geral de comportamento, às situações de risco, física e mentalmente.

A ciência da toxicologia (ciência que estuda os efeitos dos venenos nos organismos) defende o pressuposto que existe uma relação entre a reacção tóxica (ou resposta) e a quantidade de agente recebido (dose), acrescentando que nesta relação existe sempre uma dose abaixo da qual não existem efeitos adversos ou que estes não são mensuráveis.

2.1.1 CONCEITOS ASSOCIADOS AO RISCO

Na definição do risco induzido por substâncias cancerígenas, devem-se distinguir três conceitos importantes (2.1):

- O **risco de fundo** a que toda a população está exposta, na ausência da fonte específica de risco que está a ser estudada; se aproximadamente 25% da população desenvolver um cancro no seu período de vida, o risco de fundo será de 0.25.

- O **risco incremental** é aquele causado por uma determinada fonte; o critério da EPA na definição de carcinogenicidade é um excesso de risco de cancro¹ de 10^{-5} ou 10^{-6} , e que significa que uma pessoa em cada 1 000 000 das que estiveram expostas, contrairá um carcinoma em excesso relativamente ao fundo de 25%.
- O **risco total** que é a soma dos dois tipos de risco.

Pode-se associar ao risco uma actuação temporal dos seus efeitos através dos conceitos de acção **imediate vs. acção lenta**. Um risco com efeitos imediatos (ou agudos) exige uma actuação pronta e eficiente. Um risco com efeitos demorados pode persistir durante um elevado período de tempo sem manifestar efeitos significativos (2.1).

As relações **dose resposta** são usadas na determinação do risco: a dose refere-se à quantidade de um certo agente tóxico a que um ser vivo está exposto e a resposta refere-se à reacção do indivíduo que sofreu a exposição.

2.2 METODOLOGIA PARA A AVALIAÇÃO DE RISCO

A avaliação de risco é um modelo estruturado da previsão dos efeitos de um agente no sistema biológico, quantificando uma avaliação do potencial dano resultante da exposição ambiental ao referido agente.

A avaliação do risco, apesar do elevado grau de incerteza que incorpora, fornece a única ferramenta cientificamente fundamentada para a tomada de decisões no processo de gestão do risco devendo ser utilizada nas decisões importantes como é o caso da reabilitação de locais contaminados.

As publicações da EPA (2.3, 2.4), de um modo idêntico a outras entidades similares, organizam a informação disponível para a avaliação do risco em quatro áreas: identificação dos agentes, avaliação da toxicidade, avaliação da exposição e

¹ O limite depende da situação.

caracterização do risco. A informação disponível compilada deverá satisfazer os seguintes pontos relativos a cada uma das etapas da avaliação do risco:

a) A identificação dos contaminantes: quais são os agentes químicos existentes importantes, que tipo de efeitos adversos podem causar e o que acontece ao agente químico quando entra no corpo humano;

b) A avaliação da toxicidade: deve determinar os índices numéricos de toxicidade para calcular o risco. Pode ser dividida em duas fases:

b.1) Determinar se a exposição ao agente químico pode aumentar a incidência de um efeito adverso particular na saúde.

b.2) A avaliação dose-resposta ou de dose-efeito: quantificar a relação entre a magnitude da exposição e os efeitos adversos.

c) A avaliação da exposição: determinar o transporte e destino dos agentes químicos, identificar os grupos populacionais expostos e o modo como podem ser afectados. Estima o tipo e a magnitude da exposição aos compostos químicos de potencial preocupação, que estão presentes no local ou que migraram. A sua descrição deverá abordar:

c.1) A caracterização da localização da exposição: caracterização do ambiente físico e identificação da utilização dos cenários;

c.2) A identificação das trajectórias de exposição (Fig 2.1);

c.3) A quantificação da exposição.

Nesta fase é analisada uma enorme quantidade de informação que pode ir desde o levantamento dos contaminantes detectados no local, as suas concentrações, a sua distribuição espacial e a compreensão dos mecanismos segundo os quais se podem mover desde a fonte de contaminação até aos potenciais receptores, incluindo a análise da história biológica dos efeitos tóxicos ou carcinogénicos do agente, bem como o seu modo de actuação no organismo e a contribuição para a avaliação da relação dose resposta. Toda a informação disponível acerca dos efeitos do agente é ponderada para estimar a probabilidade de causar efeitos perniciosos no organismo humano.

A selecção dos contaminantes mais susceptíveis de influenciar o ambiente é feita com base em vários critérios: a concentração média do contaminante, a frequência da detecção, a mobilidade e a persistência do contaminante no meio envolvente.

De uma forma geral, o tipo de informação necessária a esta etapa da avaliação do risco pode ser agrupada em:

- A história do local;
- O uso do local;
- Os níveis de contaminante no meio: água superficial e subterrânea, atmosfera, solos e sedimentos;
- As características ambientais que afectam o destino e o transporte da substância química: geológicas, hidrogeológicas, atmosféricas e topografia do local.

2.2.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

O objectivo da avaliação da toxicidade é prever os efeitos adversos nos indivíduos expostos a um agente e fornecer, sempre que possível, uma estimativa da relação entre a extensão da exposição ao agente e a probabilidade do aumento da severidade dos efeitos adversos (relação dose resposta). A definição adoptada pelos toxicologistas descreve esta relação como um processo de avaliação quantitativa da informação da toxicidade caracterizando a relação entre o contaminante administrado ou recebido e a incidência do efeito adverso (cancro, alterações genéticas, etc.) na população exposta. A partir desta relação quantitativa são estimados os valores de toxicidade (no caso da EPA utilizam a dose de referência e o factor de potência cancerígena, *slope factor*, FPC) que podem ser usados para estimar a incidência ou o potencial efeito adverso como função da exposição humana ao agente através da caracterização do risco.

Na prática, a relação dose resposta para substâncias cancerígenas é representada graficamente como a incidência de cancro em excesso relativamente ao risco de fundo, durante o tempo médio de vida (probabilidade), em função da dose. A inclinação desta representação gráfica representa o factor de potência cancerígena, FPC e a probabilidade de ocorrer cancro para uma dada exposição resulta da multiplicação deste factor pela dose. No caso das substâncias não cancerígenas, estima-se a dose de referência, RfD (ou alternativamente a dose diária aceitável DAI, *daily acceptable intake*), que representa a entrada máxima diária de substância tóxica no organismo, sem que se verifique qualquer efeito adverso; a probabilidade de estes ocorrerem é calculada pelo quociente entre a entrada diária máxima e a respectiva RfD.

A avaliação da toxicidade pode seguir uma metodologia faseada (2.2):

- Recolha da informação quantitativa e qualitativa da toxicidade para a substância a ser avaliada;
- Identificação dos períodos de exposição para os quais os valores da toxicidade são necessários;

- Determinação os valores da toxicidade para os efeitos não cancerígenos, FPC;
- Determinação os valores da toxicidade para os efeitos cancerígenos, RfD;

Estes estudos, extremamente complexos, são desenvolvidos por cientistas de formação biomédica especializados em epidemiologia e toxicologia.

2.2.2.1 BASES DE DADOS TOXICOLÓGICAS

A recolha da informação pode ser considerada como o primeiro passo na avaliação da toxicidade devendo prestar-se particular atenção às vias de exposição, à frequência e extensão da exposição e às doses para as quais se prevê que os efeitos adversos possam ocorrer.

A informação necessária pode ser baseada em vários tipos de estudos: investigações epidemiológicas controladas, estudos clínicos e estudos experimentais em animais, e ter origem em diversas fontes, embora apenas algumas possam ser usadas para o cálculo das doses de referência (RfD) e dos factores de potência cancerígena (FPC). Destas fontes de informação destacamos as bases de dados sugeridas pela EPA, nomeadamente a *Integrated Risk Information System* (IRIS), actualizada mensalmente e disponível para consulta *on-line* (2.5). A IRIS é constituída por uma colecção de ficheiros individuais de substâncias químicas que contém informação descritiva e quantitativa nas seguintes categorias: doses de referência crónicas (2.6) para inalação e ingestão, FPC para exposições crónicas ao risco, sumários das acções regulamentares da EPA, dados suplementares dos efeitos perniciosos na saúde, etc.

Outra base de dados com particular interesse, a *Health Effects Assessment Summary Tables* (HEAST), actualizada cada quatro meses e que apresenta a informação da toxicidade (valores de RfD e de FPC) para substâncias químicas específicas em função dos cenários de exposição normalizados (ar, água e solo).

2.2.2.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFEITOS NÃO CANCERÍGENOS

De uma forma geral, os agentes podem ser divididos segundo as suas acções tóxicas em cancerígenos e não cancerígenos.

Os efeitos não cancerígenos revelam-se através de todas as respostas toxicológicas diferentes do desenvolvimento de tumores.

A avaliação dos efeitos não cancerígenos resultantes da exposição ao agente é feita através do valor da dose de referência. Os valores de toxicidade estimados pela EPA (2.7) dependem da via de exposição (ingestão ou inalação), do efeito crítico (embrionários ou outros) e da extensão da exposição que está a ser avaliada (crónica, subcrónica, aguda).

Uma dose de referência crónica é definida como uma estimativa do nível de exposição diário para a população humana, incluindo subpopulações sensíveis, em que não se verifica um risco apreciável de efeitos adversos durante o tempo médio de vida. Este termo foi especialmente desenvolvido para ter um efeito protector numa exposição a longo prazo (períodos de exposição entre 7 anos e o tempo médio de vida, sendo o primeiro valor cerca de 10% da vida média humana). A dose de referência subcrónica é associada a exposições a curto prazo (período de 2 semanas a 7 anos) e a dose de referência aguda foi desenvolvida especialmente para avaliação dos potenciais efeitos num organismo resultantes de uma exposição pontual ao agente (2.2).

A dose de referência é estimada prioritariamente com base na informação contida em estudos incidindo sobre a saúde humana. Se este tipo de informação não existir, a dose de referência é estimada com base em estudos experimentais feitos em espécies animais. Para validar esta extrapolação (2.2) é necessário considerar que os humanos são, pelo menos, tão sensíveis quanto as espécies animais mais sensíveis (aquelas que evidenciam um efeito tóxico mais pronunciado à variação da dose administrada). O efeito caracterizado pela concentração mais baixa que origina efeitos adversos (LOAEL), após

conversões dosimétricas para ajuste às diferentes espécies, é normalmente referido como o efeito tóxico crítico.

O parâmetro de avaliação da toxicidade de uma substância não cancerígena baseia-se no conceito de limiar, caracterizado por um valor abaixo do qual nenhum efeito pode ser observado. O conceito mais representativo desta avaliação é definido pela concentração para a qual não se observam efeitos adversos (NOAEL) e é o parâmetro chave obtido da relação dose-resposta.

2.2.2.3 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFEITOS CANCERÍGENOS

O cancro é um processo da mutação somática que afecta o crescimento e a diferenciação celular. A definição mais completa na bibliografia patológica classifica-o como uma massa de tecido anormal, cujo crescimento excede e está descoordenado relativamente ao crescimento de um tecido normal análogo, e persiste nesta forma após o fim do estímulo que provocou a mudança.

As mutações podem originar tumores malignos e benignos diferenciando-se pela invasão das estruturas envolventes e espalhamento (metástase) para locais afastados do ponto inicial nos primeiros, tal não acontecendo nos benignos.

O processo que vai desde a exposição inicial até ao desenvolvimento claro de um tumor maligno denomina-se carcinogénese. Este processo é definido pela EPA (2.4) como o resultado de um pequeno número de ocorrências moleculares induzindo alterações numa célula levando a uma proliferação incontrolada e, eventualmente, a um estado clínico de doença. Nestes mecanismo não há um nível de exposição a um dado agente que não apresente uma probabilidade finita, embora pequena, de gerar uma resposta cancerígena; nenhuma dose é inócua ao risco.

Na avaliação de risco de cancro, a EPA utiliza uma metodologia faseada: primeiro classifica o agente segundo o seu peso cancerígeno e seguidamente estima o factor potencial cancerígeno através da curva dose resposta. A primeira fase determina se o agente é cancerígeno para os seres humanos sendo classificado relativamente a este parâmetro. A EPA apresenta uma classificação adaptada de *International Agency for Research on Cancer* (IARC 1982), descrita a seguir:

Grupo	Descrição
A	Cancerígeno humano;
B	Provável cancerígeno humano;
B1	Evidência limitada de cancro para os humanos;
B2	Inclui agentes químicos com evidências em animais suficientes, mas inadequadas com os humanos;
C	Possível cancerígeno humano;
D	Não classificáveis como cancerígenos para os humanos: os dados disponíveis são insuficientes;
E	Evidência de não carcinogenicidade para os humanos.

Tabela 2. 1: Sistema de classificação de carcinogenicidade para um agente químico.

A segunda fase tem por base o pressuposto de que se um agente é considerado como um provável cancerígeno para os seres humanos, então pode-se estimar um valor de toxicidade que define quantitativamente a relação entre a dose e a resposta, descrita pelo FPC. Estes factores são calculados, especialmente para os potenciais compostos cancerígenos das classes A, B e C.

Os FPC são medidos como o inverso da dose diária $(\text{mg/kg dia})^{-1}$. A sua estimativa directa, para baixos níveis de exposição, revela-se bastante difícil, quer em estudos epidemiológicos, quer em estudos com animais, sendo necessário desenvolver uma conversão, através de modelos matemáticos (se houver dados suficientes) concebidos para o efeito (2.8), que permita a extrapolação de dados obtidos para doses

elevadas (administradas em estudos experimentais com animais) para doses baixas (previstas como resultantes do contacto dos humanos com o ambiente).

Existem vários modelos de extrapolação para baixas doses documentados na bibliografia consultada, dos quais se destaca o *modelo multi-etapa* recomendado preferencialmente pela EPA.

2.2.3 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

A avaliação da exposição nas suas várias formas data do início do século XX, talvez antes, particularmente no campo da epidemiologia (World Health Organization, WHO, 1983), da higiene industrial (Cook, 1969; Paustenbach, 1985) e da física sanitária (Upton, 1988). A epidemiologia é o estudo da distribuição de uma doença na população e das suas causas, enquanto que os restantes campos lidam principalmente com a exposição ocupacional. A avaliação da exposição combina a informação destas três disciplinas.

Na perspectiva toxicológica, a exposição externa ou administrada a um agente representa o contacto desse agente com a superfície externa do corpo humano (fronteira). Uma avaliação da exposição é uma avaliação quantitativa ou qualitativa desse contacto; descreve a intensidade, a frequência e a duração do contacto e muitas vezes estima os débitos a que o agente atravessa a fronteira do corpo humano (débitos de inalação e ingestão), as trajectórias através das quais se dá o acesso (trajectória de exposição: ingestão, inalação, contacto dérmico), e a quantidade do agente (dose) que efectivamente atravessa as barreiras protectoras e a quantidade absorvida (dose interna).

Uma vez dentro no organismo, o agente pode alojar-se nos pulmões, ou entrar no sangue através do sistema digestivo ou da pele, podendo estar sujeito a diferentes trajectórias internas. A sua distribuição dentro do organismo depende de processos como a absorção. Alguns tecidos podem apresentar afinidades específicas para certos compostos químicos, levando à sua acumulação em locais diferentes do órgão objectivo

para serem libertados ao fim de algum tempo. Este processo é conhecido como armazenagem. Além deste, outros processos podem ocorrer no órgão objectivo: a transformação (não reduz necessariamente a toxicidade da substância) e a eliminação natural pelo organismo.

Na perspectiva ambiental, que é a que interessa a este trabalho, a avaliação da exposição inicia-se com a identificação da fonte, que deve ser tão detalhada quanto possível, seguindo-se a determinação da quantidade de agente tóxico libertado da fonte num período de tempo específico e a forma como se dispersa. A quantidade de agente libertado pode ser medida experimentalmente ou estimada através de modelos matemáticos sendo necessário, neste caso, introduzir parâmetros externos: a distância da fonte aos receptores, a velocidade do vento e direcção, altura da fonte, etc.

As trajectórias ambientais (e os seus constituintes), as populações potencialmente expostas, os cenários de exposição, as concentrações nos pontos de exposição e as doses recebidas constituem a avaliação da exposição que pode ser elaborada na forma de um modelo conceptual cujo objectivo é proporcionar uma compreensão conceptual da exposição aos contaminantes existentes num local, desde a fonte de contaminação, descrevendo os mecanismos de libertação e trajectórias de exposição, até aos receptores.

2.2.3.1 TRAJECTÓRIAS AMBIENTAIS

O percurso de um agente desde a sua libertação até ao contacto com o organismo denomina-se trajectória ou caminho de exposição. A forma como o agente entra no corpo humano é definida como via de exposição ou entrada e pode ocorrer segundo três formas diferentes:

- Ingestão;
- Inalação;
- Contacto dérmico.

O contacto do agente com a superfície exterior do corpo humano representa a exposição (p.e. pele, nariz, boca). Na maioria das vezes o agente encontra-se no ar, na água, no solo e nos sedimentos. A concentração do agente no ponto de contacto representa a concentração da exposição. As suas unidades genéricas são expressas em concentração x tempo de exposição.

O transporte através da barreira fisiológica protectora (tecido epitelial, células pulmonares de revestimento dos alvéolos ou células de revestimento do tracto gastrointestinal) denomina-se absorção.

A exposição resulta do encadeamento de uma sucessão de acontecimentos: a existência de uma fonte de contaminação, a actuação de mecanismos de libertação dos agentes, o transporte através dos vectores dispersivos, a exposição do meio e a recepção. Metodologicamente é necessário identificar as populações potencialmente expostas e sensíveis, os cenários de exposição e efectuar uma estimativa das exposições a curto e longo prazo em termos de dose por via de exposição. Os seus elementos constituintes podem ser descritos por (2.9):

a) Fonte

A fonte de contaminação é constituída pelas substâncias perniciosas. Conceptualmente, pode incluir a fracção do meio ambiente já contaminado; pode ser dividida em fontes primárias, secundárias e terciárias. A contaminação pelas fontes secundárias e terciárias pode resultar da libertação da fonte primária.

A fonte de contaminação primária pode assumir várias formas físicas: sólida, líquida e gasosa, podendo coexistir simultaneamente. Pode derivar da actividade humana como as fontes de contaminação agrícolas (p.e a armazenagem e uso de fertilizantes), industriais (p.e. a deposição de resíduos sólidos, o solo contaminado, os efluentes industriais e emanações gasosas do processo fabril) e residenciais (p.e. os resíduos sólidos urbanos e efluentes domésticos) ou ter origem em processos naturais (p.e. substâncias naturais existentes nas rochas ou nos solos).

As fontes de contaminação podem exercer a sua acção em contacto directo com o meio exterior, podendo dispersar os seus constituintes nas linhas de água, no solo e na atmosfera causando a contaminação destes meios, ou actuar em recintos delimitados (p.e. casas e garagens), podendo ficar aprisionados nestes locais originando um efeito de acumulação.

b) Libertação

Um mecanismo de libertação é o processo através do qual o agente e os seus constituintes tóxicos são libertados ou induzidos a deixar a fonte de contaminação. Pode ser um mecanismo físico, químico ou térmico. A natureza física e química do agente na fonte de contaminação e a sua envolvente (acidez, alcalinidade, propriedades sorptivas do meio receptor, etc.) podem influenciar o mecanismo de libertação.

Podem-se verificar vários mecanismos de libertação simultaneamente na fonte de contaminação, como consequência dos processos físicos ou químicos que ocorrem: a força da gravidade, o gradiente hidráulico, a escorrência superficial, a erosão do vento, a lixiviação, a solubilidade, etc.

Os principais processos de libertação que ocorrem frequentemente são a lixiviação, a volatilização e a suspensão:

b.1) A lixiviação consiste na remoção de compostos químicos solúveis pela passagem da água através do solo. Se encarada como um processo de libertação, deve ser complementada pela descrição do movimento das substâncias químicas solúveis pela infiltração na superfície do solo e pode ser interpretada como um mecanismo combinado da força gravitacional, do gradiente hidráulico e da solubilidade.

b.2) A volatilização depende das características químicas das substâncias perniciosas (massa molecular, pressão de vapor, constante de Henry, etc.), da temperatura ambiente, da velocidade do vento e da área exposta. Através desta

transferência as substâncias perniciosas e os seus constituintes são libertados das superfícies (sólida ou líquida) para a atmosfera. Este mecanismo ocorre preferencialmente nos compostos químicos orgânicos voláteis.

b.3) A suspensão de partículas na atmosfera pode resultar da força imposta pelo movimento do vento próximo da superfície terrestre ou podem ser consequência da acção mecânica (distúrbio mecânico do solo) que remove as substâncias perniciosas e os seus constituintes, na forma particulada, da fonte para a atmosfera. Este mecanismo ocorre frequentemente em metais e compostos químicos orgânicos semi-voláteis.

c) Transporte

Os contaminantes que são libertados da fonte vão ser transportados, transferidos ou transformados. O transporte dos contaminantes envolve o movimento pelos processos de advecção, de difusão e de dispersão hidrodinâmica. A transferência dos contaminantes para outro meio ou local de armazenagem (transferência de fases) resulta da actuação de outros mecanismos (p.e. a sorção). Em alguns casos, os contaminantes são transformados noutros produtos que podem ser mais tóxicos do que o composto químico original.

De uma forma geral, o transporte dos contaminantes pode ocorrer por acção de dois vectores de dispersão, a água (subterrânea e superficial) e a atmosfera, originando dois sistemas de transporte distintos.

c.1) O transporte hidrológico representa o movimento dos contaminantes pela acção dum fluxo (água) que tanto pode ser livre (escozência superficial) como pode percorrer uma matriz porosa ou um sistema fracturado sendo afectado em cada caso, por vários processos mecânicos e geoquímicos. Dentro dos processos geoquímicos pode-se referir a adsorção nas superfícies minerais (interna ou externa), a precipitação, a especiação, o transporte coloidal, a biofixação, a complexação, a permuta iónica e as interacções na matéria orgânica natural. A

concentração é ainda alterada pelos processos mecânicos de transporte, a advecção e os efeitos de dispersão (dispersão hidrodinâmica) além da difusão molecular.

c.1.1) A advecção é o processo através do qual os solutos são transportados pelo movimento da massa de água. A quantidade de soluto transportado é uma função da sua concentração na água bem como do fluxo desta .

c.1.2) A dispersão hidrodinâmica resulta da tendência do soluto se dispersar da trajectória linear que seguiria se só existisse o fenómeno da advecção. Origina a diluição do soluto e ocorre devido às variações espaciais na velocidade do fluxo subterrâneo e à mistura mecânica durante a advecção originado por um percurso sinuoso através dos poros e dos canais que constituem o meio. Desta forma, quando a dispersão hidrodinâmica ocorre no processo de transporte do soluto, a contaminação subterrânea vai cobrir uma região muito mais vasta do que no caso de pura advecção, com a correspondente redução nas concentrações máximas e médias do contaminante.

c.1.3) A difusão molecular ocorre devido à agitação térmica das partículas do soluto e também contribui para o processo de dispersão, originando um movimento na direcção do seu gradiente de concentração. A difusão dos contaminantes existentes na água movendo-se dentro dos meios geológicos pode ser uma forma importante de atrasar o transporte dos contaminantes dissolvidos. A difusão para um dado contaminante depende de propriedades que são intrínsecas à espécie química, assim como das propriedades do meio envolvente.

Obviamente, existe uma grande quantidade de reacções geoquímicas possíveis que podem afectar o transporte dos contaminantes. Muitas destas reacções não se podem prever claramente (especiação). De uma forma prática, o conceito importante a reter é a remoção de uma parte do soluto da solução, independentemente do processo. Por este motivo nos modelos matemático genéricos se adopta um termo (coeficiente de distribuição, K_d) que descreve o grau de retardamento do contaminante relativamente ao fluxo que o transporta.

c.2) No **transporte atmosférico** podem ocorrer vários processos de movimentação dos contaminantes; a dispersão atmosférica, a suspensão, a re-suspensão e a deposição.

c.2.1) Dispersão: as emissões de partículas e as libertações gasosas para a atmosfera são dispersas a vários débitos em resposta a numerosos factores naturais que controlam o seu transporte. Estes factores são representados pela direcção e velocidade do vento e pela turbulência atmosférica. O vento tem um papel importante na advecção das partículas transportadas; além de controlar a direcção do movimento do contaminante, dilui as libertações contínuas (quanto maior a velocidade do vento maior o volume de ar por unidade de contaminante libertado e maior é a diluição);

c.2.2) A suspensão das partículas resulta da acção do vento que as mantém suspensas impedindo-as de depositar mais rapidamente;

c.2.3) A re-suspensão do solo contaminado pode ter origem em três processos diferentes: a re-suspensão devido à força do vento, a re-suspensão mecânica e a re-suspensão local. Quer a re-suspensão mecânica quer a local resultam da perturbação mecânica do solo, diferindo nos padrões de dispersão das partículas: a mecânica é abordada no cálculo da dispersão dos contaminantes na direcção do vento, enquanto que a re-suspensão local afecta os receptores na vizinhança imediata, antes de ocorrer a dispersão.

c.2.4) A deposição das partículas transportadas pelo solo pode ocorrer devido a três processos essenciais: a força gravitacional, a deposição por via húmida e a deposição por via seca. A primeira é consequência da força da gravidade; a deposição por via húmida resulta do transporte de uma substância existente na atmosfera para a superfície da terra através da chuva ou da neve, e a deposição por via seca consiste na transferência directa para as superfícies naturais como o solo, a vegetação, água ou neve, pela sedimentação no próprio ar.

d) Transferência entre fases

Para além do mecanismos de transporte referidos anteriormente, podem ocorrer diversas reacções químicas e biológicas que afectam o destino dos contaminantes no subsolo: a atenuação, a retardação e o incremento da mobilidade.

d.1) A retardação refere-se aos processos que impedem o transporte dos contaminantes quer pela sua remoção, quer pela sua imobilização a partir de um estado livre (a solução aquosa ou vapor). Alguns exemplos das reacções de retardação são descritas por: sorção, precipitação, permuta iónica, filtração orgânica ou inorgânica. Nos processos de retardação os contaminantes imobilizados não são transformados e as reacções são reversíveis. A inversão da reacção ocorre por acção da lei das massas, quando a concentração do contaminante na solução aquosa é baixa, regressando estes à solução aquosa durante um período mais ou menos longo, originando uma pluma de contaminação.

d.2) A atenuação refere-se a dois tipos de processos: a remoção irreversível e a transformação. Na atenuação, a massa do contaminante é reduzida, contrariamente ao que se passa na retardação. Um exemplo é a transferência do contaminante de uma fase para a outra (volatilização). Nos tipos mais vulgares de atenuação ocorre a transformação da estrutura molecular da substância (reacção de oxidação-redução). Dentro dos exemplos dos processos de atenuação contam-se: as reacções de oxidação-redução, as reacções biológicas de oxidação-redução, a hidrólise e a volatilização.

d.3) Por último, podem ainda ocorrer processos que **incrementam a mobilidade** dos contaminantes no subsolo, como é o caso da dissolução das substâncias orgânicas e a complexação de iões metálicos. Estes processos denominam-se por incremento da mobilidade e como exemplos podem-se citar: a co-solvatação, a ionização, a dissolução, a complexação e a partilha entre fases imiscíveis.

d.4) A transferência entre fases através quer da água subterrânea quer da água superficial pode ainda ocorrer sobre a forma de volatilização.

d.4.1) A **volatilização** resulta da conversão dos constituintes químicos voláteis da água subterrânea em vapor e que posteriormente podem ser transferidos para a atmosfera. Esta conversão é comandada por variáveis como a pressão de vapor e a superfície de contacto da água com o ar.

d.4.2) Pode ainda ocorrer um fenómeno conjunto de transporte e transferência que denominamos pela **suspensão** das partículas. Ocorre pela formação natural de coloides com a consequente aderência de contaminantes aos coloides. Resulta numa forma de transporte ou retardação que envolve o movimento e a retardação mecânica dos contaminantes aderentes suspensos na água.

e) Locais Expostos

Os locais expostos representam a interface de contacto entre a contaminação dispersa pelas vias de transferência e os receptores. Os locais expostos mais comuns incluem: o solo, os sedimentos, a água subterrânea (poços), água superficial (linhas de água), a atmosfera, os produtos alimentares e a biota. Desta forma os contaminantes encontram-se disponíveis para absorção por um organismo (receptor humano ou ecológico) através das barreiras protectoras.

f) Meios Receptores

Os receptores podem ser espécies humanas ou ecológicas que estão potencialmente expostas a contaminantes existentes na área da fonte ou em locais para onde os contaminantes foram transportados. Um receptor pode estar exposto às substâncias perniciosas através de várias trajectórias de exposição.

Muitos tipos de receptores ou espécies podem ser expostas aos agentes libertados e transportados da fonte para o meio de exposição. As trajectórias de

exposição ficam completas apenas com a avaliação dos receptores significativos. Estes receptores devem ser os que têm o maior alto grau de exposição, baseado nas considerações dos padrões de exposição (frequência, duração, e débito de contacto). No caso dos receptores ecológicos, qualquer espécie identificada como ameaçada ou em perigo também deve ser considerada.

g) População Exposta

A análise do modelo deve incluir a identificação da população susceptível de exposição:

g.1) População actual na vizinhança do local;

g.2) População futura na vizinhança do local;

g.3) Grupos de população de especial preocupação: idosos, crianças, grávidas, doentes;

g.4) Potenciais trabalhadores no local durante a remediação.

h) Cenários de Exposição

Uma vez definidas as trajectórias e as populações há que identificar os cenários de exposição e classificá-los de acordo com as utilizações actuais e futuras do local. Para isso recorre-se a cenários tipo:

h.1) Comercial, a estimativa é feita normalmente para determinar se existem riscos potenciais inaceitáveis;

h.2) Industrial;

h.3) Residencial (uso residencial), a exposição neste cenário é a mais restritiva para todos os grupos etários, uma vez que daqui resultam as maiores exposições e com os maiores riscos;

h.4) Recreacional (uso recreativo), particularmente aplicável a estudos de avaliação de risco em lâminas de água onde se possam praticar desportos;

i) Concentrações nos Ponto de Exposição

Os pontos de exposição definem as localizações dos receptores para os vários cenários. São identificados para cada cenário de exposição e cada trajectória de exposição.

As concentrações nos pontos ou meios de exposição devem ser estimadas para cada uma das fases anteriores, incluindo todas as trajectórias (ar, águas subterrâneas e superficiais, solos, sedimentos e produtos alimentares). Para actualização dos dados deve-se proceder a uma monitorização, sempre que possível.

Para estimativas futuras deve-se incluir a situação actual (estado "zero") e formular hipóteses baseadas em experiências anteriores ou em modelos matemáticos. Através de uma análise de sensibilidade é possível identificar quais as variáveis de entrada com maior impacto no cálculo do risco.

j) Doses Recebidas

A estimativa das doses para os vários agentes aos quais os receptores são potencialmente expostos constitui o passo final da avaliação de exposição e o *input* para o passo seguinte da caracterização do risco.

As vias de exposição interna são a ingestão, a inalação e o contacto dérmico. Poderão ser analisadas outras vias de exposição de acordo com a localização do agente envolvido (exterior ao corpo humano) como é o caso de

agentes radioactivos para os quais se considera, além das vias já mencionadas, a submersão no ar e a exposição ao solo contaminado através da irradiação deste.

A partir da estimativa das concentrações dos agentes nos pontos (ou meios) de exposição pode-se prever a dose de entrada² (quantidade de agente absorvido pelo corpo) através de modelos desenvolvidos para o efeito. Existem vários modelos disponíveis, entre os quais se destacam os publicados pela EPA, uma vez que são de divulgação mais intensa e acessível. No caso dos agentes radioactivos, as doses são estimadas através da combinação das concentrações no meio de exposição externa, ou débitos de entrada no meio de exposição interna, calculadas através dos modelos matemáticos, com factores de conversão da dose (2.10, 2.11), também desenvolvidos pela EPA.

No cálculo das doses consideram-se os parâmetros característicos do local e da população em estudo (débitos de entrada no organismo, débito de irrigação, débitos fraccionados da alimentação aos animais, tempo médio de vida, etc.). Estes parâmetros podem ser recolhidos no local.

2.2.4 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

A caracterização do risco combina os resultados da avaliação da exposição e da relação dose resposta, estimando o índice de toxicidade (de substâncias não cancerígenas) e o aumento de risco de cancro, durante o tempo médio de vida, para um indivíduo exposto à dose máxima prevista. A caracterização e posterior avaliação de risco podem ser apresentadas em várias formas: a distribuição do risco individual, expressa como a estimativa do número de pessoas expostas a vários níveis de risco, o risco de

² As doses podem ser classificadas em: dose administrada (representa a quantidade de um agente tóxico ao qual o corpo é exposto), dose de entrada ou de admissão (a quantidade de agente absorvido pelo corpo) e a dose objectivo ou efectiva (a quantidade de agente que atinge o órgão objectivo).

cancro na população expresso como o número do aumento da incidência de cancro (número de casos novos por ano) para todas as pessoas expostas ao agente tóxico.

Para a caracterização do risco é feita uma selecção dos itens principais abordados nas fases anteriores e na qual deve constar a seguinte informação:

- Conclusões primárias acerca do agente, da relação dose resposta e exposição;
- Suporte da informação usada e métodos analíticos;
- Estimativa do risco e suas incertezas;
- Extensão da extrapolação da estimativa do risco a partir de dados observados para os níveis de exposição de interesse (margem de exposição) e sua implicação na precisão da qualificação do risco;
- Validade e limitações dos dados e das análises;
- Comparações com análises de risco similares com outras origens ou com uma avaliação do mesmo problema feita por outra organização.

A caracterização do risco pode ser feita em duas fases: numa primeira fase apresenta-se a estimativa numérica do risco inerente aos agentes cancerígenos e não cancerígenos para os receptores em todos os cenários considerados e numa segunda fase realiza-se a interpretação dos resultados de forma a que esta possa ser aplicada nos processos de tomada de decisão.

A incerteza na estimativa do risco pode levar a valores conservativos, especialmente quando a informação é escassa ou incerta, a tendência é fazer considerações que podem sobrestimar o valor do risco potencial garantindo uma margem de segurança na protecção da saúde humana.

3 O IMPACTE RADIOLÓGICO

3 O IMPACTE RADIOLÓGICO DAS BARRAGENS DE ESTÊREIS

RESUMO

A armazenagem de resíduos sólidos tóxicos é imposta pela preocupação ambiental de tentar confinar eficazmente os resíduos sólidos bem como os seus constituintes químicos e radioactivos.

O isótopo de urânio ^{238}U compreende cerca de 99% de todo o urânio natural, devendo-se a restante parte aos isótopos ^{235}U e ^{234}U . No minério de urânio os radionuclídeos encontram-se em equilíbrio relativamente ao elemento do topo da série, sendo este equilíbrio rompido pelo tratamento hidromineralúrgico. O desequilíbrio resultante pode ser originado por processos físicos ou químicos, como por exemplo a libertação do radão ou as diferenças de solubilidade nos descendentes do ^{238}U .

Os isótopos resultantes do decaimento radioactivo do ^{238}U e que, além deste último, vão estar presentes no resíduo, são o ^{230}Th , o ^{226}Ra , o ^{222}Rn , o ^{210}Pb e o ^{210}Po . Destes isótopos os de maior preocupação ambiental são o ^{222}Rn no estado gasoso, produzido continuamente em larga escala, emanando para a atmosfera e decaindo originando uma série de descendentes (^{210}Pb e ^{210}Po) que podem ser dispersos pelos agentes atmosféricos, e o ^{226}Ra na água, podendo ser disperso pelo transporte hidrológico, afecta directa e indirectamente o homem, os animais e ainda a biota aquática; todos os receptores intermédios têm uma ligação final ao receptor principal, o corpo humano.

A fracção sólida do resíduo contém cerca de 70% dos constituintes radioactivos totais originalmente presentes no minério, incluindo quase toda a quantidade dos isótopos de ^{230}Th e ^{226}Ra . Estes sólidos representam uma potencial fonte de contaminação para o ambiente circundante, a menos que sejam eficazmente confinados e mantidos. A exposição ao perigo destes resíduos poderá ter origem na instabilidade das estruturas que constituem o confinamento do resíduo, levando a perdas acidentais

dos sólidos, perda dos finos devido à acção do vento, erosão pela água, e percolação das águas da chuva através dos sólidos que transportam os contaminantes dissolvidos até às camadas profundas do solo (nomeadamente os aquíferos).

3.1 INTRODUÇÃO

A actividade mineira produz resíduos resultantes das operações de beneficiação dos minérios. Sendo uma indústria de processo, gera débitos elevados de sub-produtos não utilizáveis, resíduos sólidos ou efluentes líquidos e gasosos. A acção ambiental destes produtos é, em muitos casos, enorme não se esgotando com a vida útil da mina. Os resíduos sólidos podem ser, sob a acção dos agentes atmosféricos e da actividade microbiana, uma fonte permanente de geração, durante anos, ou dezenas de anos, de produtos nocivos.

O armazenamento dos resíduos surge da necessidade de os confinar prevenindo a dispersão dos seus constituintes químicos e radioactivos em concentrações que excedam os limites aceitáveis. Este armazenamento constituirá sempre uma potencial fonte de contaminação do meio circundante, pois estará sujeito à acção contínua dos agentes erosivos externos. Em adição à deposição dos resíduos sólidos, outras formas físicas, incluindo pequenas quantidades de gases, vapores e poeiras podem ser descarregadas na atmosfera, em vários estágios.

3.2 ALGUNS CONCEITOS SOBRE RADIOACTIVIDADE

3.2.1 O DECAÍMENTO RADIOACTIVO

O decaimento radioactivo é descrito por uma equação exponencial, que traduz uma cinética de 1.º ordem: o que significa que a velocidade de decaimento é proporcional

ao número de átomos da substância radioactiva existente nesse instante. Se $N(t)$ for o número de átomos existentes numa amostra radioactiva no instante t , o número de átomos desintegrados por unidade de tempo é dado por (3.1):

$$-\frac{dN}{dt} = \lambda N \quad \text{Eq. 3. 1}$$

a constante λ é designada pela constante do decaimento radioactivo ou constante de desintegração, típica do nuclídeo, sendo independente do seu estado físico ou da sua combinação química. Por integração, resulta:

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad \text{Eq. 3. 2}$$

sendo N_0 o número de átomos presentes no instante $t = 0$.

A velocidade de desintegração, não é, em geral, medida directamente, mas através de uma grandeza que lhe é proporcional, a actividade, A' , que se relaciona com a velocidade de decaimento através de uma constante C , denominada coeficiente de detecção¹. Neste seguimento, a Eq 3.2 passa a ter a forma:

$$A' = A_0 e^{-\lambda t} \quad \text{Eq. 3. 3}$$

A velocidade do decaimento radioactivo pode ser expressa em termos de período ou semi-vida, como sendo o intervalo de tempo necessário para que o número de átomos seja reduzido a metade por desintegração nuclear. Fazendo $N = N_0 / 2$ na forma integral da lei de desintegração, e designando por T o período, obtemos:

¹ O coeficiente de detecção depende do instrumento de medição utilizado, da geometria do sistema (há posições em que se detectam muito mais partículas do que em outras), da espessura da fonte e do seu afastamento.

$$-\frac{N}{2} = N_0 e^{-\lambda t} \quad \text{Eq. 3. 4}$$

e $\lambda t = \ln 2 = 0.693$. Portanto, o intervalo de tempo necessário para que o número de átomos se reduza a metade é constante. Como T se exprime em unidades de tempo, a constante λ exprime-se em unidades inversas (T^{-1}).

Quando a velocidade de formação de um elemento, a partir do seu progenitor, for igual à velocidade a que se está a desintegrar para formar o membro seguinte da série, a combinação diz-se em equilíbrio. A velocidade de desintegração é uma característica de cada isótopo e é usualmente referida em termos de período de semi-vida.

O equilíbrio radioactivo implica que os nuclídeos presentes se desintegram com a mesma velocidade: o número de átomos que se desintegram por unidade de tempo é o mesmo para todos os nuclídeos.

Os desequilíbrios radioactivos que ocorrem naturalmente podem ser provocados por processos físicos ou químicos. Um exemplo de um processo físico causador do desequilíbrio é a libertação do Rn, que é o único gás descendente radioactivo do ^{238}U . Os desequilíbrios com origem química ocorrem devido à diferença de solubilidade. Por exemplo, o ^{234}Th e o ^{226}Ra , descendentes do ^{238}U são relativamente insolúveis. O ^{238}U é relativamente solúvel e portanto pode ser lixiviado, transportado e precipitado noutra local. Todos os minérios constituintes do urânio contém $3.7 \cdot 10^{-10}$ partes em peso de rádio por uma parte de urânio, um efeito que significa a inexistência de equilíbrio, como também mostra que o rádio é uma etapa na desintegração do urânio.

O decaimento radioactivo do isótopo de urânio inicia-se no topo da sucessão da cadeia do nuclídeo, em que cada elemento se transforma espontaneamente, por desintegração radioactiva, no nuclídeo seguinte da série até atingir um elemento estável. O primeiro membro, ^{238}U , é denominado o progenitor, os membros intermédios (16 nuclídeos metálicos pesados) são denominados descendentes e o membro final estável, o produto de decaimento.

Estas transformações espontâneas envolvem a emissão, a partir do núcleo, de partículas α , β , ou raios γ . Dos três tipos de radiação, as partículas α são as menos penetrantes. Não são perigosas a menos que a substância emissora (o emissor α) tenha entrado no organismo. As partículas β também apresentam baixo poder penetrante e são de insignificante preocupação a menos que entrem no corpo humano. Os raios γ , assim como os raios X, são radiações electromagnéticas intensamente energéticas.

3.2.2 UNIDADES DE RADIAÇÃO, TERMOS E MEDIDAS

A unidade de referência mais utilizada para a radiação é o Bequerel (Bq). O Bequerel é a unidade SI de actividade de uma fonte radioactiva. Define-se como a actividade de uma quantidade de nuclídeo radioactivo para a qual o número de transições nucleares espontâneas por segundo é igual a um (3.2).

O Curie (Ci) é a actividade de uma quantidade de nuclídeo radioactivo para a qual o número de transições nucleares espontâneas por segundo é de $3.7 \cdot 10^{10}$ ($1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$) (3.2).

A exposição às radiações e a consequente dose recebida é expressa utilizando três unidades designadas por rontgen, gray e Sievert. Estas três unidades estão relacionadas com a absorção de radiações ionizantes mas não são idênticas entre si.

O rontgen (R) refere-se à quantidade de exposição aos raios X ou às radiações γ , necessárias para produzir iões que transportam uma unidade de carga, num certo volume de ar, nas condições de pressão e temperatura normais (3.2). É uma unidade especial, provisoriamente mantida no SI, para exprimir a exposição aos raios X ou aos raios γ .

O gray (Gy) é a unidade SI de dose absorvida (distingue-se da definição de exposição porque se refere à energia realmente absorvida pelo material irradiado). Define-se como a dose absorvida num elemento de matéria de massa 1 Kg à qual os

raios ionizantes comunicam de um modo uniforme uma energia de 1 Joule ($1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/Kg}$) (3.2).

O rad (rad ou rd) é uma unidade especial que foi e ainda é utilizada para exprimir a dose absorvida de raios ionizantes. A utilização do rad é provisoriamente autorizada pelo SI. O rad (*radiation absorption dose*) (3.2) é definido como a quantidade de qualquer radiação ionizante que conduz 100 ergs de energia por grama de matéria irradiada ($1 \text{ rd} = 10^{-2} \text{ Gy}$).

As unidades de equivalente no domínio da radioprotecção são o Sievert (Sv) (no sistema internacional) e o rem. Ambas medem a dose absorvida mas distinguem-se do gray e do rad porque relacionam o tipo de radiação com os efeitos biológicos relativos.

O rem é uma unidade de medida das doses radioactivas recebidas pelo homem: abreviatura de "*rontgen equivalent man*". O efeito da dose absorvida pode variar em função da natureza do raio e do organismo atingido, e é por esta razão que se define um "equivalente de dose", numericamente igual ao produto da dose absorvida expressa em rad por um "factor de qualidade" (FQ) e $1 \text{ rem} = 1 \text{ rad}$ (3.2).

Por definição, o rem é a quantidade de qualquer tipo de radiação que produz o mesmo efeito biológico no corpo que 1 rad de radiação X ou γ . A conversão de rads ou rontgens para rem depende do tipo de radiação, mas em grande parte das aplicações práticas 1 rad equivale a 1 rontgen e equivale a 1 rem apenas quando estão envolvidas radiações X ou γ . Os rads devem ser multiplicados por factores correctivos para obter os rem quando se pretende avaliar os efeitos biológicos relativos de outros tipos de radiações. Quando se trata de radiações corpusculares com massa elevada, tal como neutrões, prótons ou partículas de ainda maior massa, os factores correctivos podem ser muito elevados, indo mesmo até 20. As doses de radiações mistas calculadas em termos de rem são consideradas aditivas.

O Sievert (Sv) é a unidade SI de equivalente de dose no domínio da radioprotecção. O Sievert é igual ao Joule por quilograma, $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$.

A exposição e a dose também podem ser referidas em termos de velocidade, caso em que são expressas em grays ou em rads por minuto, rontgen por hora, etc. Normalmente utiliza-se o submúltiplo milirads por hora.

3.2.3 RADIONUCLÍDEOS COM OCORRÊNCIA NATURAL

Quase todos os isótopos radioativos naturais pesados podem ser agrupados apenas em 3 famílias: a do ^{238}U , a do ^{235}U e a do ^{232}Th . Os últimos descendentes estáveis são 3 isótopos do chumbo, respectivamente o ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb . Todos os elementos com número atômico superior ao do chumbo são radioativos.

As famílias ^{238}U e ^{235}U estão, geralmente, reunidas no mesmo mineral, do que resulta uma maior radioatividade no mineral bruto do que no concentrado. Qualquer dessas famílias radioativas, com todos os seus elementos, emite muito mais radiações que o seu progenitor principal.

3.3 FAMÍLIA DO URÂNIO-RÁDIO

A série do urânio ^{238}U , representada na Tabela 3. 1, tem início com o isótopo principal do urânio, o ^{238}U . Este isótopo decai por emissão α formando o ^{234}Th . Este decai por emissão β originando o ^{234}Pa . O tório, Th, é muito instável e tem um período de semi-vida de 24 dias e o protactínio, Pa, é ainda mais estável com um período de 1.14 minutos. Logo de seguida têm lugar 5 emissões α sucessivas, o ^{214}Pb que por novas transformações α e β vai dar origem ao ^{206}Pb , que é um isótopo estável do chumbo e o termo final da série. Alguns nuclídeos podem decompor-se por 2 processos, α e β , como é o caso do ^{214}Bi no qual ocorre uma desintegração ramificada: 99.96% dos átomos decaem emitindo radiações β originando o ^{214}Po , que por sua vez se desintegra originando o ^{210}Pb . No segundo ramo, 0.04% dos átomos decaem para ^{210}Ti por emissão α ; este último desintegra-se por uma emissão β originando também o ^{210}Pb .

Depois de 14 desintegrações sucessivas α ou β , obtém-se um isótopo estável, ^{206}Pb . É desta forma que os átomos de cada um dos isótopos muito instáveis se renovam sem esgotar à medida que desaparecem, graças à fonte de urânio de longo período (o período de semi-vida do ^{238}U é de $4.5 \cdot 10^{10}$ anos) que continuamente lhes dá vida. O ^{238}U é verdadeiramente o pai de todos esses isótopos instáveis, que sendo filhos uns dos outros, constituem uma família ou série radioactiva. Estes átomos existiram misturados com o urânio e são constantemente reformados. O número deles mantém-se constante, segundo o equilíbrio radioactivo.

Nuclídeo	Emissor	Períodos	Unidades	Constantes de decaimento	Vida média
^{238}U	α	$4.15 \cdot 10^9$	Anos	$1.537 \cdot 10^{-10}$	$6.507 \cdot 10^9$
^{234}Th	β	24.1	Dias	0.0287613	34.8
^{234}Pa	β	1.14	min	0.6080238	1.6
^{234}U	α	$2.69 \cdot 10^5$	Anos	$2.577 \cdot 10^{-6}$	388084.97
^{230}Th	α	$8.30 \cdot 10^4$	Anos	$8.351 \cdot 10^{-6}$	119743.69
^{226}Ra	α	$1.62 \cdot 10^3$	Anos	0.0004279	2337.2
^{222}Rn	α	3.82	Dias	0.1814521	5.51
^{218}Po	α	3.05	min	0.0072614	4.40
^{214}Pb	α	26.8	min	0.0258637	38.66
^{214}Bi	α, β	19.7	min	0.0351851	28.42
^{210}Ti	β	1.32	min	0.5251115	1.90
^{214}Po	α	$1.50 \cdot 10^{-4}$	s	4620.9812	0.0002164
^{210}Pb	β	22	Anos	0.0315067	31.7
^{210}Bi	β	5	Dias	0.1386294	7.2
^{210}Po	α	140	Dias	0.0049511	202.0
^{206}Pb					

Tabela 3. 1: Série do ^{238}U .

Fonte: Radiações e Impacte Radiológico.

Esta é a única família de nuclídeos que vamos abordar, uma vez que para o caso dos resíduos sólidos provenientes da mineração e do tratamento do minério de urânio, os isótopos presentes são: ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po . Os radioisótopos que mais contribuem para o detrimento radiológico total são o radão, Rn, para o ar e o rádio, Ra, na água. Em condições climáticas favoráveis (como é o caso de um clima seco), os

isótopos de vida longa, nomeadamente o ^{230}Th , poderão ter um contributo no detrimento radiológico total através do arrastamento de poeiras.

No modelo matemático desenvolvido, assumiu-se os elementos da cadeia do ^{238}U como os únicos RDN presentes nas trajectórias consideradas, não entrando em linha de conta com os elementos intermédios do decaimento. O caso do ^{226}Ra , que sofre um decaimento directo para o ^{222}Rn , não constitui excepção ao pressuposto anterior, uma vez que nos meios e nas trajectórias de exposição descritos no modelo conceptual qualitativo adaptado (Fig. 3.1), o qual serviu de base para o modelo matemático, estes dois nuclídeos não aparecem associados.

3.4 O IMPACTE DOS MINÉRIOS RADIOACTIVOS

3.4.1 O PROBLEMA RADIOLÓGICO

O urânio, tal como aparece na natureza corresponde a uma mistura dos isótopos ^{238}U , na percentagem de 99.28%, ^{235}U , na proporção de 0.71% e ^{234}U na proporção de 0.0054 (3.2).

Os períodos de semi-vida para os três isótopos são, respectivamente, $4.51 \cdot 10^9$, $7.1 \cdot 10^8$ e $2.48 \cdot 10^5$ anos, ordenando os isótopos por ordem decrescente do número de massa. Estes isótopos são extraídos, com rendimento variável, durante a lixiviação. Grande parte dos restantes radioelementos que constituem as famílias do ^{238}U e do ^{235}U não são dissolvidos, sendo repartidos pelos diferentes resíduos sólidos.

No minério, os RDN encontram-se em equilíbrio radioactivo relativamente à cabeça da sua série. Este equilíbrio é rompido pelo tratamento dos minérios. Na série do ^{238}U os quatro primeiros RDN são facilmente solúveis (^{238}U , ^{234}Th , ^{234}Pa , ^{234}U). O ^{230}Th e os seus nove descendentes radioactivos mantêm-se em equilíbrio nos resíduos sólidos representando 71% da actividade inicial da série do ^{238}U no minério.

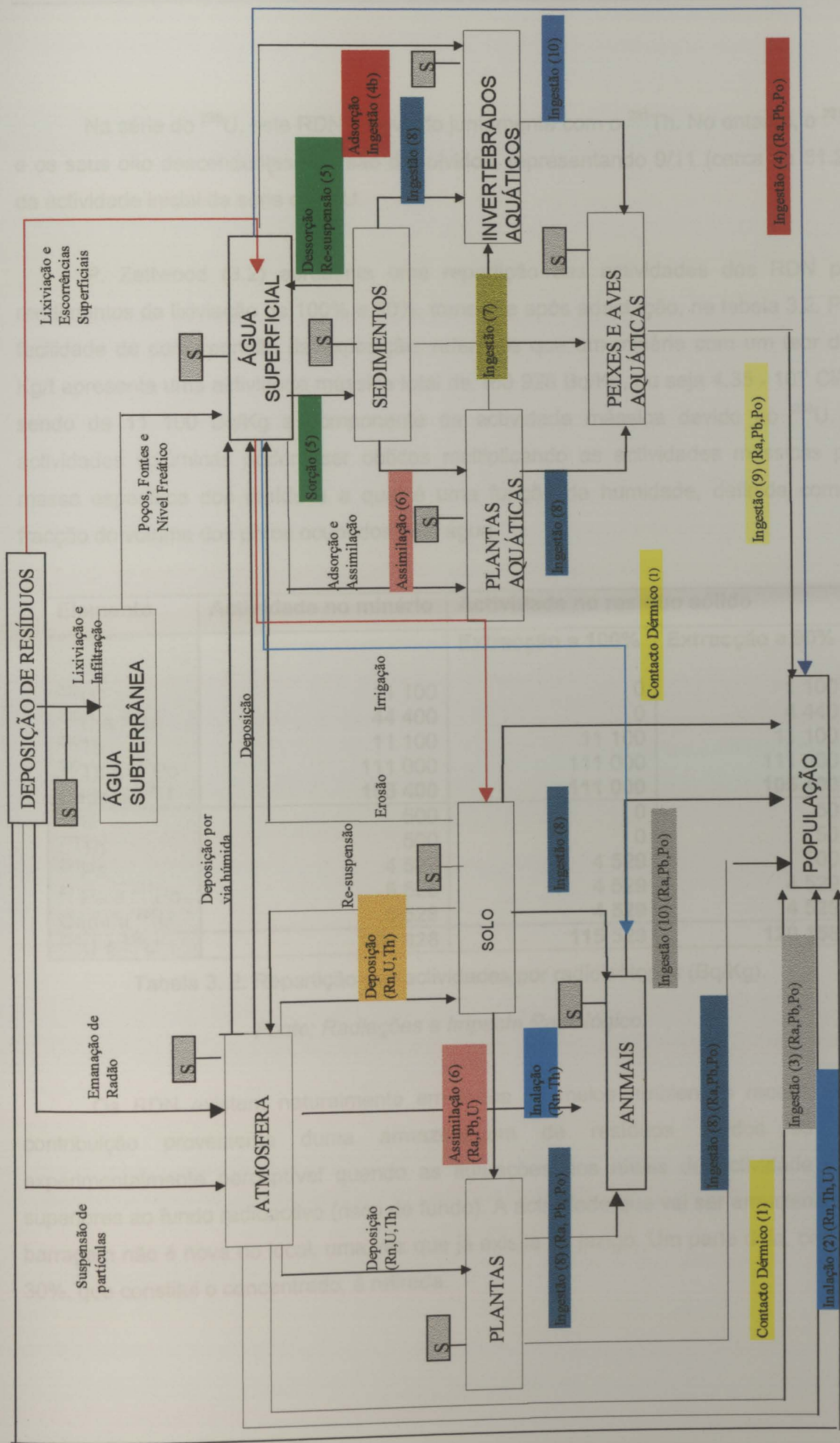


Figura 3.1: Representação gráfica do modelo conceptual de WHICKER adaptado.

Na série do ^{235}U , este RDN é lixiviado juntamente com o ^{231}Th . No entanto, o ^{231}Pa e os seus oito descendentes não são dissolvidos, representando 9/11 (cerca de 81.2%) da actividade inicial da série do ^{235}U .

P. Zettwood (3.2) apresenta uma repartição das actividades dos RDN para rendimentos de lixiviação de 100% e 90%, transcrita após adaptação, na tabela 3.2. Para facilidade de compreensão da exposição, referimos que um minério com um teor de 1 Kg/t apresenta uma actividade mássica total de 160 928 Bq/Kg, ou seja $4.35 \cdot 10^{-6}$ Ci/Kg, sendo de 11 100 Bq/Kg a componente da actividade mássica devido ao ^{238}U . As actividades volúmicas podem ser obtidas multiplicando as actividades mássicas pela massa específica dos resíduos a qual é uma função da humidade, definida como a fracção do volume dos poros ocupados pela água.

Elemento	Actividade no minério	Actividade no resíduo sólido	
		Extracção a 100%	Extracção a 90%
^{238}U	11 100	0	1 100
^{238}U a ^{234}U	44 400	0	4 440
^{230}Th	11 100	11 100	11 100
^{230}Th a ^{210}Po	111 000	111 000	111 000
Cadeia ^{238}U	155 400	111 000	105 400
^{235}U	500	0	50
^{231}Th	500	0	50
^{231}Pa	4 529	4 529	500
^{231}Pa a ^{211}Po	5 528	4 529	4 529
Cadeia ^{235}U	5 528	4 529	4 529
$^{238}\text{U} + ^{235}\text{U}$	160 928	115 529	120 158

Tabela 3. 2: Repartição das actividades por radioisótopos (Bq/Kg).

Fonte: Radiações e Impacte Radiológico.

Os RDN existem naturalmente em todos os meios ambientais receptores. A contribuição proveniente duma armazenagem de resíduos sólidos só será experimentalmente perceptível quando as flutuações dos níveis de actividade forem superiores ao fundo radioactivo (risco de fundo). A actividade que vai ser armazenada na barragem não é nova no local, uma vez que já existia no jazigo. Uma parte dela, cerca de 30%, que constitui o concentrado, é retirada.

A deposição é, inúmeras vezes, feita à superfície, estando sujeita a diversas formas de erosão, o que não acontecia no jazigo. Depois da cominuição e da lixiviação há um acréscimo da mobilidade dos radioisótopos. As taxas de transferência para a atmosfera (radão e poeiras) e a velocidade de dissolução em meio aquoso (especialmente do rádio) são maiores do que no jazigo.

O rádio ocorre nos estêreis em diversas formas químicas, algumas muito móveis, outras estáveis. Se uma fracção, mesmo que pequena (da ordem de 1%), de rádio solubilizado for recebida pelas águas superficiais, na ausência de disposições preventivas, e de acordo com a pluviosidade e o regime hidrográfico dos cursos de água receptores, existe a possibilidade teórica de se originar concentrações superiores aos limites estabelecidos. Se considerarmos o caso de um minério, inicialmente com um teor de 1 Kg/t, é possível obter uma duplicação da dose de irradiação externa emitida pelos solos no estado natural, que contém cerca de $2 \cdot 10^{-9}$ Kg/m³ de ²²⁶Ra, pela deposição de uma camada de resíduos deposta no solo, e com uma espessura de 1 cm, que poderia ultrapassar certos limites impostos por alguns países (3.2).

Destes exemplos se conclui a necessidade de se confinar fisicamente, dentro de limites bem definidos, a área de deposição dos resíduos sob pena de se criar extensas zonas do território com actividade superior aos limites estabelecidos.

3.4.2 O MODELO PARA AVALIAÇÃO DO IMPACTE

As componentes envolvidas numa operação de exploração e tratamento de minérios radioactivos são difíceis de confinar e apresentam um custo elevado devido aos elevados volumes de minério e de soluções de manipulados. Os agentes ambientais (vento, água e processos biológicos) tendem a provocar a dispersão dos materiais no ambiente e, uma vez dispersos o seu controlo torna-se impossível. A estimativa do impacto ambiental dos RDN na vizinhança de uma instalação mineira requer um conhecimento detalhado das quantidades libertadas, das vias de transferência, do grau

de acumulação nos tecidos biológicos e correspondente dose de radiação resultante e, finalmente, dos seus efeitos biológicos induzidos.

Várias modelagens das vias de transferência têm sido apresentadas por diversos autores, tendo sido adoptado o modelo conceptual qualitativo de WHICKER (3.3), após algumas modificações.

A intensidade de acumulação dos RDN num ecossistema é, essencialmente uma função dos débitos entre as várias componentes. É possível escrever equações que traduzam o fluxo dos RDN através de um ecossistema, mas essas equações terão parâmetros variáveis e dependentes do local exigindo, para cada situação, uma investigação particular.

3.4.3 A DEPOSIÇÃO DOS ESTÊREIS E IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS

A principal fonte de radiação na exploração de minérios radioactivos é a armazenagem dos resíduos sólidos do tratamento de minérios. Esta constitui uma fonte potencial da degradação radiológica do ambiente, pelo que a sua confinação deverá ser muito bem ponderada e a sua gestão planeada.

Os isótopos resultantes da exploração mineira susceptíveis de originar impactes ambientais negativos são o ^{238}U , o ^{230}Th , o ^{226}Ra , o ^{222}Rn , o ^{210}Pb e o ^{210}Po . O ^{226}Ra tem um período de semi-vida bastante longo e apresenta uma elevada mobilidade ambiental. O ^{226}Rn , que é gasoso, é produzido continuamente em larga escala a partir das armazenagens de resíduos, emana para atmosfera e decai originando uma série de descendentes que podem ser transportados a grande distância pelo vento. Entre estes descendentes incluem-se o ^{210}Pb e o ^{210}Po , que entram no corpo do homem e dos animais através de um processo de transporte pela cadeia alimentar.

As maiores concentrações de radionuclídeos medidas em tecidos biológicos são da ordem de 0,1 a 1 nCi/g para plantas e entre 0,01 e 1 nCi/g para animais (3.2). As

concentrações médias são uma ordem de grandeza inferiores. Existe uma grande diferença entre os radionuclídeos: o ^{226}Ra pode apresentar elevadas concentrações em tecidos enquanto que o ^{230}Th apresenta concentrações muito baixas devido à sua baixa solubilidade. Os tecidos directamente expostos ao ambiente tais como folhas, cabelo e o tracto gastro-intestinal mostram níveis de radionuclídeos mais elevados do que os tecidos internos devido à absorção dos materiais com baixa solubilidade.

A estimativa do impacte ambiental dos radionuclídeos na vizinhança duma instalação mineira requer um conhecimento detalhado das quantidades libertadas, das vias de transferência, do grau de acumulação nos tecidos biológicos e correspondente dose de radiação resultante e, finalmente, dos seus efeitos biológicos induzidos.

As vias de transferência têm sofrido várias modelagens, apresentadas por diversos autores, tendo-se já referido o modelo de WHICKER que pela sua relativa exaustividade adoptamos para paradigma, depois de algumas adaptações. A intensidade de acumulação dos radionuclídeos num ecossistema é essencialmente uma função dos débitos entre as várias componentes. É possível escrever equações que traduzam o fluxo dos radionuclídeos através dum ecossistema, mas essas equações terão parâmetros variáveis e dependentes do local exigindo, para cada situação, uma investigação particular. O problema de mais difícil resolução deriva da complexidade dos processos de transporte que são específicos para cada radioisótopo.

3.5 O MEIO RECEPTOR

Toda a fauna e flora cujo habitat se localiza nas proximidades duma exploração de minérios radioactivos está sujeita a uma dose de irradiação bastante superior ao fundo. Estes valores são, naturalmente, variáveis de local para local, mas os valores encontrados nos E.U.A., em dados estatísticos obtidos no final da década de 60, início da década de 70, apontam para valores da dose crítica máxima de 1 mSv/dia para animais e plantas e cerca de $3 \cdot 10^{-3}$ mSv/dia para pessoas que vivam nas condições de maior exposição concebível (3.2).

As doses de radiação a que os animais e plantas estão sujeitos são suficientemente elevadas para produzir efeitos celulares e sub-celulares, mas estes efeitos não ocorrem com frequência suficiente para produzir alterações somáticas ou genéticas detectáveis na população. O meio biótico em torno do local mineiro é, dum modo geral, mais influenciado pelas alterações físicas do habitat e pelos factores químicos do que pela radiação.

As fracas exposições a que os seres humanos estão, duma maneira geral, expostos, podem provocar ligeiros aumentos do risco de cancro, e uma pequena diminuição da esperança de vida. Estes riscos são imperceptivelmente pequenos relativamente aos riscos correspondentes a que toda a população está sujeita.

No entanto, só ultimamente começaram a existir dados relativos à quantificação dos parâmetros que descrevem o transporte através de um ecossistema. Estes parâmetros são, por exemplo, factores de concentração entre a planta e o solo, fracção assimilada dos materiais ingeridos, tempo de retenção numa grande variedade de organismos, fluxo de radão a partir da deposição de estêreis, e fluxo de dissolução a partir do armazenamento dos resíduos e do minério. Muitos destes parâmetros são específicos do local, uma vez que podem ser significativamente alterados pelo solo, clima e factores bióticos.

3.6 OBJECTIVO DUM ESTUDO DE IMPACTE RADIOLÓGICO

O objectivo fundamental dum estudo radiológico é a dedução das quantidades de irradiação a que o público (definido como a população susceptível de ser afectada pelo impacte do local mineiro) pode vir a estar sujeito. A estimativa só pode ser feita a partir da quantificação das concentrações em RDN relativas a cada vector e a cada meio receptor, assim como dos débitos dos meios de transferência. Se o público não existisse, o impacte seria nulo, por definição.

Os grupos críticos (definido como o subconjunto da população susceptível de ser mais afectada pelas radiações) são encarados estatisticamente desde que as doses individuais não ultrapassem os limites estabelecidos.

4 DESCRIÇÃO DO MODELO CONCEPTUAL UTILIZADO

4 DESCRIÇÃO GENÉRICA DO MODELO CONCEPTUAL UTILIZADO

RESUMO

O modelo adoptado pretende conceptualizar a dispersão ambiental resultante da deposição de estéreis radioactivos e a consequente formulação do problema da avaliação do impacte ecotoxicológico induzido por essa deposição.

O modelo formula hipóteses sobre os mecanismos de libertação a partir das fontes de contaminação para as trajectórias de transporte dos contaminantes, estabelece relações sobre os mecanismos de transferência e o modo como estes afectam os locais expostos e os meios receptores. Pretende-se, essencialmente, desenvolver uma ferramenta de obtenção das exposições externas globais para cada via de exposição.

4.1 INTRODUÇÃO

O modelo conceptual qualitativo utilizado neste estudo baseia-se numa adaptação do modelo original desenvolvido por WHICKER (4.1), para estudar o impacte radiológico da exploração e tratamento de minérios uraníferos.

O modelo é apresentado numa forma gráfica (Fig. 3.1) e serviu de base para a elaboração do modelo matemático apresentado no capítulo seguinte, através de uma série de equações que descrevem a libertação dos contaminantes do resíduo para os vectores de dispersão (ar, água subterrânea ou superficial), a sua transferência e transformação e a entrada nos receptores finais.

4.2 DESCRIÇÃO GENÉRICA

A fonte de contaminação é representada pela deposição de resíduos resultantes do tratamento hidromineralúrgico do minério de urânio. Esta é a fonte primária originando outras fontes secundárias constituídas pelos meios inorgânicos contaminados: água superficial e subterrânea, sedimentos e solo.

A libertação dos RDN da fonte pode ocorrer através de três processos; a suspensão das partículas pela acção do vento ou pela acção mecânica, a emissão de radão para a atmosfera resultante do decaimento radioactivo e a lixiviação que pode ser química ou bioquímica. O radão é libertado na forma gasosa sendo transferido para a atmosfera à medida que se processa o decaimento do U^{238} para Ra^{226} e deste para Rn^{222} , no resíduo. Neste caso, a libertação é feita através do decaimento radioactivo.

A dispersão dos contaminantes do resíduo deve-se essencialmente a três mecanismos de transporte:

- a libertação das poeiras do resíduo na atmosfera;
- o transporte como sólidos suspensos nas águas de escorrência;
- e o transporte pelas escorrências superficiais ou pela infiltração até à água subterrânea do contaminante solubilizado pela lixiviação.

As partículas em suspensão no local podem ser inaladas directamente pela população.

As partículas transportadas pelo ar (bem como o radão difundido na atmosfera) podem ser depositadas nas plantas, no solo ou nas águas superficiais, podem ser inaladas pelos animais, ingeridas pelos humanos ou entrar em contacto com a pele

(contacto dérmico), originando uma exposição directa. Parte das poeiras podem ser incorporadas na vegetação por absorção foliar. As partículas depositadas no solo estão disponíveis para a re-suspensão que pode ocorrer mecanicamente ou pela acção do vento.

A deposição das partículas pode ter origem em determinados fenómenos físicos; a força gravitacional, a deposição por via húmida devido à transferência das partículas da atmosfera para a superfície da terra por acção da chuva ou da neve, a deposição por via seca devido à transferência para as superfícies naturais como o solo, a vegetação, quer pela deposição das partículas, quer pela absorção dos gases. A radioactividade depositada pode contaminar a vegetação, a carne e o leite e entrar na cadeia alimentar.

O solo pode afectar as plantas através de um processo de transferência (entrada pelas raízes através da assimilação), os animais e os humanos pela ingestão directa e a água superficial através da erosão. As plantas podem ser directamente ingeridas tanto pelos animais como pelos humanos.

A principal fonte de água para o transporte hidrológico resulta da precipitação. A água que chega ao local de deposição lixívia o resíduo, libertando as substâncias solúveis. Uma vez libertados do resíduo, os contaminantes podem infiltrar-se no solo ou escorrer superficialmente para as linhas de água.

A água infiltrada com os elementos tóxicos dissolvidos pode contaminar os poços, fontes naturais e aquíferos e serem dispersas pelas águas superficiais. As águas de escorrência superficial vão carregar quer as partículas do resíduo, quer os elementos tóxicos dissolvidos até às linhas de água. Estes meios de exposição podem afectar directamente quer os humanos quer os animais através da ingestão ou serem utilizados na irrigação. Os radionuclídeos que entram no aquífero serão transportados a uma velocidade menor do que a água que os transporta, devido à adsorção destes pelo meio sólido, sendo submetido a processos de retardação (sorção, permuta iónica, precipitação e filtração).

O biótipo aquático pode ser afectado pela entrada directa da água superficial ou pela adsorção a partir dos sedimentos e terá como receptores directos os peixes e aves aquáticas, e os humanos através da ingestão directa.

A partir da água superficial os contaminantes podem ser transferidos para os sedimentos e destes para a água superficial através de mecanismos de transferência como a sorção e dessorção. Podem ainda ser transferidos para as plantas aquáticas através da adsorção e assimilação e para os invertebrados aquáticos através da adsorção e da ingestão.

Os contaminantes existentes nos sedimentos podem ser transferidos para as plantas aquáticas através da assimilação, para os invertebrados, aves e peixes aquáticos através da ingestão. As plantas podem ser ingeridas pelos invertebrados aquáticos e ambos podem ser ingeridos pelos peixes e aves aquáticas. Os peixes e aves aquáticas podem ser transferidos para os humanos através da ingestão.

Com a compreensão do modelo qualitativo é possível prever os processos físicos ou químicos presentes de libertação, de transferência e de transformação, as vias de exposição directa (a inalação de partículas suspensas, a ingestão de água e de alimentos contaminados) e indirecta (submersão no ar contaminado e exposição ao solo contaminado) e estimar quantitativamente através do modelo matemático os efeitos da exposição pelos humanos aos contaminantes dispersos.

As equações usadas para a estimativa quantitativa das doses e do risco são as propostas na bibliografia consultada (4.2-4.4).

5 DESCRIÇÃO E ANÁLISE CRÍTICA DOS MODELOS UTILIZADOS

5 DESCRIÇÃO E ANÁLISE CRÍTICA DOS MODELOS UTILIZADOS

RESUMO

Neste capítulo descreve-se a metodologia utilizada para a estimativa das doses e do risco associados à armazenagem de resíduos do tratamento de minérios radioactivos.

Baseado numa adaptação ao modelo qualitativo global de WHICKER, a concepção do modelo tem como ponto de partida a quantificação da fonte de libertação, a posterior dispersão dos contaminantes, simulada através de modelos matemáticos de transporte atmosférico e de transporte hidrológico, a sua transferência na cadeia alimentar terrestre, na biota aquática e por último, a transferência para o receptor final, o corpo humano.

O transporte atmosférico é descrito pelo modelo modificado da pluma Gausseana permitindo estimar a dispersão média dos RDN libertados da fonte. A fonte, no caso em estudo, é constituída pela barragem de estêreis de uma antiga exploração de minérios uraníferos. O transporte hidrológico é simulado através do modelo de Hung, que se inicia com a infiltração da água da precipitação, a consequente lixiviação do resíduo e posterior transporte na vertical até ao aquífero e na horizontal ao longo do mesmo, para o poço e para o ribeiro.

O modelo estima as concentrações de RDN nos meios de exposição (na atmosfera imediata, na superfície do solo, na água subterrânea e na água superficial), as concentrações nos produtos alimentares, a exposição interna com os débitos de entrada no organismo humano através da ingestão e da inalação, a exposição externa através da submersão na pluma de ar contaminado e exposição ao solo contaminado. A estimativa das concentrações de RDN nos produtos alimentares é feita pelo cruzamento das saídas dos modelos de simulação de transporte atmosférico, de transporte hidrológico e de transferência na biota aquática com os modelos da cadeia alimentar terrestre e aquática publicados na bibliografia consultada.

O modelo fornece uma previsão das doses e risco a que o corpo humano poderá estar exposto através da conjugação dos débitos de entrada no organismo (ingestão e inalação) e das concentrações na atmosfera imediata e na superfície do solo (submersão no ar, exposição ao solo contaminado) com os coeficientes de dose (factores de conversão) seleccionados para cada RDN.

5.1 INTRODUÇÃO

Entre todas as operações envolvidas na exploração e no tratamento de minérios radioactivos, a maior fonte de contaminação ambiental é constituída pela armazenagem dos resíduos do tratamento de minérios. Por esta razão é o objecto principal de análise neste trabalho.

O armazenamento dos resíduos não é estático, os materiais são sujeitos a uma dispersão ambiental pelos agentes naturais, podendo afectar áreas extensas. A dispersão do resíduo depositado é feita através de três mecanismos principais de transporte:

- Libertação de poeiras do resíduo na atmosfera;
- Transporte de RDN dissolvidos nas águas de escorrência ou de infiltração podendo atingir as águas subterrâneas (poços, fontes e nível freático);
- Transporte como sólidos em suspensão nas águas de escorrência para as águas superficiais (ribeiros).

Os elementos perniciosos entram desta forma nos vectores de dispersão que os depositam nos meios receptores: solo, sedimentos, plantas, biótipo aquático e fauna.

A exposição da população residente resulta quer por exposição directa (inalação e ingestão), quer da exposição indirecta (submersão no ar e exposição ao solo superficial).

A estimativa do impacte provocado pela dispersão requer um conhecimento detalhado das quantidades libertadas, das vias de transferência, do grau de acumulação nos tecidos biológicos e correspondente dose de radiação resultante e, finalmente, dos seus efeitos biológicos induzidos.

A estimativa das quantidades de RDN libertados foi feita por diversos investigadores, constituindo um ponto de referência os trabalhos de Sears e colaboradores (5.1).

Vários modelos das vias de transferência têm sido igualmente apresentados por diversos autores, dentro dos quais se adoptou o modelo conceptual e qualitativo de WHICKER (5.2), desenvolvido para estudar o impacte radiológico da mineração e tratamento de minérios uraníferos durante a fase de exploração. Este modelo conceptual, adaptado aos nossos objectivos, constitui a base para o modelo matemático de dispersão, exposição e avaliação de risco desenvolvido.

A pesquisa bibliográfica efectuada sobre os modelos de transferência e exposição descritos qualitativamente no modelo global de WHICKER (Fig. 3.1) permitiram-nos obter, a partir de diversas fontes, modelos matemáticos traduzindo quantitativamente as seguintes situações:

- (1) Contacto dérmico;
- (2) Inalação das partículas das poeiras;
- (3) Ingestão directa de solo;
- (4) Ingestão de água;
- (5) Coeficiente de partilha solo-água;
- (6) Transferência solo-planta;
- (7) Bio acumulação em peixes;
- (8) Factor de transferência de pasto para os animais;
- (9) Ingestão de peixes;
- (10) Ingestão de carne e leite.

A intensidade de acumulação de RDN num ecossistema é essencialmente função dos débitos entre os vários componentes. É possível escrever equações que traduzam o fluxo de RDN através de um ecossistema que dependem de parâmetros variáveis e específicos do local.

5.2 MODELO DO TRANSPORTE ATMOSFÉRICO

As poeiras libertadas no ar podem ser depositadas nas plantas ou no solo e serem inaladas pelos animais ou pelos seres humanos originando uma exposição directa. A estimativa destas quantidades pode ser feita através de um modelo de transporte. Parte das poeiras podem ser incorporadas na vegetação por absorção foliar. A sua previsão faz-se utilizando um modelo de transferência.

A inalação directa de RDN da pluma de contaminantes (W2)¹ bem como a ingestão de solo (W8) e de alimentos contaminados (W10), representam uma exposição interna relativamente ao corpo humano. Os RDN inalados e ingeridos irradiam os tecidos internos.

Contrariamente à exposição interna, os RDN que estão fora do corpo representam uma exposição externa, como é o caso da submersão na pluma de contaminantes (submersão no ar) ou a irradiação do solo contaminado (exposição ao solo).

5.2.1 DESCRIÇÃO CONCEPTUAL DOS OBJECTIVOS DO MODELO

O objectivo do desenvolvimento de um modelo é obter uma ferramenta quantitativa que simule e estime o comportamento de uma(s) determinada(s) variável(eis). No caso presente, a variável que se pretende estudar é representada pela concentração na atmosfera imediata.

¹ (W) - Referência ao modelo de WHICKER: o número corresponde à via de transferência ou trajectória de exposição.

Pretende-se que o modelo desenvolvido estime a variação espacial da concentração do poluente no ar, originada pela dispersão e transferência dos RDN no ambiente vizinho; deve fornecer os valores da concentração do poluente ao nível do solo (onde os principais receptores podem estar expostos) bem como a sua distribuição ao longo de uma distância estipulada. Os valores das concentrações dos RDN ao nível do solo serão usados para calcular as exposições humanas internas e os potenciais efeitos consequentes na saúde.

O modelo permite uma avaliação individual e colectiva das doses e do risco (saída) a partir de libertações (entradas), e permite ao utilizador a introdução de algumas variáveis de transporte ambiental (parâmetros locais e regionais). São ainda utilizados parâmetros gerais: factores de conversão de dose e risco, dados da população (distribuição, hábitos alimentares, fracções de entrada, etc.,) e dados meteorológicos (categoria de estabilidade, velocidade e frequência do vento, etc.,).

O modelo adaptado implementa um algoritmo baseado numa pluma de dispersão Gausseana (5.3-5.5) (equação modificada) para estimar a dispersão média dos RDN libertados da fonte. A fonte, como referido, é representada por uma barragem de estêreis consequência da deposição de resíduos resultantes da beneficiação do minério de urânio. O modelo inclui algoritmos para avaliação de diversos componentes do transporte atmosférico a considerar (5.5,5.6):

- A ascensão da pluma através de um fluxo flutuante que impele a pluma no sentido ascendente;
- A depleção através:
 - do decaimento radioactivo;
 - da deposição por via húmida;
 - da deposição gravitacional;
 - e da deposição por via seca na superfície do solo.

As equações matemáticas usadas no modelo são baseadas em (5.4,5.6):

- Parâmetro de fluatibilidade do fluxo², tem em consideração a diferença entre a temperatura do contaminante emitido e do ar;
- Fórmula de Brigg's, fornece a elevação da pluma a uma certa distância da fonte na direcção do vento;
- Os coeficientes de dispersão, σ_y e σ_z , calculados de acordo com a classe de estabilidade atmosférica de Pasquill e a distância à fonte;
- A equação de Pasquill, fornece a distribuição Gausseana do poluente, usando a elevação e os coeficientes de dispersão da pluma.

A adopção da equação Gausseana da pluma, na descrição do modelo de transporte atmosférico, implica o estabelecimento de pressupostos que derivam da própria formulação matemática necessária à concepção do modelo. Os pressupostos de que partimos para adaptar as equações matemáticas necessárias ao modelo são os seguintes:

- A difusão ocorre num terreno plano, as variações nas concentrações dos RDN devido à topografia não podem ser modeladas.
- As avaliações são feitas para as distâncias e direcções numa grelha circular com um raio que pode ser variável;
- A contaminação da área é considerada uniforme;
- O débito de emissão é constante;
- O coeficiente de dispersão, σ , não tem em consideração a altura acima da superfície, a libertação da superfície e a velocidade do vento, as variações verticais e horizontais são apenas função de x ;
- A velocidade do vento é considerada constante com a altura. Na realidade as variações da velocidade do vento com a altura podem ser descritas por um perfil logarítmico (5.7);
- A direcção do vento é constante com a altura, o que raramente se verifica;

² Nota: O modelo foi inicialmente desenvolvido para estimar contaminações originadas por emissões gasosas, a temperaturas elevadas, a partir de chaminés.

- Para a altura efectiva da pluma adoptou-se a mesma altura da fonte de contaminação³;

O modelo pode ser descrito como composto essencialmente por dois módulos:

- (1) Calcula a dispersão atmosférica, estima a concentração de RDN no ar, os débitos de deposição na superfície do solo, as concentrações nos alimentos e os débitos de entrada nas pessoas a partir da ingestão de comida produzida na área de exposição, e da inalação directa da pluma;
- (2) Calcula doses e risco baseado nas concentrações e débitos de entrada calculados anteriormente para os indivíduos e populações expostas, através das trajectórias de exposição que incluem a exposição interna por inalação e ingestão dos RDN, exposição externa por imersão na pluma e irradiação da superfície de solo contaminada.

As estimativas das concentrações de RDN nos vegetais, leite e carne consumidos pelos humanos são feitas através do cruzamento dos *outputs* do modelo de transporte atmosférico, com os dos modelos da cadeia alimentar terrestre.

A dose e o risco são estimados pela combinação das trajectórias de exposição consideradas, com os factores de conversão de dose e risco publicados na literatura. Estes factores resultam de vários estudos baseados em modelos dosimétricos e biocinéticos actualizados, desenvolvidos pela *Environmental Protection Agency* (5.8,5.9), (EPA), bem como os de outras entidades como *Internacional Commission on Radiological Protection*, ICRP (5.10). As doses e risco são referenciados de acordo com o nuclide e trajectória de exposição específicos.

As doses são expressas em valores anuais e representam a energia de radiação administrada ao corpo humano.

³ Nas emissões ao nível do solo, como é o caso em estudo, nem a diferença de temperatura, nem a velocidade de emissão são significativas, pelo que a ascensão da pluma, no nosso modelo, é desprezável contrariamente ao que se passa com as emissões gasosas a partir de chaminés.

O risco é apresentado como uma relação entre a dose de radiação e a subsequente *força* de mortalidade ou morbilidade atribuída a essa dose, e pode ser definido como a probabilidade de morte por, ou desenvolvimento de, cancro que é causado pela exposição à radiação, durante o período de vida (em excesso relativamente ao risco de fundo).

Os modelos matemáticos e equações usadas no modelo são apresentadas e discutidas em pormenor na secção seguinte.

5.2.2 DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DO MODELO

O modelo atmosférico apresenta duas abordagens complementares: a quantificação do débito de libertação de RDN da fonte para o transporte atmosférico (descrita como potência da fonte de contaminação) e o cálculo das concentrações atmosféricas na área em estudo.

5.2.2.1 DESCRIÇÃO DA POTÊNCIA DA FONTE

A potência da fonte constitui um dado conhecido (ou que é possível conhecer por amostragem e medição) dependendo directamente da concentração superficial dos RDN sorvidos no solo, C_G (C_i/m^2), sendo o resultado da soma de dois factores de Re-suspensão (5.11):

- R_e factor de re-suspensão temporalmente variável;
- R_r factor de re-suspensão de origem mecânica.

O factor de re-suspensão dependente do tempo, R_e , deve-se à erosão provocada pelo vento e pode ser representado por (5.11):

$$R_e = R_{e1} \text{Exp} (R_{e2} t^{1/2}) + R_{e3} \quad \text{Eq. 5. 1}$$

- R_e = Factor de re-suspensão, m^{-1} ;
 t = Tempo de simulação, d;
 R_{e1} = 10^{-4} , adimensional;
 R_{e2} = -0.15, adimensional;
 R_{e3} = 10^{-9} , adimensional.

A concentração atmosférica imediatamente acima do local, a uma altura de cerca de 1 m, é calculada por (5.11):

$$C_A = R_e C_G \quad \text{Eq. 5. 2}$$

$$C_G = 1000 C_{ss} \rho_s S_d \quad \text{Eq. 5. 3}$$

- C_A = Concentração atmosférica à altura H_d de 1m (5.11), Ci/m^3 ;
 C_G = Concentração superficial de RDN no solo, Ci/m^2 ;
 1000 = Factor conversão de unidades, 1000 Kg/t;
 C_{ss} = Concentração de RDN na superfície contaminada, Ci/Kg ;
 ρ_s = Densidade do solo, t/m^3 ;
 S_d = Altura da barragem de estêreis, m;

A radiação libertada através da re-suspensão do solo contaminado pela erosão do vento é calculada por (5.11):

$$Q_r = C_A H_d \mu F A^{1/2} \quad \text{Eq. 5. 4}$$

$$F = V_g A^{1/2} / (\mu H_d) \quad \text{Eq. 5. 5}$$

⁴ R_{e1} , R_{e2} , R_{e3} são parâmetros de re-suspensão mecânica denominados constantes de Anspaugh.

Q_r	=	Radiação libertada, Ci/s;
H_d	=	Altura da mistura (5.17), m;
F	=	Factor de correcção (≤ 1), adimensional;
μ	=	Velocidade média do vento, m/s;
A	=	Área da barragem, m ² ;
V_g	=	Velocidade de queda gravitacional, m/s.

A altura da mistura refere-se à região mais baixa da atmosfera, através da qual a pluma de contaminante se difunde rapidamente após emissão (relacionada com o volume de ar através do qual os contaminantes podem ser dispersos) (5.7).

A segunda componente de contaminação originada pela fonte resulta da remoção mecânica das partículas da superfície do solo local contaminado. A remoção mecânica ocorre durante um intervalo de tempo específico. Dentro desse intervalo, a fracção de tempo, por ano, em que a remoção ocorre é designada por F_{mec} (5.11). A componente da fonte devido à remoção mecânica, R_r , é descrita por:

$$Q_{mec} = C_G A R_r F_{mec} \quad \text{Eq. 5. 6}$$

Q_{mec}	=	Radiação libertada devido à remoção mecânica, Ci/s;
R_r	=	Factor de re-suspensão por remoção mecânica, s ⁻¹ ;
F_{mec}	=	Factor de correcção da agitação mecânica, adimensional.

A potência da fonte, ou seja a libertação total de radiação (Ci/s) da fonte para o transporte atmosférico, é calculada pela soma dos dois componentés:

$$Q = Q_r + Q_{mec} \quad \text{Eq. 5. 7}$$

5.2.2.2 CÁLCULO DAS CONCENTRAÇÕES ATMOSFÉRICAS

A abordagem tradicional de análise do transporte de contaminantes na atmosfera é dividida duas fases (5.12):

- Estimativa da ascensão da pluma;
- Estimativa da dispersão da pluma após ter atingido a altura máxima.

A ascensão da pluma dá-se em resposta à velocidade de emissão dos contaminantes e à diferença de temperatura entre os contaminantes emitidos e a atmosfera. Esta diferença impele a pluma na vertical até uma altura máxima, que será determinada por forças que travam a sua ascensão. As forças responsáveis incluem a força do vento que contraria a sua subida, o arrefecimento da pluma que provoca a dissipação do seu calor e impossibilita a ascensão, e ainda, os fenómenos de turbulência atmosférica que provocam a dispersão da pluma.

A ascensão da pluma é descrita pela fórmula de Brigg's (5.6) (Eq. 5.8), em que a velocidade de emissão dos contaminantes não é considerada, sendo esta omissão razoável porque em condições normais, é desprezável (5.12):

$$\Delta h = \frac{1.6 F_p^{1/3} x^{2/3}}{\mu} \quad \text{Eq. 5. 8}$$

- Δh = Ascensão da pluma medida relativamente à linha central horizontal da pluma, m;
- F_p = $3.7 \cdot 10^5 Q_H$;
- Q_H = Emissão de calor resultante da libertação, cal/s;
- x = Distância na direcção do vento, m,

Após ter atingido a altura máxima, a pluma tende a tornar-se horizontal e a dispersar. A estimativa da dispersão é importante, porque quanto maior é a ascensão da pluma, menor a concentração de contaminantes ao nível do solo, na direcção do vento

(maior é a diluição). A turbulência torna-se o agente principal na dispersão do contaminante. Não tem um padrão uniforme devido às muitas variações temporais e espaciais com origem na estabilidade atmosférica.

Trabalhos desenvolvidos por autores como Pasquill e Gifford (5.4,5.13) descrevem seis classes de estabilidade atmosférica, desde a A, mais instável, até à F, mais estável, a cada uma das quais associaram parâmetros de dispersão, σ_y (dispersão na horizontal), σ_z (dispersão na vertical) (5.3,5.13).

Os coeficientes de dispersão são função tanto de x, como da categoria de estabilidade atmosférica de Pasquill aplicável durante a emissão a partir da fonte (5.11), e são válidos para a categoria de estabilidade neutra D (de acordo com Pasquill) adoptada no nosso modelo.

Os mesmos autores avançaram a teoria em que a turbulência, sob quaisquer condições de estabilidade atmosférica, origina uma concentração dos contaminantes em torno da linha central da pluma que pode ser descrita por uma distribuição Gausseana (isto é, uma distribuição normal) (5.3,5.5).

Com base na distribuição Gausseana, Pasquill derivou a seguinte equação, na versão modificada por Gifford, para descrever a concentração dos contaminantes da pluma na direcção do vento (5.14):

$$X = \frac{Q}{2\pi\mu\sigma_y\sigma_z} \left[e^{[-0.5](Y/\sigma_y)^2} \{ e^{[-0.5](z-H)/\sigma_z)^2} + e^{[-0.5](z+H)/\sigma_z)^2} \} \right] \quad \text{Eq. 5. 9}$$

$$H = \Delta h + h \quad \text{Eq. 5. 10}$$

$$\sigma_y = 0.08x(1+0.0001x)^{-1/2} \quad \text{Eq. 5. 11}$$

$$\sigma_z = 0.06x(1+0.0015x)^{-1/2} \quad \text{Eq. 5. 12}$$

- X = Concentração de RDN na atmosfera a x (m) na direcção do vento, y (m) na direcção contrária e z (m) acima do solo, Ci/m^3 ;
 H = Altura efectiva da fonte de libertação, m;
 h = Altura da fonte de libertação, m;
 σ_y = Parâmetro de dispersão da pluma de concentração na horizontal, m;
 σ_z = Parâmetro de dispersão da pluma de concentração na vertical, m;
 z = Elevação da superfície, m;
 y = Distância horizontal transversal a partir do centro da pluma, m;

O modelo assume que a área a analisar é representada por um círculo, dividido em oito ou dezasseis partes iguais, nas quais o vento sopra com uma determinada velocidade, afectando distintamente a população concentrada em cada sector. Como os dados nacionais apenas contemplam octantes foi esta a divisão adoptada. O modelo simula o transporte atmosférico em cada direcção (N, S, E, W, NW, NE, SE, SW).

A equação 5.9 pode ser modificada para aplicação à concentração no ar ao nível do solo, com o pressuposto de $y = z = 0$:

$$X = \frac{Q}{\pi \mu \sigma_y \sigma_z} e^{[-0.5)(H/\sigma_z)^2]} \quad \text{Eq. 5. 13}$$

A concentração no ar ao nível médio do solo em cada sector, pode ser aproximada por (5.14):

$$X_{ar} = f'X \quad \text{Eq. 5. 14}$$

Em que f' é o integral de 0 até ∞ da exponencial:

$$e^{[-0.5)(y/\sigma_y)^2]} \quad \text{Eq. 5. 15}$$

Considerando que na Eq. 5.9, para $y = 0$ até um valor infinito dividido por y_s , o valor de y em cada sector é dado pelo valor da distância x , na direcção do vento, multiplicado pela tangente de metade do ângulo do sector, resulta:

$$y_s = x \operatorname{tg}(\alpha/2) \quad \text{Eq. 5. 16}$$

$$f' = \frac{\int_0^{y_s} e^{[-0.5(y/\sigma_y)^2]} dy}{y_s} \quad \text{Eq. 5. 17}$$

y_s = Valor na fronteira de cada sector;

α = Ângulo de cada sector (45°).

O integral definido no numerador da Eq. 5.17 pode ser simplificado em:

$$f' = \frac{\int_0^{y_s} e^{[-0.5(y/\sigma_y)^2]} dy}{y_s} = \sigma_y (\pi/2)^{1/2} / x \operatorname{tg}(\alpha/2) \quad \text{Eq. 5. 18}$$

$$f' = 3.026 \sigma_y / x \quad \text{Eq. 5. 19}$$

Substituindo na Eq. 5.14, f' e X :

$$X_{ar} = \frac{Q f}{(\pi \mu 0.3305 x \sigma_z)} e^{[-0.5(H/\sigma_z)^2]} \quad \text{Eq. 5. 20}$$

f = Frequência do vento em cada direcção considerada, adimensional;

X_{ar} = Concentração média na atmosfera ao nível médio do solo, Ci/m^3 .

Esta aproximação homogeneiza a pluma no interior de cada um dos oito sectores.

A dispersão da pluma em altura é, eventualmente, travada quando encontra uma camada atmosférica estável a uma dada altura, L_d . A camada adoptada refere-se à

Troposfera (5.3,5.7) e pode ser descrita como uma camada contendo todo o vapor de água (incluindo nuvens e precipitação) e na qual se verifica uma mistura rápida na vertical dos componentes atmosféricos.

O modelo assume que a camada estável não afecta a pluma para distâncias inferiores a $2x_L$, onde x_L é o valor de x para o qual a dispersão na vertical, σ_z , é 0.47 vezes maior que a altura da camada estável considerada (5.15). Para valores maiores do que $2x_L$, a dispersão vertical é restrita e a concentração dos RDN no ar é considerada uniforme desde o nível médio do solo até à camada estável. Desta forma, a concentração média entre o solo e a camada estável, que é a concentração no ar ao nível do solo, para valores de x maiores do que $2x_L$, pode ser expressa por (5.14):

$$X_{at} = \int X dz / L_d \quad \text{Eq. 5. 21}$$

em que o intervalo de integração varia de 0 até ∞ , X é dado pela Eq. 5.9, e L_d é a altura da camada estável considerada (camada de mistura troposférica).

O valor de H na Eq. 5.9 pode ser assumido como zero, uma vez que X_{at} não é uma função da altura efectiva da fonte de libertação. A expressão resultante simplificada pode ser avaliada para x e y constantes (σ_z σ_y são considerados constantes) através de um integral similar ao da Eq. 5.18:

$$X_{at} = \frac{\int \frac{Q f}{\pi \mu x \sigma_y \sigma_z} e^{(-z^2/2\sigma_z^2)} e^{(-y^2/2\sigma_y^2)} dz}{L_d} \quad \text{Eq. 5. 22}$$

E resulta na simplificação:

$$X_{at} = \frac{Q f}{2.5066 \mu L_d \sigma_y} e^{(-y^2/2\sigma_y^2)} \quad \text{Eq. 5. 23}$$

Finalmente, obtém-se a concentração média entre o solo e a camada troposférica substituindo a expressão exponencial contendo y na Eq. 5.21 por f' da Eq. 5.19:

$$X_{at} = Q f' / (0.8283 \mu L_d x) \quad \text{Eq. 5. 24}$$

No modelo desenvolvido, adoptou-se uma altura da camada troposférica igual a 800 m à qual a velocidade do vento é constante e tem o valor de 5,347 m/s, valores adoptados da literatura (5.14).

Deve referir-se que para valores de distâncias na direcção do vento maiores do que a dispersão $2x_L$, como expresso na Eq. 5.24, a concentração deixa de ser representada pela equação de Pasquill. O modelo é simplesmente, uma distribuição uniforme em rectângulo com dimensões L_d e $2x \tan(\alpha/2)$.

O modelo da pluma de Gausseana não contempla a deposição das partículas da pluma, uma vez que assume a completa reflexão da pluma ao nível do solo, podendo subestimar a concentração e acumulação dos contaminantes no solo. Desta forma, torna-se necessário abordar este problema separadamente.

Existem dois mecanismos principais para a remoção dos poluentes da atmosfera: deposição por via húmida e deposição por via seca. A deposição por via húmida consiste na transferência de uma substância da atmosfera para a superfície da terra através da chuva ou da neve. A deposição por via seca consiste na transferência directa para as superfícies naturais como o solo, a vegetação, água ou neve, quer pela deposição das partículas quer pela absorção dos gases.

A deposição por via seca é modelada como sendo proporcional à concentração de RDN ao nível do solo (4.3):

$$R_d = V_d X_{ar} \quad \text{Eq. 5. 25}$$

R_d = Débito de deposição por via seca, $Ci/(s \text{ m}^2)$;

V_d = Velocidade de deposição, m/s;

X_{ar} = Concentração do RDN na atmosfera ao nível médio do solo, Ci/m³.

A deposição por via húmida é calculada em função da precipitação expressa na forma do coeficiente de remoção por via húmida, ϕ :

$$R_s = \phi X_{at} L_d \quad \text{Eq. 5. 26}$$

$$\phi = P \cdot 10^{-7} \quad \text{Eq. 5. 27}$$

R_s = Débito de deposição por via húmida, Ci/(s m²);

ϕ = Coeficiente de deposição via húmida, s⁻¹;

X_{at} = Concentração do RDN desde a superfície do solo até à camada atmosférica estável, Ci/m³;

L_d = Altura da camada atmosférica estável, m;

P = Precipitação, cm/ano;

10^{-7} = Factor de conversão, ano/(cm s).

À medida que as partículas são depositadas, a pluma sofre uma depleção. Os RDN são retirados da pluma pela deposição por via húmida, pela deposição por via seca e pelo decaimento radioactivo.

A depleção da pluma é quantificada estimando a razão entre um débito de libertação reduzida, Q_1 , e o débito de libertação original Q para cada distância x na direcção do vento (5.16). O quociente entre o débito de libertação reduzida e o original representa a fracção de depleção, Q_1/Q .

No cálculo das fracções de depleção devido quer à deposição por via húmida, quer ao decaimento radioactivo, não se usam os valores médios directos nem os valores reais da velocidade do vento porque as equações de dispersão pressupõem valores

médios ponderados pela média aritmética ou pela média harmónica dos termos exponenciais (5.14). Assim, adoptou-se uma metodologia de cálculo que estabelece três velocidades do vento (1m/s, a velocidade média no octante e 6 m/s), para simular o espectro actual da velocidade do vento numa das direcções, assim como a categoria de estabilidade de Pasquill específica. As velocidades de 1 m/s e 6 m/s foram escolhidas porque se aproximam das fronteiras superiores e inferiores na maioria dos dados meteorológicos.

Se f_1 , f_2 , f_3 forem designados como a fracção de tempo para as três velocidades do vento:

$$1f_1 + (\mu_a f_2) + 6f_3 = \mu_a \quad \text{Eq. 5. 28}$$

$$1f_1 + (f_2/\mu_a) + f_3/6 = 1/\mu_r \quad \text{Eq. 5. 29}$$

$$f_1 + f_2 + f_3 = 1 \quad \text{Eq. 5. 30}$$

μ_a = Média aritmética da velocidade do vento, m/s;

μ_r = Média harmónica da velocidade do vento, m/s.

Resolvendo as três equações simultaneamente, resulta que:

$$f_1 = 1 - f_2 - f_3 \quad \text{Eq. 5. 31}$$

$$f_2 = [(7/6) - (\mu_a/6) - (1/\mu_r)] / [(7/6) - (\mu_a/6) - (1/\mu_a)] \quad \text{Eq. 5. 32}$$

$$f_3 = (\mu_a - 1)(1 - f_2) / 5 \quad \text{Eq. 5. 33}$$

A fracção de depleção para contabilizar o decaimento radioactivo é aproximada por (5.14):

$$Q_{1a} / Q = f_1 e^{(-\lambda_R x)} + f_2 e^{[-\lambda_R (x/\mu_a)]} + f_3 e^{[-\lambda_R (x/6)]} \quad \text{Eq. 5. 34}$$

λ_R = Constante efectiva de decaimento na pluma, s^{-1} ;

A fracção de depleção devido à deposição por via húmida é calculada por:

$$Q_{1b} / Q = f_1 e^{(-\phi x)} + f_2 e^{[-\phi (x/\mu_a)]} + f_3 e^{[-\phi (x/6)]} \quad \text{Eq. 5. 35}$$

Finalmente, a fracção de depleção devido à deposição por via seca, é obtida através da Eq. 5.9, fazendo $z=0$ para as concentrações ao nível do solo e subtraindo a quantidade $V_g x/\mu$ à altura efectiva, H (5.3,5.17).

$$Q_{1c} / Q = e^{(-2\pi)^{1/2}} V_g \mu \int \frac{e^{(-(H-V_g x/\mu)^2 / 2\sigma_z^2)}}{\sigma_z} dx \quad \text{Eq. 5. 36}$$

V_g = Velocidade gravitacional, m/s.

A fracção de depleção total é calculada pela multiplicação das três fracções de depleção:

$$Q_1 / Q = (Q_{1a} / Q) (Q_{1b} / Q) (Q_{1c} / Q) \quad \text{Eq. 5. 37}$$

Q_{1a} / Q = Fracção de depleção devido ao decaimento radioactivo, adimensional;

Q_{1b} / Q = Fracção de depleção devido à deposição via húmida, adimensional;

Q_{1c} / Q = Fracção de depleção devido à deposição via seca, adimensional;

Q_1 / Q = Fracção de depleção total, adimensional.

Nesta fase já temos disponíveis as concentrações originadas pelo transporte atmosférico necessárias para o cálculo dos débitos de entrada no organismo, directa ou

indirectamente. As concentrações no ar que afectam a população ou um indivíduo são calculadas pela Eq. 5.2, em Ci/m³.

O débito de inalação de RDN é calculado por (5.11):

$$Q_{in} = X_{ar} U_a \quad \text{Eq. 5. 38}$$

- Q_{in} = Débito individual da exposição por inalação, Ci/ano;
 U_a = Débito de inalação individual, m³/ano;
 X_{ar} = Concentração de RDN na atmosfera ao nível médio do solo (Eq. 5.20), Ci/m³.

As concentrações na superfície do solo dos RDN susceptíveis de se depositarem, quer por deposição seca quer por deposição húmida, são calculadas por (5.11):

$$C_{ds} = 3.15 \cdot 10^{19} (R_d + R_s) \quad \text{Eq. 5. 39}$$

- C_{ds} = Concentração de RDN no solo devido à deposição atmosférica, pCi/ano m²;
 $3.15 \cdot 10^{19}$ = Factor de conversão, 10¹² pCi/Ci e 3.15 · 10⁷ s/ano;
 R_d = Débito de deposição por via seca, Ci/s m²;
 R_s = Débito de deposição por via húmida, Ci/s m².

5.3 MODELO DO TRANSPORTE HIDROLÓGICO

5.3 .1 DESCRIÇÃO FUNCIONAL DO MODELO

O modelo do transporte hidrológico abrange os restantes mecanismos de dispersão dos contaminantes (referidos em 5.1). Estes têm em comum o meio de

dispersão, a água, e podem ocorrer da seguinte forma:

- Transporte através das águas de escorrência ou de infiltração podendo atingir as águas subterrâneas (poços, fontes e nível freático);
- Transporte como sólidos suspensos nas águas de escorrência para as águas superficiais (linhas de água).

A água da precipitação é o principal vector do transporte hidrológico. A água pode infiltrar-se no solo, escorrer para linhas de água ou evaporar-se para a atmosfera. Quer no processo de infiltração quer no de escorrência, os elementos perniciosos do resíduo são removidos pelo mesmo mecanismo de libertação, a lixiviação. A solubilização dos contaminantes aumenta de um modo notável a sua mobilidade ambiental.

A escorrência pode actuar como um mecanismo de libertação, através da força física provocada pelo movimento da água superficial em direcção aos ribeiros, e como um mecanismo de transporte deslocando as substâncias libertadas para outro meio ou local.

As águas infiltradas com elementos tóxicos dissolvidos podem chegar ao aquífero e contaminar poços e fontes, ficando incorporadas na águas subterrâneas. Parte dos RDN existentes na água do aquífero, os RDN residuais, podem ser transportados até às águas superficiais, constituindo mais um meio de exposição para os receptores humanos e ecológicos.

As águas de escorrência transportam as partículas do resíduo e os elementos perniciosos dissolvidos, essencialmente para os ribeiros, passando a fazer parte das águas superficiais que também podem ser contaminadas pelas partículas resultantes da erosão do solo.

As águas superficiais vão constituir um meio de exposição para o biótipo aquático. Como trajectória de transporte, poderão afectar os sedimentos (adsorção) e o solo, tendo como principais receptores as plantas e os animais aquáticos, além da população através

da ingestão directa. O biótipo aquático pode ser afectado tanto pela entrada directa como pela absorção a partir da água superficial ou sedimentos. As plantas podem ser directamente ingeridas pelos animais e pelo homem.

Os RDN na água podem causar impacte no homem através da exposição interna directamente pela ingestão de água, ou indirectamente a partir da água de irrigação do solo que contamina alguns alimentos (leite, carne, vegetais) que podem ser ingeridos pelo homem e pelos animais. Estes, por sua vez, também podem originar uma exposição interna no homem através da ingestão.

Em resumo, os RDN são libertados da fonte através de um mecanismo de libertação (lixiviação), transportados (infiltração e escorrência) até ao meio de exposição (água subterrânea, água superficial, sedimentos, alimentos e biota aquática) ficando disponíveis para os organismos (receptores humanos e ecológicos) através das trajectórias de exposição:

- Ingestão directa da população (W4);
- Irrigação do solo (W5);
- Ingestão directa pelos animais (W4);
- Biota aquática.

5.3.2 DESCRIÇÃO CONCEPTUAL DOS OBJECTIVOS DO MODELO

No modelo hidrológico, pretende-se estudar a dispersão dos contaminantes originada pela água e a estimativa das consequentes concentrações neste meio e nos receptores que a utilizam, ou seja, nos vegetais, nos animais e no biótipo aquático, pela transferência dos RDN da fase aquosa para os tecidos orgânicos.

Pretende-se que o modelo estime a quantidade de RDN disponibilizada para transporte por um mecanismo de libertação desencadeado pela precipitação, que simule o transporte dos RDN desde o local da deposição dos resíduos até aos receptores

ambientais e destes para o corpo humano através da trajectória da cadeia alimentar e, finalmente, os efeitos na saúde humana devido à exposição do corpo humano aos RDN. O modelo permite uma estimativa das doses anuais para a população a partir dos débitos de entrada e dos factores de conversão de dose bem como os efeitos na saúde humana a partir dos factores de conversão de risco.

O modelo fornece uma previsão dos valores da concentração do RDN na água subterrânea e na água superficial (poços e ribeiros). A partir destes valores, estima-se a concentração dos RDN na água de ingestão e na água de irrigação.

Este meio de exposição (água) pode causar exposição interna directamente pela ingestão da água ou indirectamente através da irrigação de alguns alimentos (carne, leite, vegetais).

O modelo estima as concentrações anuais de cada RDN nos receptores ambientais, sendo usadas para calcular a concentração de RDN nos alimentos. Estes valores cruzados com as fracções de entrada permitem uma estimativa dos débitos de entrada no organismo. Finalmente, os débitos de entrada cruzados com os factores de dose e risco, permitem prever as doses e risco individuais ou colectivas.

Os RDN existentes na água superficial que também representam o meio de contaminação para a biota aquática, podem permanecer dissolvidos na água ou acumularem-se nos sedimentos. Podem ainda ser acumulados na biota ou transferidos através da cadeia alimentar aquática. O modelo estima a radiação recebida internamente pela ingestão da água e da comida e ainda pela absorção através da pele e dos órgãos respiratórios bem como a radiação externa através dos RDN existentes na água, nos sedimentos e através de outro tipo de biota, tal como a vegetação. .

O modelo tem em consideração as condições hidrológicas (litologias presentes, características do aquífero, a sua relação espacial com a fonte de contaminação e com os receptores, o caudal de águas subterrâneas, etc.,) e as condições climáticas (precipitação, evaporação, etc.,). Simula a lixiviação do resíduo e o transporte dos RDN em condições hidrológicas total ou parcialmente saturadas, tendo em consideração o

retardamento dos nuclídeos devido à sorção parcial do RDN pelo meio sólido no aquífero: os RDN que chegam ao aquífero são retardados e portanto, transportados a uma velocidade menor relativamente à da água subterrânea o que aumenta o tempo transiente do RDN até ao receptor resultando num decaimento radioactivo adicional durante o transporte. As interacções físicas e químicas complexas entre os nuclídeos e o meio geológico foram agrupadas num só factor, K_d , que descreve o grau de retardamento dos RDN relativamente à água subterrânea (5.18). Diferentes K_d podem ser usados para o solo, para o aquífero e para o resíduo.

Assume-se que o transporte dos RDN ocorre na vertical desde a infiltração na barragem até chegar ao aquífero e na horizontal ao longo deste.

Considera-se que o fluxo na vertical ocorre em condições saturadas ou parcialmente saturadas⁵. O grau de saturação é usado para estimar a velocidade subterrânea, bem como a retardação vertical. A equação utilizada para esta estimativa baseia-se em expressões aproximadas para a determinação da fracção de saturação apresentadas na literatura (5.19).

A análise do transporte dos RDN na trajectória horizontal, ao longo do aquífero, é feita através do modelo básico de transporte subterrâneo desenvolvido por Cheng Y. Hung (5.19). Este modelo permite uma simulação do transporte subterrâneo dos RDN para avaliação dos efeitos na saúde humana e foi adoptado para o nosso modelo com a finalidade de permitir uma estimativa dos impactos no corpo humano resultantes da radiação da deposição de resíduos. O modelo considera que o transporte dos RDN, através da água existente no aquífero tem início no local de deposição e dá-se entre este e um ponto receptor, o poço, onde serão bombeados para a biosfera, para consumo directo dos humanos, ou descarregados nos ribeiros superficiais para outra forma de transporte. O modelo simula o transporte dos RDN no aquífero usando uma solução analítica aproximada da equação básica de transporte, implementada por Hung (5.19) em que os cálculos numéricos complicados, inevitáveis num modelo de transporte hidrológico devido aos efeitos da dispersão longitudinal e à adaptabilidade das condições

⁵ O que não é totalmente verdadeiro. Na verdade, o sistema é trifásico estando também presente a fase gasosa com a consequente existência de condições de saturação.

fronteira irregulares, são superados pela introdução de um factor de correcção da dispersão longitudinal (η , factor de correcção Hung). Este efeito de dispersão no transporte de RDN, inicialmente desprezado no modelo, é compensado subsequentemente, pelo factor de correcção nos efeitos da saúde humana. Este factor baseia-se no número de Peclet, um parâmetro adimensional que expressa a importância relativa da difusão e do transporte convectivo e no *número de transporte*⁶ definido (Eq. 5.50) e que pode ser determinado através dos parâmetros do sistema de transporte subterrâneo.

A adopção do modelo de Hung para a descrição do transporte subterrâneo dos RDN implica que também adoptemos os pressupostos em que se baseia o modelo:

- Para simplificação matemática assume-se, inicialmente, que o fluido que transporta os RDN é estacionário e uniforme: o transporte dos contaminantes ocorre apenas a uma dimensão, o que geralmente implica que a dispersão seja ignorada (como já foi referido), e assume-se que a contaminação migra apenas devido à advecção⁷. Ao considerar apenas este movimento no transporte dos contaminantes, obtém-se uma aproximação bastante conservativa, porque a dispersão tende a espalhar os contaminantes numa área mais extensa do que só pela consideração da advecção, o que implica uma previsão subestimada da extensão da contaminação.
- Assume-se ainda que os RDN dissolvidos estão em equilíbrio com aqueles adsorvidos pelo solo na formação do aquífero e que o decaimento ocorre progressivamente para os RDN dissolvidos e absorvidos;
- A solução analítica de Hung além do factor de correcção η , depende de constantes determinadas pelas características do sistema subterrâneo;

⁶ O número de transporte é definido por $\lambda_d RD/V$.

⁷ Processo através do qual os solutos são transportados pelo movimento da massa de água. Processo que afecta a mobilidade e a concentração dos contaminantes. A quantidade transportada é função da sua concentração na água subterrânea e do débito do fluxo desta.

- Para a avaliação dos efeitos na saúde, o *input* necessário para o modelo de transporte é a quantidade de RDN que atinge o poço durante um determinado período de tempo;
- O factor de correcção na saúde a longo prazo, η , é introduzido para considerar os efeitos fatais (risco de mortalidade) na saúde e é sempre um valor superior à unidade (5.19).

O modelo inclui algoritmos para avaliação das trajectórias e meios de exposição originados pelo transporte hidrológico, desde a libertação dos RDN do resíduo até à estimativa da dose e risco, podendo ser considerado dividido em dois módulos essenciais:

- (1) Permite uma estimativa da libertação dos RDN da fonte principal e o transporte até ao meio de exposição. Calcula as concentrações de RDN nos meios de exposição (água superficial, água subterrânea, sedimentos), nos alimentos (vegetais, leite, carne) como resultado da irrigação directa com água contaminada, e na água de ingestão. A partir das concentrações de RDN em cada tipo de alimento calcula o débito de ingestão global (inclui todos os alimentos) anual para cada RDN.
- (2) Calcula doses e risco baseado nas concentrações e débitos de entrada calculados anteriormente, para os indivíduos e populações expostas, através das trajectórias de exposição que incluem a exposição interna por ingestão (água e alimentos). Calcula ainda a exposição externa para biota aquática através dos RDN existentes na água e nos sedimentos.

5.3.3 DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DO MODELO

O modelo de transporte hidrológico envolve um mecanismo de libertação dos contaminantes do resíduo, seguindo-se um mecanismo de transporte que pode ocorrer

através da infiltração da água contaminada ou da escorrência superficial da mesma. Desta forma, o modelo pode ser dividido em dois módulos de acordo com a trajectória de transporte em que ocorre a dispersão dos contaminantes.

5.3.3.1 LIXIVIAÇÃO E INFILTRAÇÃO

A água que entra na região contaminada sendo constituída, como já foi referido, na sua maior parte pela água da chuva, pode evaporar-se, infiltrar-se ou escorrer para as linhas de água. Da totalidade líquida, uma fracção da precipitação total, f_{in} , vai-se infiltrar anualmente na barragem e, eventualmente, atingir o aquífero.

$$W_{inf} = f_{in} P A \quad \text{Eq. 5. 40}$$

W_{inf} = Quantidade de água que se infiltra, l/ano.

P = Precipitação anual, l/m²ano;

A = Área da barragem, m².

f_{in} = Fracção da água da precipitação que se infiltra, adimensional;

A água que se infiltra vai ser contaminada ao entrar em contacto com o resíduo. A concentração de RDN na água de exfiltração⁸ pode ser estimada por duas abordagens distintas baseadas na lixiviação química com ou sem solubilidade, descritivas da lixiviação dos RDN contidos na barragem.

A opção de lixiviação química sem limite de solubilidade é calculada por (5.11):

$$C_{inf} = \frac{I_t F_c}{A(D\varepsilon + Dk_{d2}\rho_s)} \quad \text{Eq. 5. 41}$$

⁸ A água de exfiltração representa a água contaminada pela lixiviação dos RDN da barragem de estéreis.

- C_{inf} = Concentração do RDN que se infiltra, Ci/m³;
 I_t = Actividade na barragem na fracção líquida, Ci;
 F_c = Factor de correcção para se ter em conta a lixiviação multi-fásica nas condições do campo (adimensional);
 D = Profundidade da barragem, m;
 ε = Porosidade, definida como a fracção do volume dos poros ocupados pela água;
 k_{d2} = Coeficiente de distribuição para o RDN dentro do resíduo, (ml/g);
 ρ_s = Densidade do solo (g/cm³ ou t/m³).

A opção de lixiviação química com limite de solubilidade é calculada por (5.11):

$$C_{inf} = \text{Min} \left[\frac{s N_c N_v}{M}; \frac{I_t F_c}{A(D\varepsilon + D k_{d2} \rho)} \right] \quad \text{Eq. 5.42}$$

- s = Solubilidade elementar, g/ml;
 M = Massa molecular do RDN, g/mol;
 N_c = Razão, Ci/mol;
 N_v = Razão ml/m³.

A quantidade de RDN que se liberta anualmente (Ci/ano) através da lixiviação e infiltração é dado por (5.11):

$$Q_0 = 10^{-3} W_{inf} C_{inf} \quad \text{Eq. 5.43}$$

10^{-3} = Factor de conversão de l para m³ (1 l = 10⁻³ m³).

Uma vez infiltrados no solo, os RDN são transportados verticalmente para o aquífero e horizontalmente através deste até ao poço. A velocidade de transporte do

RDN é retardada (devido à sorção parcial dos RDN pelo solo) relativamente à da água do aquífero, sendo quantificada pelos factores de retardação (5.11) vertical e horizontal, R_v e R , respectivamente, portanto devido à diferente natureza do transporte na vertical e na horizontal, o modelo subdivide o transporte em duas trajectórias: vertical e horizontal.

O fluxo subterrâneo na vertical assume-se como sendo saturado ou parcialmente saturado. O grau de saturação, G_s , é usado para calcular a velocidade da água na vertical, V_v , e o factor de retardação vertical, R_v . O valor de G_s é dado por (5.11):

$$G_s = h_r + (1 - h_r) \frac{V_{\text{exf}}^{0,25}}{K_v} \quad \text{Eq. 5. 44}$$

A velocidade de exfiltração é, normalmente, a média ponderada entre as velocidades de infiltração entre a zona intacta da barragem e as zonas onde houve desabamentos, e portanto, a água que se infiltrou sem filtração ou com filtração parcial. Dado o sistema de fixação de solo da barragem, vulgarmente utilizado em Portugal, recorrer a vegetação colocada na sua área exterior, admitimos que não existem derrocadas e que a velocidade de exfiltração coincide com a velocidade de infiltração.

$$V_{\text{exf}} = V_{\text{inf}} \quad \text{Eq. 5. 45}$$

- G_s = Grau de saturação, adimensional;
- h_r = Humidade residual expressa em fracção relativamente ao volume total quando saturado;
- V_{exf} = Velocidade média de exfiltração, m/ano;
- V_{inf} = Velocidade de infiltração, m/ano;
- K_v = Condutividade hidráulica vertical, m/ano;
- 0.25 = Valor conservativo, função do tipo de solo.

A equação 5.44 é baseada na expressão aproximada para a fracção de saturação. O expoente 0.25 é, geralmente, função do tipo de solo, mas adoptou-se um valor fixo conservativo que se encontra documentado na literatura (5.11).

A velocidade vertical, V_v (m/ano), bem como os factores de retardação vertical e horizontal, R_v e R respectivamente, são dados por (5.11):

$$V_v = \frac{V_{\text{exf}}}{G_s \varepsilon} \quad \text{Eq. 5. 46}$$

$$R_v = 1 + \frac{\rho_f k_r}{\varepsilon G_s} \quad \text{Eq. 5. 47}$$

- V_v = Velocidade vertical da água, m/ano;
 R_v = Factor de retardação na vertical, adimensional;
 ρ_f = Densidade a granel da formação (equivalente a ρ), g/cm³;
 k_r = Coeficiente de distribuição da formação mãe, ml/g.

A migração dos RDN na horizontal através do aquífero até ao poço, é dado pelo modelo de transporte subterrâneo de Hung (5.19). As equações básicas para o modelo adaptado são (5.19):

$$Q_p = \eta Q_0 \left(t - \frac{RL}{v} \right) e^{-\frac{\lambda_d RL}{v}} \quad \text{Eq. 5. 48}$$

$$\eta = \frac{\int_0^{\infty} 0,5 \sqrt{\frac{RP_e}{\pi \theta^3}} e^{\left[-N_d \theta - \frac{\rho \theta}{4R} \left(\frac{R}{\theta} - 1 \right)^2 \right]} d\theta}{e^{-\frac{\lambda_d RL}{v}}} \quad \text{Eq. 5. 49}$$

que integrada, se transforma em:

$$\eta = \frac{e^{\left[\frac{P_e - P_e}{2} \sqrt{1 + \frac{4RL\lambda_d}{P_e v}} \right]}}{e^{\left[\frac{RL\lambda_d}{v} \right]}} \quad \text{Eq. 5. 50}$$

$$P_e = \frac{VL}{d} \quad \text{Eq. 5. 51}$$

- Q_p = Débito de RDN transportados até ao poço, Ci/ano;
 Q_o = Actividade libertada no fundo, Ci/ano;
 η = Factor de correcção de Hung (5.21);
 t = Tempo da simulação, anos;
 V = Velocidade da água, vertical ou horizontal, m/ano;
 P_e = Número de Peclet ⁹(5.21) VL/d , adimensional;
 λ_d = Constante de decaimento radiológico, ano⁻¹;
 d = Coeficiente de dispersão, m²/ano;
 R = Factor de retardação, adimensional;
 L = Distância a percorrer, vertical ou horizontal, m;
 θ = Tempo adimensional, $\tau v/L$.

O factor de retardação horizontal R é calculado por (5.11):

$$R = 1 + \frac{\rho_f k_a}{\varepsilon} \quad \text{Eq. 5. 52}$$

- K_a = Coeficiente de distribuição do aquífero, ml/g.

O tempo necessário para os RDN atravessarem o aquífero desde o local da infiltração até ao poço, é representado pela soma dos tempos transientes horizontal e vertical. Assume-se que a dispersão do RDN no transporte é desprezável.

⁹ O número de Peclet representa a relação das intensidades entre as forças advectivas e dispersivas.

Os tempos transientes horizontal e vertical, t_h e t_v , são calculados de acordo com (5.11):

$$t_v = \frac{D_v R_v}{V_v} \quad \text{Eq. 5. 53}$$

$$t_h = \frac{L R}{V} \quad \text{Eq. 5. 54}$$

$$t_t = t_v + t_h \quad \text{Eq. 5. 55}$$

t_t = Tempo que RDN demora do aquífero até ao poço, ano;

t_v = Tempo transiente vertical, ano;

t_h = Tempo transiente na horizontal, ano;

D_v = Profundidade do aquífero, m;

Uma vez inseridos no sistema de transporte do aquífero, os poços podem ser potenciais receptores dos RDN. No nosso modelo considerou-se a existência de um poço instalado na base do aquífero em que todos os RDN estão uniformemente distribuídos ao longo do aquífero. Esta consideração tende a sobrestimar a concentração do RDN pelo que se considera ser uma abordagem conservativa (5.11).

Para calcular a concentração de RDN na água do poço, é necessário calcular primeiro o fluxo de água subterrânea que afluí ao poço. Considerando a dispersão lateral do fluxo, o débito de água contaminada que afluí ao poço é dado por (5.11):

$$W_A = V \varepsilon D_A [A^{1/2} + 2 \operatorname{tg} (\alpha_a/2) L] \quad \text{Eq. 5. 56}$$

$$C_{wp} = \frac{Q_p}{W_A} \quad \text{Eq. 5. 57}$$

- C_{wp} = Concentração de RDN na água do poço, Ci/m³.
 W_A = Débito total de água que aflui ao poço, m³/ano;
 D_A = Espessura do aquífero, m;
 α_a = Ângulo de dispersão da pluma de contaminante na água do aquífero, radianos¹⁰;

A quantidade de RDN removida anualmente da área contaminada para as profundas camadas do solo, por infiltração, é calculada pelo produto entre o débito de infiltração anual, W_{inf} , e a concentração de RDN na água de infiltração, C_{inf} (5.11):

$$R_i = 10^{-3} W_{inf} C_{inf} \quad \text{Eq. 5. 58}$$

R_i = Remoção anual de RDN por infiltração, Ci/ano.

Os RDN presentes na água do poço podem originar uma exposição radiológica através das seguintes trajetórias de exposição (5.11):

- a quantidade RDN transmitido pela água de irrigação, Ci/ano:

$$Q_{irrp} = 8760 A_i f_i W_i L_i 10^{-3} C_{wp} N_p \quad \text{Eq. 5. 59}$$

- a quantidade de água bebida directamente pelos animais, Ci/ano (5.11):

$$Q_{anp} = 1,5 \cdot 10^4 L_a 10^{-3} C_{wp} N_p \quad \text{Eq. 5. 60}$$

- a quantidade de água ingerida directamente pelos habitantes, Ci/ano (5.11):

¹⁰ O ângulo de dispersão α_a pode ser estimado (5.11) ou determinado empiricamente (por testes de dispersão no campo, onde o ângulo de dispersão é determinado através de análises químicas, de medições da condutividade ou de traçadores de radioactividade na água a partir de uma série de furos ao longo da pluma na direcção das águas superficiais).

$$Q_{wp} = U_w L_h 10^{-3} C_{wp} N_p \quad \text{Eq. 5. 61}$$

- A_i = Área irrigada *per capita*, m²;
 8760 = 8760 h de irrigação / ano;
 W_i = Débito específico de irrigação, l/m² h;
 f_i = Fracção do ano com irrigação, adimensional;
 L_i = Fracção da água de irrigação obtida pela água do poço, adimensional;
 U_w = Consumo anual de água ingerida directamente, l/habitante ano;
 L_h = Fracção de água obtida a partir da água do poço, adimensional;
 L_a = Fracção de água obtida do poço para o gado;
 N_p = N^o de pessoas que fazem parte da população, habitantes;
 $1.5 \cdot 10^4$ = Água fornecida ao gado consumido directamente pela população, l/habitante ano.

A soma dos débitos anteriores representa o consumo total anual de água do poço. Se este consumo total, V_U , expresso em m³/ano, for superior ao fluxo de água que afluí ao poço, W_A (m³/ano), a concentração de RDN na água retirada do poço é recalculada usando o débito de água efectivamente bombada do poço para consumo.

$$V_U > W_A \quad C_{wp} = Q_p / (10^{-3} V_U) \quad \text{Eq. 5. 62}$$

5.3.3.2 LIXIVIAÇÃO E ESCORRÊNCIA

O solo superficial pode apresentar uma componente adsorvida pelo solo com concentração C_{ss} (Ci/Kg) e uma componente de água contaminada no solo superficial de C_{sw} (Ci/m³). O material adsorvido pelo solo permanecerá no solo tornando-se uma fonte para a re-suspensão e para o transporte atmosférico (já descrito na secção anterior).

Os RDN dissolvidos na água do solo podem ser transportados por escorrência superficial ou por percolação indo neste caso afectar as camadas profundas do solo. A quantidade de RDN adicionada aos débitos é calculada pelo produto de C_{sw} , concentração na água do solo, pelo volume total de escorrência anual. A concentração da água superficial de solo, C_{sw} , é calculada por (5.11):

$$C_{sw} = \frac{C_{ss} 1000}{K_{d1}} \quad \text{Eq. 5. 63}$$

- C_{sw} = Concentração do RDN na água intersticial do solo Ci/m^3 ;
- C_{ss} = Concentração do RDN no solo superficial, Ci/Kg ;
- K_{d1} = Coeficiente de distribuição no solo, mg/l ;
- 1000 = Factor de conversão para K_{d1} ($1\text{ ml/g}=1m^3/1000\text{ Kg}$).

Da totalidade de água, no estado líquido, que entra na região contaminada uma fracção f_r , vai ser anualmente adicionada aos ribeiros. A quantidade de água que entra no ribeiro pela escorrência da região contaminada é calculada por (5.11):

$$W_{rf} = f_r P A \quad \text{Eq. 5. 64}$$

- W_{rf} = Débito água em escorrência anual, l/ano .
- f_r = Fracção da precipitação em escorrência superficial, adimensional;
- P = Precipitação anual, $l/(ano\ m^2)$.

A remoção anual de RDN por escorrência da superfície para o ribeiro é calculada pelo produto de W_{rf} por C_{sw} .

$$R_{sf} = W_{rf} C_{sw} 10^{-3} \quad \text{Eq. 5. 65}$$

- R_{sf} = Remoção anual de RDN por escorrência superficial, Ci/ano .

A concentração de RDN na água de transporte, C_{as} , Ci/m^3 , do ribeiro é o quociente de R_{sf} pelo caudal anual dos cursos de água.

$$C_{as} = \frac{R_{sf}}{Q_s} \quad \text{Eq. 5. 66}$$

Q_s = Caudal anual dos cursos de água, m^3/ano .

A quantidade de RDN presente nos cursos de água contaminados pode originar uma exposição à radiação pelas mesmas vias descritas anteriormente para a água contaminada do poço:

- a quantidade RDN transmitido pela água de irrigação, Ci/ano (5.11):

$$Q_{irr} = 8760 \cdot 10^{-3} A_i f_i W_i S_i C_{as} N_p \quad \text{Eq. 5. 67}$$

- a quantidade de água bebida directamente pelos animais, Ci/ano (5.11):

$$Q_{an} = 1.5 \cdot 10^4 \cdot 10^{-3} S_a C_{as} N_p \quad \text{Eq. 5. 68}$$

- a quantidade de água bebida directamente pelos habitantes, Ci/ano (5.11):

$$Q_{wr} = 10^{-3} U_w S_h C_{as} N_p \quad \text{Eq. 5. 69}$$

S_i = Fracção da água obtida a partir dos cursos de água contaminados para irrigação, adimensional;

S_a = Fracção da água fornecida ao gado que provém dos cursos contaminados;

S_h = Fracção da água ingerida proveniente da corrente.

A soma dos débitos anteriores representa a quantidade de RDN removida anualmente do ribeiro, I_R . Se este valor for superior à entrada no mesmo por escorrência, a concentração de RDN no ribeiro é recalculada pela seguinte expressão:

$$I_R > R_{sf} \quad C_{as} = R_{sf} / V_R \quad \text{Eq. 5. 70}$$

- I_R = Quantidade anual de RDN removido do ribeiro, Ci;
 V_R = Volume de água removida anualmente do ribeiro ($V_R = Q_s f_{rr}$), m³/ano.
 f_{rr} = Fração retirada da água da corrente, adimensional;

5.4 CADEIA ALIMENTAR

As concentrações de RDN calculadas anteriormente para os diferentes meios, nomeadamente para o ar, para a água subterrânea (poço) e para a água superficial (ribeiro) bem como os débitos de inalação, de irrigação (com a água do poço e com a água superficial) e os de ingestão de água (para os humanos e para os animais) vão constituir o elo seguinte para a obtenção dos restantes dados necessários para a descrição do quadro radiológico.

Os RDN na **ÁGUA** podem originar uma exposição à radiação por:

- EXPOSIÇÃO INTERNA:
 - directamente através da ingestão de água;
 - indirectamente através da água de irrigação usada nos vegetais.

Os RDN na **ATMOSFERA** podem originar uma exposição à radiação por:

- EXPOSIÇÃO INTERNA
 - através da inalação de ar contaminado;

- através da ingestão de comida contaminada pela deposição a partir da pluma.
- EXPOSIÇÃO EXTERNA
 - através da imersão na pluma de ar contaminado;
 - exposição à superfície do solo contaminado por deposição a partir da pluma.

As trajectórias de exposição vão ser agrupadas em quatro vias principais: a inalação, a ingestão, a submersão no ar e a exposição ao solo contaminado.

A concentração de RDN na atmosfera imediata é calculada pelo modelo do transporte atmosférico, através da equação 5.20. Assume-se que a concentração média de RDN na atmosfera é constante ao longo do tempo de simulação.

O débito de exposição por inalação é calculado pela equação 5.38.

A concentração de cada RDN na superfície do solo é calculada pela soma da concentração de RDN no solo devido à deposição atmosférica com a concentração do RDN no solo devido à irrigação.

$$C_{so} = C_{ds} + C_{irr} \quad \text{Eq. 5. 71}$$

$$C_{irr} = 8.760 \cdot 10^{12} W_i f_i (L_i C_{wp} + S_i C_{as}) \quad \text{Eq. 5. 72}$$

- C_{so} = Concentração de RDN na superfície do solo, pCi/ (ano m²);
 C_{irr} = Concentração de RDN no solo originada pela irrigação, (pCi/ano m²);
 $8.760 \cdot 10^{12}$ = Factor de conversão 8760 h/ano $\times 10^{12}$ pCi/Ci $\times 10^{-3}$ m³/l.

Para estimar o débito de ingestão dos produtos alimentares contaminados é necessário calcular as concentrações dos RDN nos vários alimentos susceptíveis de causar exposição interna pela ingestão. Este débito exige estimativas quantitativas devido às várias trajectórias de entrada envolvidas:

- a ingestão de água;
- a ingestão de carne;
- a ingestão de leite;
- a ingestão de vegetais.

Excepto para a água ingerida, todos os outros meios podem ser contaminados quer por processos atmosféricos, quer através da irrigação.

O débito de deposição de RDN no solo ou na superfície dos produtos alimentares, que vai ser necessário ao cálculo do conteúdo em RDN na cadeia alimentar é calculado por (5.11):

$$d_d = 3.6 \cdot 10^{15} X_{ar} V_d \quad \text{Eq. 5. 73}$$

d_d = Débito médio da deposição de RDN, pCi/h m²;
 $3.6 \cdot 10^{15}$ = Factor de conversão, s-pCi/h-Ci;
 V_d = Velocidade de deposição, m/s.

A estimativa da concentração na vegetação, C_{VA} , devido à deposição atmosférica de um dado RDN é calculada por (5.11):

$$C_{VA} = d_d R_1 [1 - e^{(-\lambda_e t_e)}] / (Y_v \lambda_e) + (B C_{sp} / \rho_e) e^{(-\lambda_d t_c)} \quad \text{Eq. 5. 74}$$

$$\lambda_e = \lambda_d + \lambda_w \quad \text{Eq. 5. 75}$$

$$\lambda_s = r_s / \{(0.15)(8760)[(1 + \rho_s k_{d1})/\epsilon]\} \quad \text{Eq. 5. 76}$$

$$C_{sp} = (C_{so} + 8760 d_d \Delta t) e^{-(\lambda_d + \lambda_s) 8760 \Delta t}$$
Eq. 5. 77

C_{VA}	=	Concentração nos vegetais, pCi/Kg;
R_1	=	Fracção da actividade depositada retida nos cereais, adimensional;
λ_e	=	Débito constante de remoção efectiva para os RDN dos cereais h^{-1} ;
λ_w	=	Débito constante de remoção devido à meteoração, h^{-1} ;
λ_d	=	Constante de decaimento radioactivo, h^{-1} ;
λ_s	=	Débito constante de remoção de contaminante, h^{-1} ;
r_s	=	Infiltração na toalha de água, m/ano;
0.15	=	Profundidade da camada de solo, m;
B	=	Factor de concentração (pCi/Kg de peso seco)/(pCi/Kg de solo seco);
t_e	=	Período de tempo que os vegetais são expostos à contaminação durante a época de crescimento, h;
Y_v	=	Produtividade agrícola, Kg/m ² ;
t_c	=	Intervalo de tempo entre a colheita e o consumo, h;
C_{so}	=	Concentração de RDN para o ano anterior, pCi/(ano m ²);
C_{sp}	=	Concentração de RDN no solo para este ano, pCi/(ano m ²);
ρ_e	=	Densidade efectiva para o solo superficial, Kg de solo seco/m ² ;
Δt	=	Incremento de tempo, ano;
8760	=	Conversão de unidade 8760 h/ano.

A concentração de RDN na ração dos animais inclui duas formas: a erva de pasto e a comida armazenada. A sua estimativa pode ser feita através da seguinte equação (5.11):

$$C_{RA} = f_p f_s C_{pa} + (1 - f_p f_s) C_{sa}$$
Eq. 5. 78

$$C_{sa} = d_d R_1 [1 - e^{(-\lambda_e t_e)}] / (Y_v \lambda_e) + (B C_{sp} / \rho_e) e^{(-\lambda_d 2160)}$$
Eq. 5. 79

$$C_{pa} = d_d R_1 [1 - e^{(-\lambda_e t_e)}] / (Y_v \lambda_e) + (B C_{sp} / \rho_e) \quad \text{Eq. 5. 80}$$

- C_{RA} = Concentração de RDN na alimentação dos animais, pCi/Kg;
 C_{pa} = Concentração de RDN na erva de pasto, pCi/Kg;
 C_{sa} = Concentração de RDN na comida armazenada, pCi/Kg;
 f_p = Fracção do ano que os animais pastam, adimensional;
 f_s = Fracção da alimentação diária composta pela erva de pasto, adimensional;
2160 = Intervalo de tempo entre a colheita e o consumo ($=t_c$), h;

A concentração de RDN na carne para consumo humano depende da quantidade de alimento consumido pelo animal e do seu nível de contaminação (5.11):

$$C_{CA} = F_f C_{RA} Q_R e^{(-\lambda_d t_s)} \quad \text{Eq. 5. 81}$$

- C_{CA} = Concentração do RDN na carne animal, pCi/Kg;
 F_f = Fracção da entrada diária no animal de um dado RDN que aparece em cada Kg de carne, d/Kg;
 Q_R = Quantidade de comida consumida diariamente pelo animal, kg/dia;
 t_s = Tempo médio desde a morte do animal até ao consumo, h.

A concentração de cada RDN no leite é estimada por (5.11):

$$C_{LA} = F_L C_{RA} Q_R e^{(-\lambda_d t_f)} \quad \text{Eq. 5. 82}$$

- C_{LA} = Concentração de RDN por litro de leite, pCi/l;
 F_L = Fracção média da entrada diária no animal de cada RDN que aparece em cada litro de leite (d/l);
 t_f = Tempo médio de transporte da actividade desde a comida até ao leite e até ao receptor, h.

As concentrações de RDN nos diferentes tipos de alimentos devido à irrigação com água contaminada são estimadas através das mesmas equações usadas para a deposição atmosférica com algumas alterações.

A concentração de RDN nos vegetais devido à irrigação, C_{vi} , é calculada pela equação 5.74 mas com um novo valor para a fracção de retenção, R_2 , uma vez que este agora representa a fracção de actividade retida através da água de irrigação. As equações 5.78, 5.79 e 5.80 também são recalculadas com o novo factor de retenção, R_2 . Para a irrigação, o segundo termo da equação 5.74 é modificado pelo factor f_i , a fracção do ano durante a qual a irrigação ocorre e o t_e , período de tempo em que os vegetais são expostos à contaminação durante a época de crescimento, é substituído por t_w , equivalente ao tempo de irrigação, expresso em horas.

O débito de deposição, d_d , apresentado na deposição atmosférica, transforma-se agora, nos cálculos para a concentração nos vegetais devido à irrigação, num débito expresso por (5.11):

$$I_r = C_w W_i \quad \text{Eq. 5. 83}$$

$$C_w = 10^9 (C_{wp} L_i + C_{as} S_i) \quad \text{Eq. 5. 84}$$

A concentração de RDN na água de irrigação, C_w , representa a média entre a concentração da água do ribeiro e a da água do poço ponderada pela quantificação da sua utilização.

- I_r = Débito aplicação do RDN pCi/m² h;
- 10^9 = Factor de conversão de unidades de 10¹² pCi/Ci e 10⁻³ m³/l;
- C_w = Concentração de RDN na água de irrigação, pCi/l.

A equação modificada para o cálculo das concentrações nos vegetais devido à água de irrigação é expressa por (5.11):

$$C_{VI} = I_r R_2 [1 - e^{(-\lambda_e t_w)}] / (Y_v \lambda_e) + f_i (B C_{sp} / \rho_e) e^{(-\lambda_d t_c)} \quad \text{Eq. 5. 85}$$

A concentração de RDN no leite devido à irrigação é calculada por (5.11):

$$C_{LI} = F_L (C_{RI} Q_R + C_w Q_{WG}) e^{(-\lambda_d t_f)} \quad \text{Eq. 5. 86}$$

Q_{WG} = Quantidade de água consumida pelo gado, diariamente, l/d.

C_{RI} = Concentração de RDN na alimentação dos animais (calculada com o factor de retenção R_2), pCi/Kg;

A concentração de RDN na carne devido à irrigação é calculada por (5.11):

$$C_{CI} = F_f (C_{RI} Q_R + C_w Q_{WG}) e^{(-\lambda_d t_s)} \quad \text{Eq. 5. 87}$$

Uma vez calculadas as concentrações de RDN nos alimentos, nas suas várias formas, o débito de ingestão anual para cada tipo de alimento e para cada RDN é calculado pelas equações seguintes.

A entrada anual de um dado RDN através da vegetação, Q_v , via ingestão total (deposição atmosférica e irrigação) em pCi/ano (5.11):

$$Q_v = (C_{VI} + C_{VA}) U_v \quad \text{Eq. 5. 88}$$

C_{VI} = Concentração de RDN na vegetação devido à irrigação pCi/Kg;

C_{VA} = Concentração de RDN na vegetação devido à deposição atmosférica pCi/Kg;

U_V = Entrada (consumo) anual de vegetais Kg/ano.

A entrada anual de um dado RDN através do leite, Q_L , via ingestão total (deposição atmosférica e irrigação) e pCi/ano (5.11):

$$Q_L = (C_{LV} + C_{LA}) U_L \quad \text{Eq. 5. 89}$$

C_{LV} = Concentração de RDN no leite devido à irrigação pCi/l;

C_{LA} = Concentração de RDN no leite devido à deposição atmosférica pCi/l;

U_L = Entrada (consumo) anual de leite l/ano.

A entrada anual de um dado RDN através da carne, Q_C , via ingestão total (deposição atmosférica e irrigação) em pCi/ano (5.11):

$$Q_C = (C_{CI} + C_{CA}) U_C \quad \text{Eq. 5. 90}$$

C_{CI} = Concentração de RDN na carne devido à irrigação pCi/Kg;

C_{CA} = Concentração de RDN na carne devido à deposição atmosférica pCi/Kg;

U_C = Entrada (consumo) anual de carne Kg/ano.

A ingestão total de água directamente dos meios contaminados (poço e ribeiro), Q_w , pCi/ano (5.11):

$$Q_w = 10^9 (L_h C_{wp} + S_h C_{as}) U_w \quad \text{Eq. 5. 91}$$

U_w = Entrada (consumo) anual de água l/ano.

Finalmente, o débito de ingestão total é calculado pela soma dos débitos parcelares de ingestão de cada um dos tipos de alimentos ingeridos (5.11):

$$Q_{ing} = Q_V + Q_L + Q_C + Q_w \quad \text{Eq. 5. 92}$$

Q_{ing} = Entrada anual de um dado RDN via ingestão total, pCi/ano.

Os débitos de entrada no organismo humano (ingestão e inalação) foram calculados na forma de entradas individuais anuais. Para calcular os débitos de entrada colectiva anual multiplica-se o débito individual anual pelo número de pessoas que constituem a população em estudo.

5.5 ESTIMATIVAS DE DOSE E RISCO

Através dos modelos anteriores é possível estimar a concentração de RDN no ar, no solo, e os débitos de ingestão e inalação. A partir destes valores é possível gerar os quadros de dose e risco, cruzando estes *outputs* com os coeficientes de dose e de risco. Os valores adoptados para os coeficientes de dose e risco encontram-se documentados em publicações da Environmental Protection Agency (EPA) (5.9,5.10).

5.5.1 DOSES RADIOLÓGICAS

A dose deverá ser expressa em Sievert, Sv, a unidade de equivalente de dose no domínio da radioprotecção, referindo-se à energia realmente absorvida pelo material irradiado (o corpo humano) tendo em conta o tipo de radiação em termos de efeitos biológicos relativos¹¹.

¹¹ 1 Sv = 100 rem = 100 rad = 1Gy, quando os factores de qualidade associados ao significado físico de cada unidade são unitários.

Os coeficientes de dose para a exposição externa relacionam as doses para os órgãos e para os tecidos do corpo humano com a concentração de RDN no meio ambiental. Pelo contrário, os coeficientes de dose interna relacionam as doses com as concentrações de RDN que entram no organismo através da ingestão e da inalação (as radiações são emitidas dentro do corpo).

A exposição interna, como já foi referido, pode ocorrer através da inalação de ar contaminado ou da ingestão de produtos alimentares contaminados.

Os coeficientes de dose para a inalação e para a ingestão são expressos em unidades de Sv Bq⁻¹.

A dose resultante da exposição interna através da inalação é estimada por (5.10,5.11):

$$D_{in} = 3.7 \cdot 10^{10} Q_{in} C_{Din} t_{exp} \quad \text{Eq. 5. 93}$$

- D_{in} = Dose por inalação de ar contaminado, Sv;
- $3.7 \cdot 10^{10}$ = Factor de conversão $3.7 \cdot 10^{10}$ Bq/Ci;
- Q_{in} = Débito de inalação, Ci/ano;
- C_{Din} = Coeficiente de dose para a inalação de ar contaminado, Sv Bq⁻¹;
- t_{exp} = Tempo de exposição, 1 ano.

A dose resultante da exposição interna através da ingestão é calculada através de (5.10,5.11):

$$D_{ing} = 0.037 Q_{ing} C_{Ding} t_{exp} \quad \text{Eq. 5. 94}$$

- D_{ing} = Dose por ingestão de alimentos contaminados, Sv;
- 0.037 = Factor de conversão, 0.037 Bq/pCi;
- Q_{ing} = Débito de ingestão, pCi/ano;

C_{Ding} = Coeficiente de dose de ingestão de alimentos contaminados, Sv Bq⁻¹.

A exposição externa pode ocorrer através da submersão na pluma de ar contaminado ou por irradiação directa do solo contaminado. A exposição externa à irradiação dos RDN transportados pelo ar ocorre apenas durante a passagem da pluma. O período de exposição depende da duração da libertação, das condições meteorológicas e do tempo de residência dos indivíduos expostos. O material depositado no solo pode originar uma exposição antes e depois da passagem da pluma. O material radioactivo inalado pelos indivíduos imersos na pluma pode ser retido pelo corpo e originar uma exposição interna durante um período de tempo extenso.

As unidades dos coeficientes de dose para a exposição externa são expressas em Sv Bq⁻¹ m³ s⁻¹ para a submersão na pluma e em Sv Bq⁻¹ m² s⁻¹ para a irradiação do solo contaminado.

A dose resultante da exposição externa através da submersão na pluma de ar contaminado é calculada por (5.10,5.11):

$$D_{sub} = 3.7 \cdot 10^{10} X_{ar} C_{Dsub} t_{exp} \quad \text{Eq. 5. 95}$$

D_{sub} = Dose por submersão na pluma de ar contaminado, Sv;

$3.7 \cdot 10^{10}$ = Factor de conversão $3.7 \cdot 10^{10}$ Bq/Ci;

X_{ar} = Concentração de RDN na pluma de ar contaminado, Ci/m³;

C_{Dsub} = Coeficiente de dose por submersão na pluma de ar contaminado, Sv s⁻¹ m³ Bq⁻¹;

t_{exp} = Tempo de exposição, $3.16 \cdot 10^7$ s (equivalente a 1 ano).

A dose resultante da exposição externa através da irradiação de solo contaminado é calculada por (5.10,5.11):

$$D_s = 0.037 C_{so} C_{Ds} t_{exp} \quad \text{Eq. 5. 96}$$

- D_s = Dose por exposição ao solo contaminado, Sv;
 C_{so} = Concentração de RDN no solo superficial, pCi/m²;
 C_{Ds} = Coeficiente de dose por exposição ao solo contaminado, Sv s⁻¹m² Bq⁻¹.

5.5.2 ESTIMATIVA DO RISCO

O risco é expresso adimensionalmente e avalia os efeitos da exposição à radiação durante o tempo médio de vida, quantificando a probabilidade de um determinado efeito ocorrer. O tempo médio de vida adoptado é de 75.2 anos (5.9).

Os coeficientes de risco para exposição a um dado RDN, através do meio ambiental considerado, são expressos como a probabilidade de mortalidade ou de morbilidade por cancro, por unidade de actividade inalada ou ingerida, para a exposição interna, ou por unidade de concentração no ar ou no solo, para a exposição externa.

As unidades dos coeficientes de risco para a exposição interna são expressas em Bq⁻¹ e para a exposição externa em Bq⁻¹ m² s⁻¹, para a exposição ao solo e em Bq m³ s⁻¹ para a submersão no ar.

O risco de mortalidade ou de morbilidade resultante da exposição interna através da inalação é calculado por (5.9):

$$R_{1in} = 3.7 \cdot 10^{10} Q_{in} C_{R1in} t_m \quad \text{Eq. 5. 97}$$

$$R_{2in} = 3.7 \cdot 10^{10} Q_{in} C_{R2in} t_m \quad \text{Eq. 5. 98}$$

- R_{1in} = Risco de mortalidade por inalação de ar contaminado;
 R_{2in} = Risco de morbilidade por inalação de ar contaminado;
 Q_{in} = Débito de inalação, Ci/ano;

- C_{R1in} = Coeficiente de risco de mortalidade para a inalação de ar contaminado, Bq^{-1} ;
 C_{R2in} = Coeficiente de risco de morbilidade para a inalação de ar contaminado, Bq^{-1} ;
 t_m = Tempo médio de vida durante o qual ocorre a exposição, anos.

O risco de mortalidade ou morbilidade resultante da exposição interna através da ingestão é calculado por (5.9):

$$R_{1ing} = 0.037 Q_{ing} C_{R1ing} t_m \quad \text{Eq. 5. 99}$$

$$R_{2ing} = 0.037 Q_{ing} C_{R2ing} t_m \quad \text{Eq. 5. 100}$$

- R_{1ing} = Risco de mortalidade para a ingestão;
 R_{2ing} = Risco de morbilidade para a ingestão;
 Q_{ing} = Débito de ingestão, pCi/ano ;
 C_{R1ing} = Coeficiente de risco de mortalidade para a ingestão, Bq^{-1} ;
 C_{R2ing} = Coeficiente de risco de morbilidade para a ingestão, Bq^{-1} .

O risco por mortalidade ou morbilidade resultante da exposição externa através da submersão na pluma de ar contaminado é calculado por (5.9):

$$R_{1sub} = 3.7 \cdot 10^{10} X_{ar} C_{R1sub} t_m \quad \text{Eq. 5. 101}$$

$$R_{2sub} = 3.7 \cdot 10^{10} X_{ar} C_{R2sub} t_m \quad \text{Eq. 5. 102}$$

- R_{1sub} = Risco de mortalidade por submersão ao ar contaminado;
 R_{2sub} = Risco de morbilidade por submersão ao ar contaminado;
 X_{ar} = Concentração na atmosfera imediata, Ci/m^3 ;
 C_{R1sub} = Coeficiente de risco de mortalidade para a submersão na pluma de ar contaminado, $Bq^{-1} m^3$;



C_{R2sub} = Coeficiente de risco de morbilidade para a submersão na pluma de ar contaminado, $Bq^{-1} m^3$.

O risco resultante da exposição externa através da irradiação de solo contaminado é calculado por (5.9):

$$R_{1s} = 0.037 C_{so} C_{R1s} t_m \quad \text{Eq. 5. 103}$$

$$R_{2s} = 0.037 C_{so} C_{R2s} t_m \quad \text{Eq. 5. 104}$$

R_{1s} = Risco de mortalidade por exposição ao solo contaminado;

R_{2s} = Risco de morbilidade por exposição ao solo contaminado;

C_{so} = Concentração na superfície do solo, $pCi/(m^2 \text{ ano})$;

C_{R1s} = Coeficiente de risco de mortalidade para a exposição ao solo contaminado, $Bq^{-1} m^2$;

C_{R2s} = Coeficiente de risco de morbilidade para a exposição ao solo contaminado, $Bq^{-1} m^2$.

5.6 BIOTA AQUÁTICA

As estimativas de dose e de risco anteriores tiveram como principal alvo a exposição directa do corpo humano. A estimativa das doses para os receptores ecológicos, nomeadamente para a biota aquática, constitui o elo final de ligação à exposição indirecta humana no modelo qualitativo de WHICKER (5.2).

A contaminação do meio aquático pelos RDN pode ser originada pela água superficial, pela água subterrânea, pela deposição directa da atmosfera ou pela erosão do solo contaminado.

Os organismos aquáticos que habitam num ambiente contaminado com radioactividade recebem radiação interna dos RDN ingeridos na água e nos alimentos e dos RDN absorvidos através da pele e dos órgãos respiratórios. Recebem ainda radiação externa através dos RDN existentes na água e nos sedimentos.

Os RDN dissolvidos na água superficial podem ser transferidos para as plantas aquáticas através da adsorção e da assimilação (W4a), para os invertebrados aquáticos através da adsorção e da ingestão (W4b), para os sedimentos através de processos de sorção (W5) e destes para a água superficial através da dessorção e da re-suspensão (W5).

Os sedimentos vão constituir um meio de exposição para as plantas aquáticas, através da assimilação (W6), para os invertebrados aquáticos, peixes e aves aquáticas através da ingestão (W8).

As plantas aquáticas (W8), os sedimentos (W7) e os invertebrados aquáticos (W10) constituem um meio de exposição para os peixes e aves aquáticas através da ingestão.

A população (receptor final) vai estar exposta à radiação com origem na biota aquática através da ingestão dos peixes e aves aquáticas (W9).

5.6.1 DESCRIÇÃO CONCEPTUAL DOS OBJECTIVOS DO MODELO

O objectivo do modelo de estimativa dos débitos da radiação para a biota aquática, é avaliar os potenciais efeitos com origem na exposição à radiação e relacioná-los com os efeitos no corpo humano.

As equações documentadas na literatura estimam os débitos das doses da radiação para os organismos aquáticos representativos a partir das radiações α , β e γ com origem nas fontes externas e internas já descritas.

Os débitos das doses são expressos em unidade de dose absorvida μGy ; no entanto, os vários tipos de radiação diferem no seu efeito biológico relativo por unidade de dose absorvida, sendo necessário adoptar-se um factor qualitativo, Q , para quantificar a diferença do efeito biológico consoante a radiação envolvida (5.20). Os factores qualitativos apenas são aplicáveis para níveis baixos de radiação, nunca para doses elevadas (como seria o caso de um acidente nuclear). Para as radiações γ e β o factor Q assume o valor 1, e para a radiação α o valor 20. Desta forma, para equacionar o efeito biológico relativo do débito da dose de radiação α em μGy para o débito de dose de radiações γ e β , deve-se multiplicar o primeiro débito por 20. Com efeito, o débito de dose resultante será equivalente a μSv , a unidade de equivalente de dose usada para os seres humanos.

Os débitos das doses são estimados para cada tipo de energia de radiação envolvida. O débito da dose total é estimado pela soma dos débitos relativos ao tipo de radiação ponderados com o factor qualitativo, Q .

O risco de ocorrerem efeitos adversos para a biota aquática, a partir da exposição à radiação, é avaliado pela comparação do débito da dose calculado pelas equações adoptadas (5.21) com um valor limite estipulado pelo U. S. Department of Energy (DOE's) (5.22). Este termo de comparação assume o valor de 0.4 mGy h^{-1} (1 rad d^{-1} ou 1 Sv): um débito de dose menor do que este valor deverá assegurar a protecção da população para o organismo mais sensível. Se as doses estimadas excederem o valor de 0.1 mGy h^{-1} , deve-se proceder a um estudo mais detalhado e preciso, para determinar que efeitos podem ocorrer a nível individual ou da população considerada na biota.

O risco ecológico para os organismos aquáticos será assim avaliado pelo cálculo da dose e pela comparação com os níveis de dose estipulados abaixo dos quais não foram observados efeitos detectáveis.

5.6.2 DESCRIÇÃO QUANTITATIVA DO MODELO

A estimativa da dose e do risco por exposição à radiação para um organismo aquático pode revestir-se de extrema dificuldade devido a vários factores: vários RDN estão diferentemente distribuídos entre os órgãos e os tecidos do organismo, afectando a dose de radiação que os órgãos e tecidos sensíveis recebem, o relativo significado de fontes externas e internas de radiação a um organismo pode ser alterado pelo tamanho e comportamento do mesmo.

Os modelos de exposição à radiação adoptados quantificam as diferenças no tamanho e na forma dos organismos, através de factores que exprimem a fracção de energia absorvida, permitindo o cálculo da dose de radiação para várias categorias de tamanhos para um grupo de organismos aquáticos seleccionado.

A influência do tamanho dos organismos na estimativa da dose de radiação é expressa através da fracção de energia absorvida, ϕ_e , definida por (5.23, 5.24):

$$\phi_e = \frac{\text{energia absorvida pelo alvo}}{\text{energia de fotão emitida pela fonte}}$$

A fracção absorvida, ϕ_e , é apresentada em função da energia envolvida da energia máxima da partícula β e da energia dos raios γ (5.22).

O débito da dose de radiação γ por contaminação interna, $D_{\gamma i}$, expresso em μGyh^{-1} é calculado por (5.21):

$$D_{\gamma i} = 5.76 \cdot 10^{-4} E_{\gamma} n_{\gamma} \phi_{\gamma} C_o \quad \text{Eq. 5. 105}$$

E_{γ} = Energia¹² de fotão emitida durante a transição para um estado de energia mais baixo, MeV;

¹² Se o emissor de radiação γ produzir fotões de diferentes níveis de energia, as doses resultantes de todas as emissões γ devem ser incluídas no cálculo do débito.

- n_γ = Proporção das desintegrações que produzem raios γ , adimensional;
 ϕ_γ = Fracção de energia E_γ (MeV) absorvida, adimensional;
 C_o = Concentração dos RDN no organismo¹³, Bq Kg⁻¹.

O débito da dose para um organismo através dos RDN existentes na água, D_{yw} em $\mu\text{Gy h}^{-1}$, é calculado por (5.21):

$$D_{yw} = 5.76 \cdot 10^{-4} E_\gamma n_\gamma (1 - \phi_\gamma) 3.9 \cdot 10^7 C_{as} \quad \text{Eq. 5. 106}$$

- C_{as} = Concentração dos RDN na água, Ci/ m³;
 $3.9 \cdot 10^7$ = Factor de conversão $3.9 \cdot 10^7$ Bq/Ci e 10^3 l/m³.

O débito da dose para um organismo localizado na interface água / sedimento através dos sedimentos uniformemente contaminados, D_{ys} , em $\mu\text{Gy h}^{-1}$ é expresso por (5.21):

$$D_{ys} = 2.88 \cdot 10^{-4} E_\gamma n_\gamma (1 - \phi_\gamma) C_{sb} R_b \quad \text{Eq. 5. 107}$$

- C_{sb} = Concentração dos RDN nos sedimentos, Bq Kg⁻¹;
 R_b = Fracção de tempo que o organismo passa na interface sedimento / água.

Devido à deposição e re-suspensão dos sedimentos, ao decaimento dos radioisótopos e à variabilidade no débito ao qual o RDN pode ser libertado no sistema aquático, os sedimentos raramente representam uma fonte de contaminação uniforme. Deste modo, a equação 5.107 tende a sobrestimar o cálculo da dose sendo necessário

¹³ Os factores de bioacumulação para água doce dos radioisótopos seleccionados podem ser usados para estimar a concentração do RDN no peixe de água doce a partir da concentração na água circundante (5.21).

fazer uma correcção para que se considere a distribuição desigual dos RDN nos sedimentos (5.26,5.27):

$$D_{\gamma c} \text{ (corrigido)} = 0.5 D_{\gamma s} \text{ (calculado)} \quad \text{Eq. 5. 108}$$

A bibliografia consultada documenta os valores de energia média por transformação de um grupo de emissores γ seleccionado (5.22,5.25). Os valores adoptados da bibliografia, são usados em substituição de E_γ e n_γ nas equações do nosso modelo para calcular o débito da dose de radiação γ directamente.

Assume-se que o débito da dose interna de radiação β é independente da energia da partícula β para os peixes (não depende de ϕ_β) (5.22, 5.25):

$$D_{\beta i} = 5.76 \cdot 10^{-4} \mu E_\beta n_\beta C_0 \quad \text{Eq. 5. 109}$$

Para organismos de dimensões inferiores: insectos, larvas e moluscos, o débito da dose depende directamente de ϕ_β (5.31):

$$D_{\beta w} = 5.76 \cdot 10^{-4} \mu E_\beta n_\beta \phi_\beta C_0 \quad \text{Eq. 5. 110}$$

- μE_β = Energia média da partícula β , MeV;
- n_β = Proporção das transições que produzem partículas β de energia E_β , MeV, adimensional;
- ϕ_β = Fracção da energia absorvida como função da energia máxima da partícula β , adimensional.

Assume-se que o contributo da radiação β para a estimativa da dose a partir da água é desprezável para os peixes (5.21).

O débito da dose externa de radiação β a partir da água para os organismos mais pequenos (insectos, larvas, moluscos, etc.,) é expressa por (5.21):

$$D_{\beta w} = 5.76 \cdot 10^{-4} \mu E_{\beta} n_{\beta} (1-\phi_{\beta}) 3.97 \cdot 10^7 C_{as} \quad \text{Eq. 5. 111}$$

O débito de dose externa de radiação β para os organismos que se encontram em contacto com a superfície dos sedimentos (insectos, larvas e moluscos), é calculado por (5.21):

$$D_{\beta s} = 2.88 \cdot 10^{-4} \mu E_{\beta} n_{\beta} (1-\phi_{\beta}) C_{sb} R_b \quad \text{Eq. 5. 112}$$

Alguns organismos aquáticos podem estar envolvidos pelos sedimentos durante certos períodos da sua vida sendo, neste caso, $5.76 \cdot 10^{-4}$ o factor de conversão apropriado para a equação anterior em vez de $2.88 \cdot 10^{-4}$ (5.21).

Os emissores β que decaem por transições alternativas produzem um espectro de energia para cada modo de transição. O débito da dose do maior espectro deve ser incluído na estimativa do débito da dose total de radiação β para o organismo. As energias máximas e médias de emissores β seleccionados baseados nas partículas β , electrões de conversão e radiações Auger encontram-se documentados na bibliografia consultada (5.28).

Para os organismos considerados, os débitos de dose interna de radiação α aproximam-se bastante do débito da dose de uma fonte infinita, uma vez que toda a energia das partículas α é absorvida dentro do organismo. O débito da dose interna de radiação α é expresso por (5.21):

$$D_{\alpha i} = 5.76 \cdot 10^{-4} E_{\alpha} n_{\alpha} C_o \quad \text{Eq. 5. 113}$$

E_{α} = Energia média da partícula α , MeV;

n_{α} = Proporção das transições que produzem partículas α de energia E_{α} .

Se as partículas α de mais de um nível de energia são produzidas durante o decaimento de um radioisótopo, os débitos das doses de todas as transições são adicionados para obter o débito da dose total da radiação α .

Assume-se que a exposição externa à radiação α através da água e dos sedimentos é desprezável para os organismos considerados (5.21).

Os valores médios das energias α para os emissores α seleccionados, incluindo aqueles que ocorrem naturalmente nas cadeias de decaimento e a energia média das emissões α e β produzidas pelo decaimento α foram retirados da bibliografia consultada (5.21).

6 A EXPLORAÇÃO DO MODELO

6 A EXPLORAÇÃO DO MODELO

RESUMO

O modelo desenvolvido é constituído basicamente por cinco sub-modelos parcelares: transporte atmosférico, transporte hidrológico, cadeia alimentar, biota aquática e doses e risco.

Fez-se a exploração de cada um dos sub-modelos, adoptando valores para os parâmetros necessários da bibliografia consultada (6.1-6.6), visto não ter sido possível efectuar a recolha destes no local. Constituem excepção os dados meteorológicos locais (velocidade do vento, precipitação e evaporação) bem como alguns dados radiológicos que caracterizam a fonte. Para estes adoptaram-se valores referentes à barragem de estêreis da Oficina de Tratamento de Minérios da Urgeiriça, após conveniente filtração, ou deduziram-se os seus valores prováveis com base em pressupostos aceitáveis e tendo em conta as características físicas desta fonte. Fez-se a exploração de cada sub-modelo parcelar, avaliando criticamente os resultados, bem como o dos modelos agrupados.

6.1 OS RESULTADOS

6.1.1 O MODELO DO TRANSPORTE ATMOSFÉRICO

A simulação do transporte atmosférico, como já foi referido, inclui a libertação dos contaminantes da fonte, a variação da sua dispersão e deposição na atmosfera com a distância, e a conseqüente depleção da pluma devido à deposição das partículas.

O modelo de transporte atmosférico é constituído por sub-rotinas interligadas em que a primeira a ser implementada simula a libertação e dispersão dos contaminantes dentro da área em estudo, dividida em octantes centrados em cada ponto cardeal e

colateral, cada um com o seu regime eólico específico. A fonte é considerada pontual sem ter em conta a distribuição espacial das actividades na sua área de ocorrência (6.1).

Parâmetros	
ϕ [s ⁻¹]	10^{-7}
μ [m s ⁻¹]	[4.5278, 6.5556, 4.3889, 3.1944, 3.778, 4.0556, 4.6667, 3.9444, 4.5278]
ρ_s [t m ⁻³]	1.6
A [m ²]	$6 \cdot 10^4$
$^1C_{ss}$ [Ci/Kg]	$4.7 \cdot 10^{-8}$
f	[0.0288, 0.1703, 0.0440, 0.0426, 0.1181, 0.305, 0.1964, 0.045, 0.0288]
F_{mec}	1/3
H [m]	30
H_d [m]	1
L_d [m]	800
P [cm ano ⁻¹]	85.63
R_{e1}	10^{-4}
R_{e2}	-0.15
R_{e3}	10^{-9}
R_r	10^{-8}
S_d [m]	15
t [dias]	365
V_d [m s ⁻¹]	0.002
V_g [m s ⁻¹]	0.002

Tabela 6. 1: Dados iniciais para a modelagem do transporte atmosférico.

Os resultados obtidos desta primeira simulação são apresentados na forma gráfica (gráficos 6.1 e 6.2) permitindo a interpretação do comportamento da variável em estudo, a variação da concentração com a distância à fonte. As linhas de contorno do

¹A actividade presente num kg de minério lixiviado é de 115 529 Bq, igual a $115\,529 / 3.7 \cdot 10^{10}$ Ci/kg. Admitindo que a actividade no solo superficial é de 15 ppm equivale a $4.7 \cdot 10^{-8}$ Ci/kg.

gráfico 6.1 representam o valor da concentração. O gráfico 6.2 representa a dispersão dos contaminantes dentro da área representada pelo octante.

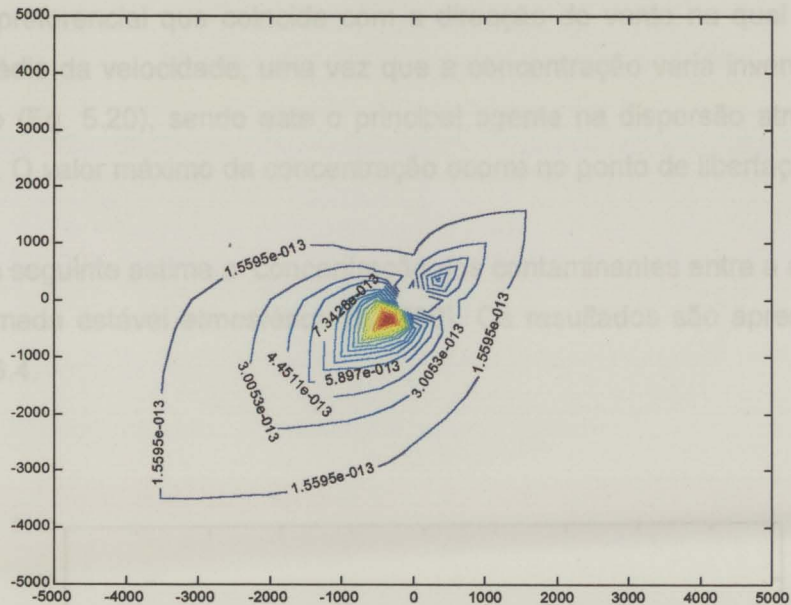


Gráfico 6. 1: Actividade na pluma de dispersão (Ci m^{-3}).

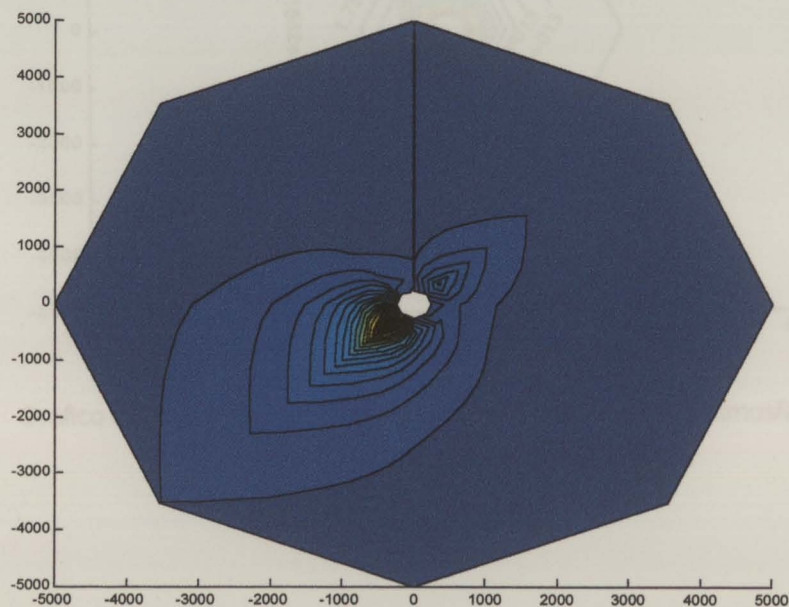


Gráfico 6. 2: Pluma de contaminação dentro de cada octante (Ci m^{-3}).

Desta primeira simulação verifica-se que a concentração dos contaminantes ao nível médio do solo ($H_d=1$) diminui à medida que estes se dispersam da fonte (diminui do centro para a periferia), como seria de esperar. Verifica-se ainda que a dispersão segue uma direcção preferencial que coincide com a direcção do vento na qual se verifica o menor valor médio da velocidade, uma vez que a concentração varia inversamente com este parâmetro (Eq. 5.20), sendo este o principal agente na dispersão atmosférica dos contaminantes. O valor máximo da concentração ocorre no ponto de libertação (0,0).

A rotina seguinte estima a concentração dos contaminantes entre a altura anterior ($H_d=1$) e a camada estável atmosférica ($L_d=800$). Os resultados são apresentados nos gráficos 6.3 e 6.4.

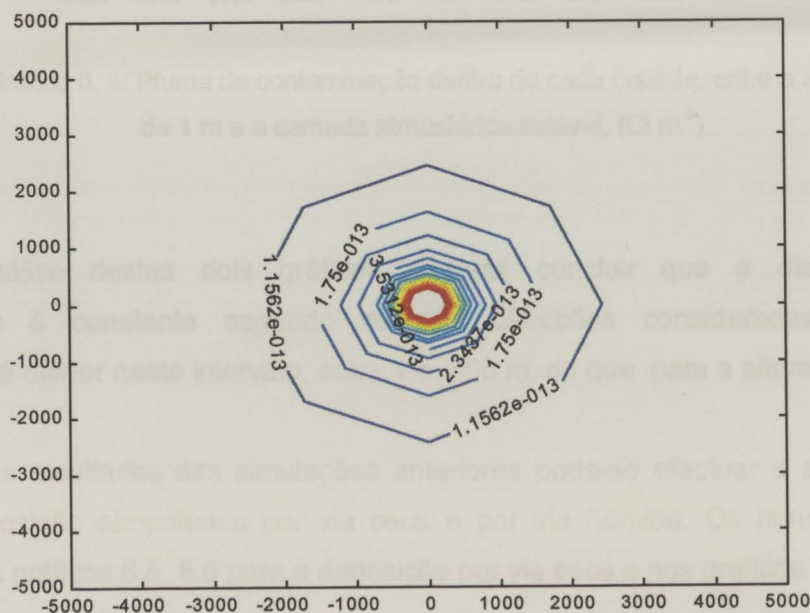


Gráfico 6. 3: Actividade, entre a altura de 1 m e a camada atmosférica estável, dentro de cada octante ($C_i \text{ m}^{-3}$).

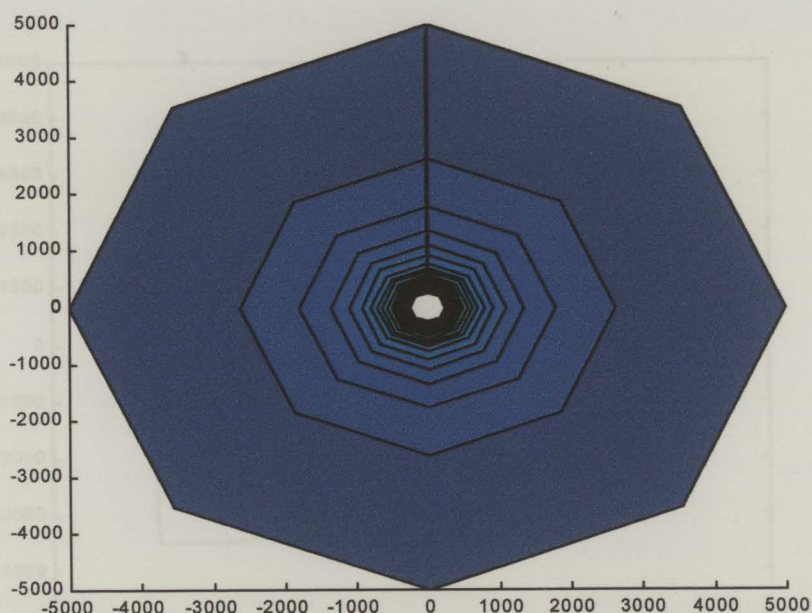


Gráfico 6. 4: Pluma de contaminação dentro de cada octante, entre a altura de 1 m e a camada atmosférica estável, ($C_i \text{ m}^{-3}$).

Da análise destes dois gráficos pode-se concluir que a dispersão dos contaminantes é constante segundo as oito direcções consideradas e que a concentração é menor neste intervalo, entre 1 e 800 m, do que para a altura de 1 m.

Com os resultados das simulações anteriores pode-se efectuar a simulação da rotina de deposição atmosférica por via seca e por via húmida. Os resultados estão expressos nos gráficos 6.5, 6.6 para a deposição por via seca e nos gráficos 6.7, 6.8 para a deposição por via húmida.

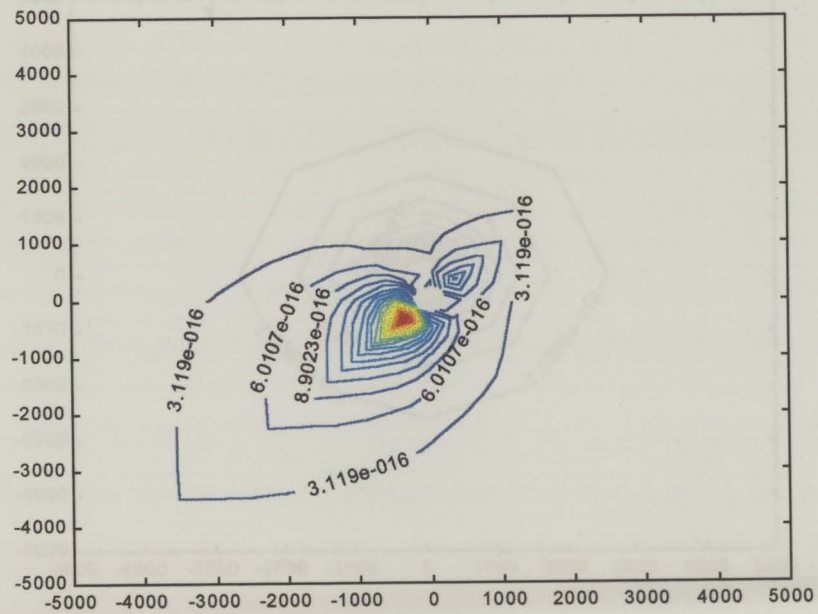


Gráfico 6. 5: Actividade resultante da deposição por via seca ($\text{Ci s}^{-1} \text{m}^{-2}$).

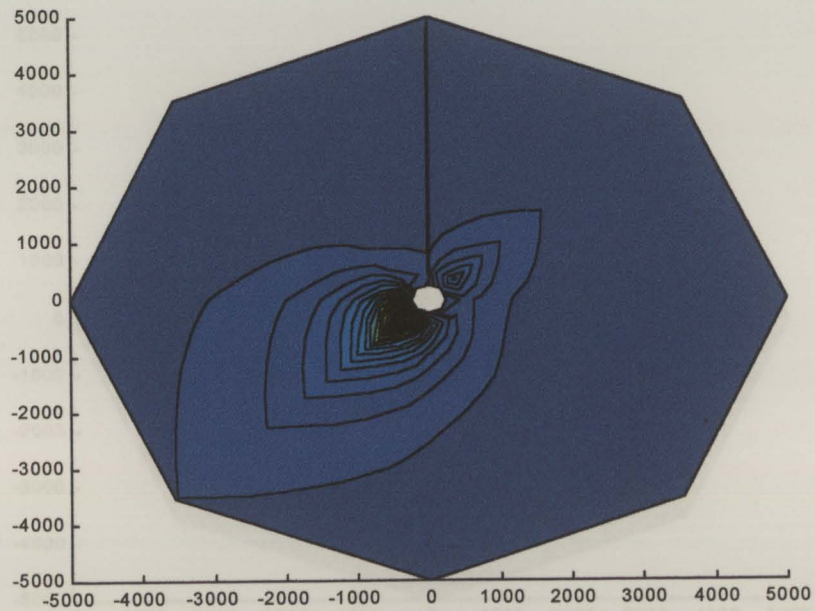


Gráfico 6. 6: Pluma de dispersão das partículas que se depositam por via seca ($\text{Ci s}^{-1} \text{m}^{-2}$).

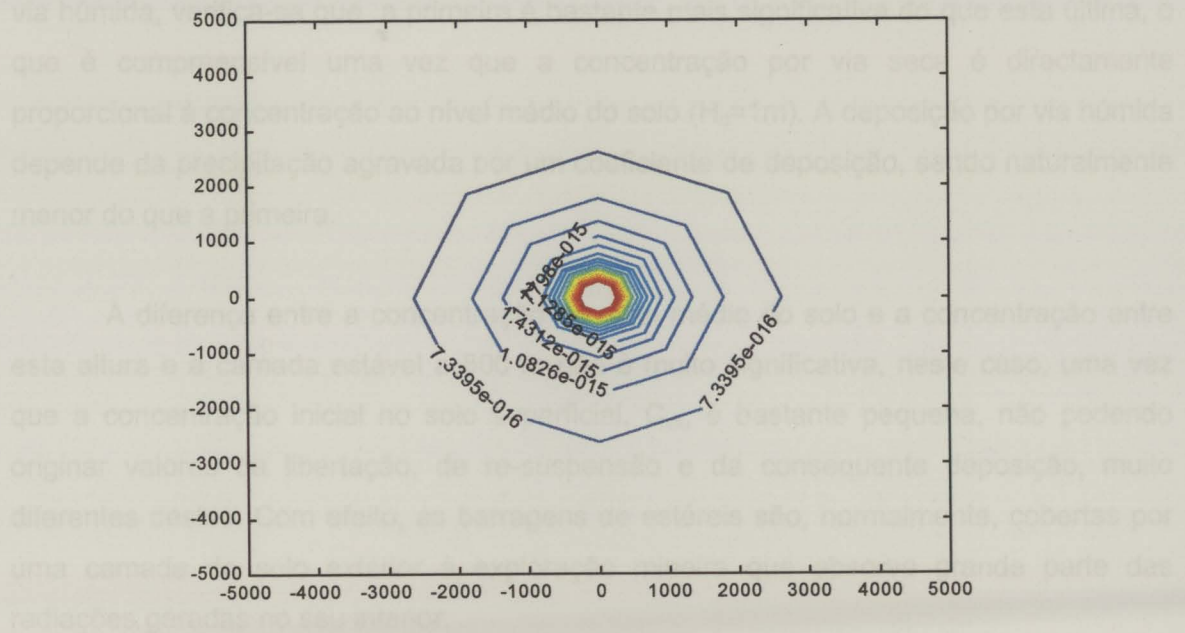


Gráfico 6. 7: Actividade resultante da deposição atmosférica por via húmida

(Ci s⁻¹m⁻²).

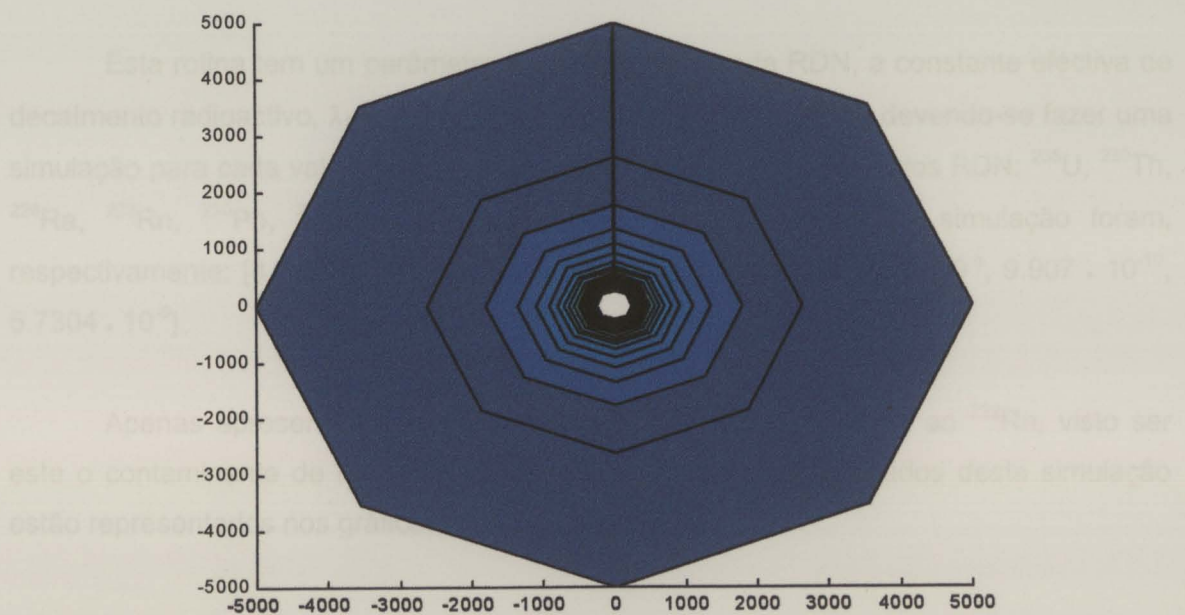


Gráfico 6. 8: Pluma de dispersão das partículas que se depositam por via húmida (Ci s⁻¹m⁻²).

Da análise dos gráficos representativos da deposição, quer por via seca quer por via húmida, verifica-se que a primeira é bastante mais significativa do que esta última, o que é compreensível uma vez que a concentração por via seca é directamente proporcional à concentração ao nível médio do solo ($H_d=1\text{m}$). A deposição por via húmida depende da precipitação agravada por um coeficiente de deposição, sendo naturalmente menor do que a primeira.

A diferença entre a concentração ao nível médio do solo e a concentração entre esta altura e a camada estável a 800 m não é muito significativa, neste caso, uma vez que a concentração inicial no solo superficial, C_{ss} , é bastante pequena, não podendo originar valores da libertação, de re-suspensão e da consequente deposição, muito diferentes destes. Com efeito, as barragens de estêreis são, normalmente, cobertas por uma camada de solo exterior à exploração mineira que absorve grande parte das radiações geradas no seu interior.

A última sub-rotina do modelo de transporte atmosférico simula a actividade gerada pelo decaimento radioactivo e ainda pela deposição das partículas, quer por via seca, quer por via húmida.

Esta rotina tem um parâmetro específico para cada RDN, a constante efectiva de decaimento radioactivo, $\lambda_R [\text{s}^{-1}]$ (adoptou-se o mesmo valor de λ_d), devendo-se fazer uma simulação para cada valor, com correspondência à seguinte ordem dos RDN: ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po . Os valores de cada λ_R utilizados na simulação foram, respectivamente: $[4.9784 \cdot 10^{-18}, 2.648 \cdot 10^{-13}, 1.3568 \cdot 10^{-11}, 2.1014 \cdot 10^{-6}, 9.907 \cdot 10^{-10}, 5.7304 \cdot 10^{-8}]$.

Apenas apresentamos os resultados da simulação referente ao ^{222}Rn , visto ser este o contaminante de maior relevância na atmosfera. Os resultados desta simulação estão representados nos gráficos 6.9 e 6.10.

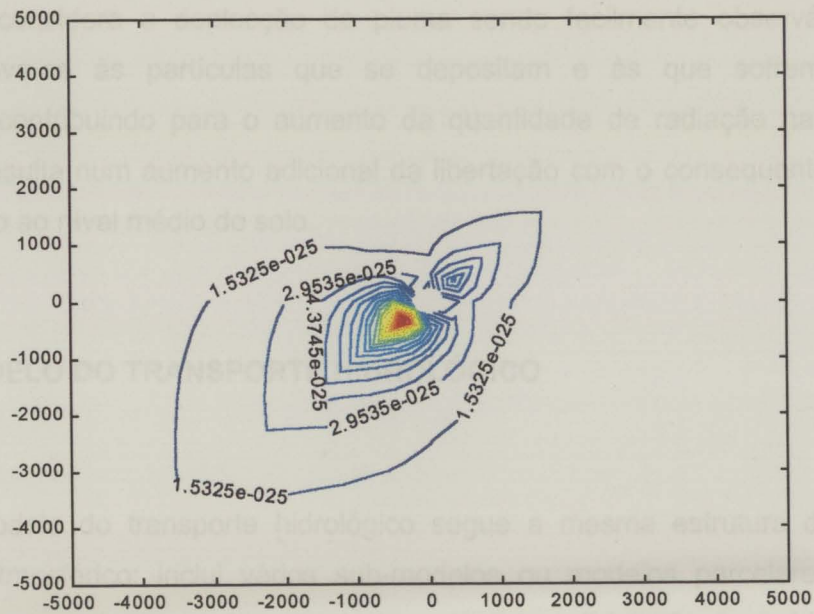


Gráfico 6. 9: Actividade gerada pelo decaimento radioactivo e pela deposição (Ci m^{-3}).

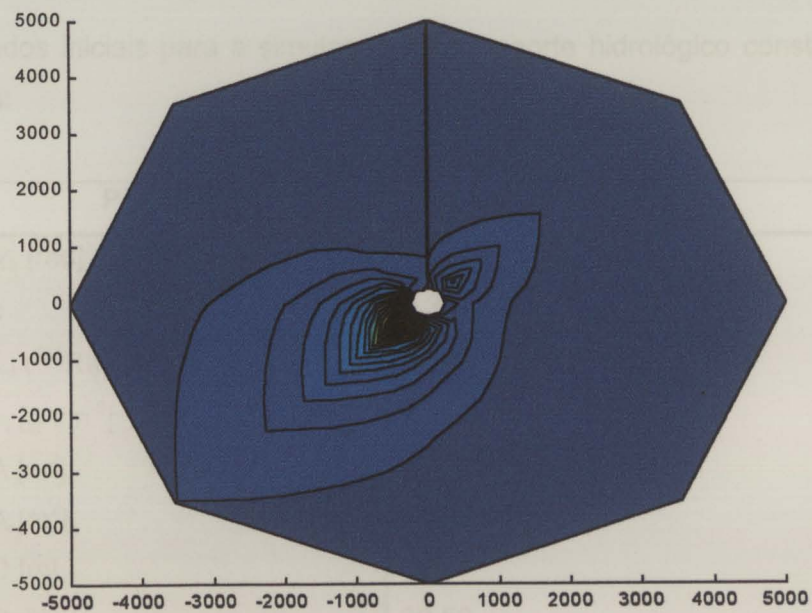


Gráfico 6. 10: Pluma de dispersão gerada pelo decaimento radioactivo e pela deposição (Ci m^{-3}).

A concentração do contaminante na atmosfera ao nível médio do solo é superior quando se considera a depleção da pluma sendo facilmente observável que este aumento deve-se às partículas que se depositam e às que sofrem decaimento radioactivo, contribuindo para o aumento da quantidade de radiação na superfície. A depleção resulta num aumento adicional da libertação com o consequente aumento da concentração ao nível médio do solo.

6.1.2 O MODELO DO TRANSPORTE HIDROLÓGICO

O modelo do transporte hidrológico segue a mesma estrutura do modelo de transporte atmosférico: inclui vários sub-modelos ou modelos parcelares, em que a primeira sub-rotina simula a infiltração da água no solo, a lixiviação do resíduo pela acção desta, o transporte na vertical até ao aquífero e na horizontal até atingir os locais de exposição (água subterrânea e superficial) que são representados especificamente por um poço e por um ribeiro.

Os dados iniciais para a simulação do transporte hidrológico constam na tabela seguinte (6.1):

Parâmetros	
α_a [rad]	0.3
ε	0.39
λ_d (^{226}Ra) [ano^{-1}]	0.0004729
ρ_f [g cm^{-3}]	1.6
A [m^2]	$6 \cdot 10^4$
A_i [m^2]	4492
D [m]	10
D_A [m]	30.50
F_c	0.003

f_i	0.4
f_{in}	0.03
f_r	0.3
f_{rr}	0.2
h_r	0.486
l_t	$3.16 \cdot 10^4$
$k_a (^{226}\text{Ra}) [\text{ml g}^{-1}]$	220
$k_{d2} [\text{ml g}^{-1}]$	220
$k_r (^{226}\text{Ra}) [\text{ml g}^{-1}]$	220
$k_v [\text{m ano}^{-1}]$	2.20
L_a	0.5
L_h	1
L_i	0.1
$P [\text{l/m}^2 \text{ ano}]$	856.3
$Q_s [\text{m}^3 \text{ ano}^{-1}]$	$3.57 \cdot 10^5$
S_a	0.1
S_h	0
S_i	0.1
Tempo de irrigação $[\text{h ano}^{-1}]$	8760
$U_w [\text{l (habitante ano)}^{-1}]$	481.9
$W_i [\text{l m}^{-2} \text{ h}^{-1}]$	0.015

Tabela 6. 2: Dados iniciais para a modelagem do transporte hidrológico.

O transporte hidrológico pode ser dividido essencialmente em três módulos: o primeiro simula a infiltração da água de precipitação na barragem e a lixiviação do resíduo, o segundo simula o transporte dos RDN na barragem, quer na direcção vertical, quer na horizontal e o último simula a lixiviação e as escorrência superficiais.

Os resultados dos dois últimos módulos considerados representam a concentração de RDN nos meios de exposição (água subterrânea e superficial) e a partir destes valores quantifica-se a transferência dos RDN dos meios contaminados para os seres humanos, através da ingestão e da irrigação.

A simulação da primeira sub-rotina, a lixiviação e infiltração, gera os seguintes resultados: a quantidade de água que se infiltra, W_{inf} , a concentração de RDN na água de infiltração, C_{inf} , a actividade libertada anualmente do fundo da barragem, Q_0 , e a velocidade de infiltração, V_{inf} :

Resultados	
$C_{inf} [Ci\ m^{-3}]$	$4.4837 \cdot 10^{-7}$
$Q_0 [Ci\ ano^{-1}]$	$6.4640 \cdot 10^{-4}$
$V_{inf} [m\ s^{-1}]$	0.0240
$W_{inf} [l\ ano^{-1}]$	$1.4417 \cdot 10^6$

Tabela 6. 3: Resultados da sub-rotina de lixiviação e infiltração.

Esta rotina varia consoante o RDN a considerar através do parâmetro de entrada, K_{d2} (C_{inf}). No caso do transporte hidrológico estudamos preferencialmente o ^{226}Ra , visto ser o contaminante que mais contribui para o detrimento radiológico total na água, como já foi referido.

O valor da actividade na barragem, na fracção líquida I_t (Ci), foi determinado através de uma modelagem inversa: partindo de um valor conhecido² de C_{inf} para o ^{226}Ra , adaptou-se a equação 5.41, em função do cálculo de I_t (6.1, 6.2):

$$I_t = \frac{C_{inf}}{F_c A (D\varepsilon + Dk_{d2}\rho_s)} \quad \text{Eq. 6. 1}$$

Resultados	
$C_{inf} (^{226}Ra) [Ci\ m^{-3}]$	$4.494 \cdot 10^{-7};$
$C_{inf} (^{226}Ra) [pCi\ l^{-1}]$	449.4;
$D [m]$	10;

² O valor utilizado provém de uma série de análises de amostras líquidas efectuadas na zona da barragem de estêreis da Urgeirica, e que foram cedidas pela Empresa Nacional de Urânio, ENU.

F_c	0.003;
$K_{d2} (^{226}\text{Ra}) [\text{ml g}^{-1}]$	220;

Tabela 6. 4: Parâmetros para a estimativa da actividade na barragem.

O valor obtido para I_t a partir da Eq. 6.1 é de $3.16 \cdot 10^4$ Ci (desintegrações por segundo).

A dedução do valor de F_c foi baseada no pressuposto de que a actividade existente na barragem de estêreis é uma consequência da impossibilidade da lixiviação completa dos RDN no processo hidromineralúrgico, sob condições ideais e tecnicamente optimizadas, sendo pouco provável que ocorra uma lixiviação muito intensa por processos naturais, e sabendo que bastaria apenas que 1% do ^{226}Ra existente nos estêreis fosse solubilizado e recebido pelas águas superficiais, na ausência de disposições preventivas, e de acordo com a pluviosidade e o regime hidrológico dos cursos de água receptores, existiria a possibilidade teórica de originar valores superiores aos limites admissíveis (6.2). Daí o valor do parâmetro F_c ser apenas de 0.003 (0.3%). Da mesma forma, a actividade na água que se infiltra também é um valor muito pequeno devido à fracção de RDN lixiviado pela precipitação ser muito reduzida.

A actividade libertada no fundo da barragem (Q_0) é constante: não depende do tempo de simulação e equivale a $8.646 \cdot 10^{-4}$ (Ci ano⁻¹).

O módulo seguinte simula o transporte subterrâneo dos RDN na direcção vertical, assumindo que o fluxo, nesta direcção, é parcialmente saturado, e na direcção horizontal ao longo do aquífero, num meio saturado, com decaimento ambiental e radioactivo simultâneos, até atingir locais de exposição, que neste caso específico consideramos ser um poço. O transporte subterrâneo tem por base o modelo de Hung (6.4), já descrito no capítulo anterior.

Os resultados da simulação do transporte subterrâneo (incluindo as sub-rotinas associadas) para o ^{226}Ra são expressos na tabela seguinte:

Resultados	
η	1.0010
η_v	$7.5975 \cdot 10^{13}$
G_s	0.4916
R	903.5641
R_v	$1.8369 \cdot 10^3$
t_h [anos]	804.1721
t_t [anos]	$2.1481 \cdot 10^5$
t_v [anos]	$2.14 \cdot 10^5$
Q_p [Ci ano ⁻¹]	$-7.6105 \cdot 10^{-5}$ (t = 804 anos)
	$3.6623 \cdot 10^{-4}$ (t = 805 anos)
	0.0424 (t = 900 anos)
V_v [m ano ⁻¹]	0.1253

Tabela 6. 5: Resultados da simulação da sub-rotina de transporte subterrâneo.

O grau de saturação G_s é usado para o cálculo da velocidade vertical, V_v e do factor de retardação na vertical R_v . Os valores obtidos para estes parâmetros evidenciam uma retardação no transporte dos RDN na vertical com origem na saturação parcial do meio, G_s . O valor da velocidade vertical é baixo o que origina um factor de retardação bastante elevado com o consequentemente retardamento no transporte dos RDN na vertical.

O factor de retardação na horizontal, R , embora seja muito menor do que o na vertical (a velocidade subterrânea é cerca de 2400 vezes maior do que a velocidade na vertical), é ainda um valor bastante elevado. A origem e as causas deste mecanismo de retardação devem-se às reacções entre os RDN e o meio sólido (sorção parcial) bem como ao decaimento radioactivo que ocorre durante o transporte, como já foi referido no capítulo anterior.

Os tempos transientes na vertical, t_v , e na horizontal, t_h , seguem a mesma grandeza dos resultados anteriores, pois o primeiro é bastante elevado relativamente ao segundo (cerca de 266 vezes maior). Este último parâmetro representa o tempo ao fim do

qual os RDN são transportados até ao poço (Q_p) e assume o valor de 803.1721 anos na simulação. No período anterior a este valor, para t (tempo da simulação) $< t_h$ (tempo transiente horizontal), o débito de RDN transportados ao poço é nulo. De facto, a baixa concentração na água de infiltração e a retardação no transporte dos RDN pela água subterrânea origina, por um lado, uma concentração baixa na água de transporte e por outro, o aumento do tempo transiente dos RDN até aos receptores, t_h , originando um decaimento radioactivo adicional durante o transporte.

A simulação do débito dos RDN transportados até ao poço depende assim do tempo de simulação considerado, t , razão pela qual apresentamos os resultados da simulação, Q_p , com três valores distintos para $t = 804, 805$ e 900 . O valor resultante para o primeiro tempo considerado ($t = 804$) é interpretado como nulo, ao fim de 1 ano ($t = 805$) já existe alguma fracção de RDN no poço e ao fim de 100 anos ($t = 900$) o débito aumenta cerca de 50 vezes.

O parâmetro Q_p é o *output* principal do sub modelo de lixiviação e infiltração e a partir deste pode-se simular a quantidade de RDN transferido para os seres humanos quer pela irrigação quer pela ingestão. Para esta simulação adoptou-se o valor de Q_p ao fim de 805 anos e os resultados constam na tabela seguinte:

Resultados	
$C_{wp} [Ci\ m^{-3}]$	$3.1515 \cdot 10^{-10}$
$Q_{anp} [Ci\ ano^{-1}]$	$2.4266 \cdot 10^{-10}$
$Q_{irrip} [Ci\ ano^{-1}]$	$7.4406 \cdot 10^{-6}$
$Q_{wp} [Ci\ ano^{-1}]$	$1.5187 \cdot 10^{-7}$

Tabela 6. 6: Aplicação dos resultados da sub-rotina de transporte subterrâneo à simulação da transferência da água do poço contaminada para os seres humanos.

O último módulo do modelo hidrológico simula a lixiviação e a posterior escorrência do lixiviado para as águas superficiais, contaminando os cursos de água. Os resultados desta simulação constam da tabela seguinte:

Resultados	
$C_{as} [Ci\ m^{-3}]$	$4.6119 \cdot 10^{-9}$
$Q_{an} [Ci\ ano^{-1}]$	0.0014
$Q_{irri} [Ci\ ano^{-1}]$	0.0544
$Q_{wr} [Ci\ ano^{-1}]$	0

Tabela 6. 7: Resultados da simulação do modelo de lixiviação e escorrência superficial.

A concentração de RDN na água de transporte é um valor pequeno, como seria de esperar, devendo-se por um lado, à lixiviação reduzida que se verifica, por outro à adição de uma pequena quantidade de contaminante lixiviado que escorre superficialmente para um grande volume de água ($Q_s = 3.57 \cdot 10^5\ m^3\ ano^{-1}$) originando uma diluição elevada.

A quantidade de água proveniente dos cursos de água contaminados ingerida directamente pelos seres humanos, Q_{wr} , é nula, uma vez que esta água não é potável, não havendo transmissão de RDN por esta via.

A quantidade de água ingerida directamente pelos animais, Q_{an} , é baixa se consideramos que apenas 10% da água ingerida pelos animais provem destes cursos de água, logo a quantidade de RDN transmitidos pela ingestão dos animais é relativamente pequena. Na realidade a água dos ribeiros não é ingerida.

A quantidade de RDN transmitidos através da irrigação com água proveniente dos cursos de água contaminados é cerca de 50 vezes maior o valor anterior, em que também apenas 10% da água total usada na irrigação é proveniente dos cursos de água contaminados. A relação entre os dois valores não pode ser interpretada quantitativamente, uma vez que correspondem a vias de exposição diferentes: no primeiro caso a exposição é feita directamente (ingestão), no segundo caso é feita indirectamente (através da água de irrigação usada nos vegetais).

6.1.3 O MODELO DA CADEIA ALIMENTAR

O modelo da cadeia alimentar tem como *inputs* os resultados do modelo atmosférico e do modelo hidrológico para quantificar a transferência dos RDN do local de exposição para a cadeia alimentar. O modelo pode ser dividido essencialmente em dois módulos: primeiro simula a concentração dos RDN no solo, na vegetação, na alimentação dos animais, na carne animal para consumo humano e no leite; esta contaminação resulta quer da deposição atmosférica, quer da irrigação com água contaminada proveniente do poço e dos cursos de água contaminados; numa segunda fase simula-se a exposição global dos seres humanos através da ingestão dos produtos alimentares contaminados, da inalação do ar contaminado, pela submersão na pluma de contaminação e pela irradiação do solo contaminado. Os parâmetros necessários a este modelo constam na tabela seguinte (6.1):

Parâmetros	
ε	0.39
$\lambda_d [h^{-1}]$	$[1.79224 \cdot 10^{-14}, 9.53311 \cdot 10^{-10}, 4.8847 \cdot 10^{-8}, 0.007560504, 3.59666 \cdot 10^{-6}, 0.002036296]$
$\lambda_w [h^{-1}]$	0.0021
$\rho_e [Kg m^{-2}]$	240
$\rho_s [g cm^{-3}]$	1.6
$\Delta t [ano]$	1
$B [(pCi/Kg \text{ de peso}) (pCi/Kg \text{ solo})^{-1}]$	$1.71 \cdot 10^{-3}$
Factor de conversão de unidades [(s pCi) (h Ci) $^{-1}$]	$3.6 \cdot 10^{15}$
$F_f [dia kg^{-1}]$	$2.0 \cdot 10^{-4}$
$F_L [d l^{-1}]$	$6.0 \cdot 10^{-4}$
f_p	1
f_s	0.83
$k_{d1} [ml g^{-1}]$	$[7.5 \cdot 10^2, -, 2.2 \cdot 10^2, -, 2.2 \cdot 10^2, 2.2 \cdot 10^2]$
Profundidade da camada de solo [m]	0.15

Q_R [Kg dia ⁻¹]	56
R1	0.5
R2	0.2
r_s [m ano ⁻¹]	0.43
t_c [h]	24
t_e [h]	720
t_w [h]	8760
t_f [h]	48
t_s [h]	480
Y_v [Kg m ⁻²]	0.65

Tabela 6. 8: Parâmetros necessários para a simulação da transferência de RDN na cadeia alimentar.

Esta sub-rotina depende de quatro parâmetros específicos relativos a cada RDN sendo possível variar a simulação segundo o RDN que se pretende estudar. Estes parâmetros são descritos pela constante de decaimento radioactivo, λ_d e pelos diferentes coeficientes de distribuição dos RDN nos diferentes meios presentes, k_{d1} , k_{d2} , k_r e k_a , (solo, resíduo, formação encaixante e aquífero, respectivamente).

Para o ^{222}Rn a simulação foi feita parcialmente, apenas para a deposição atmosférica, não sendo possível efectuar a simulação para a irrigação, uma vez que este RDN se encontra na forma gasosa, caracterizado por um período de semi-vida relativamente curto, 3.8 dias. Por este motivo não existem valores para os coeficientes de distribuição nos meios referidos anteriormente. O mesmo acontece para o RDN ^{230}Th .

Para o ^{226}Ra procedeu-se à simulação completa obtendo-se resultados para a transferência através da deposição atmosférica e da irrigação com água contaminada. Os *outputs* principais representam as actividades totais (por deposição atmosférica e por irrigação) no solo e o seu débito de entrada no organismo através da inalação e da ingestão dos produtos alimentares contaminados. Os resultados da simulação estão representados nos gráficos seguintes.

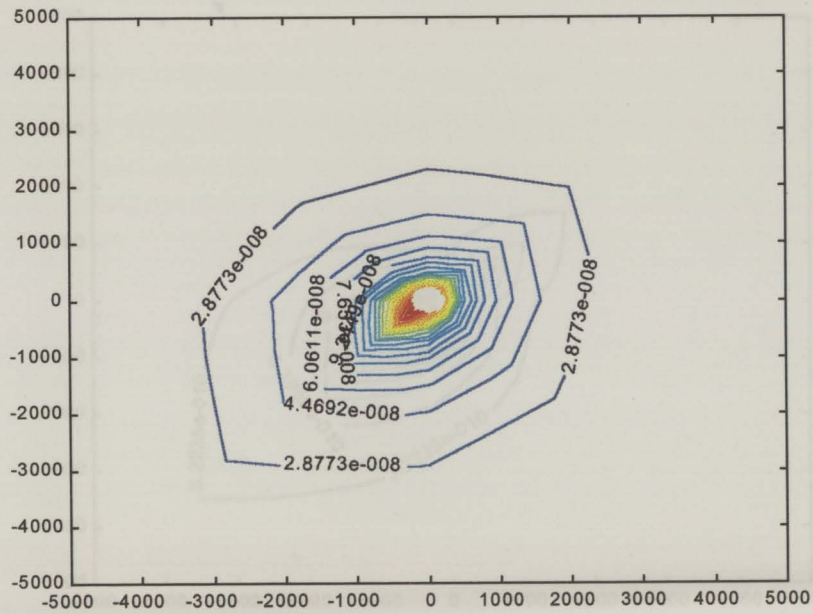


Gráfico 6. 5: Actividade transferida para o solo através da deposição atmosférica ($\text{Ci ano}^{-1} \text{m}^{-2}$).

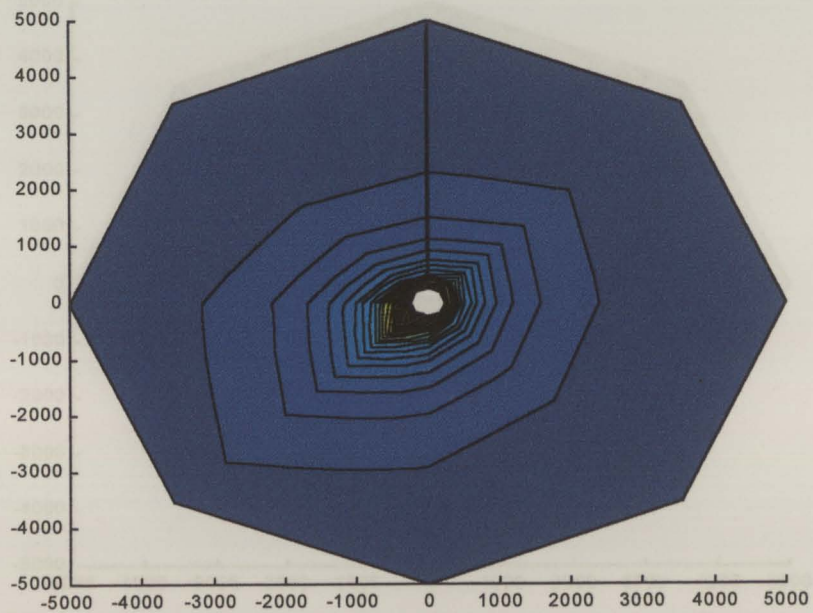


Gráfico 6. 6: Pluma de actividade transferida para o solo devido à deposição atmosférica ($\text{Ci ano}^{-1} \text{m}^{-2}$).

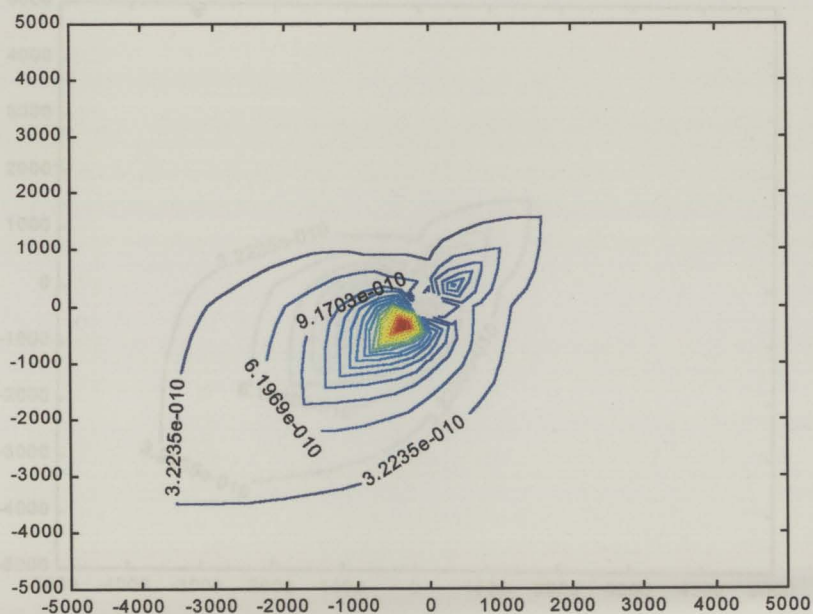


Gráfico 6. 7: Actividade transferida para a vegetação através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

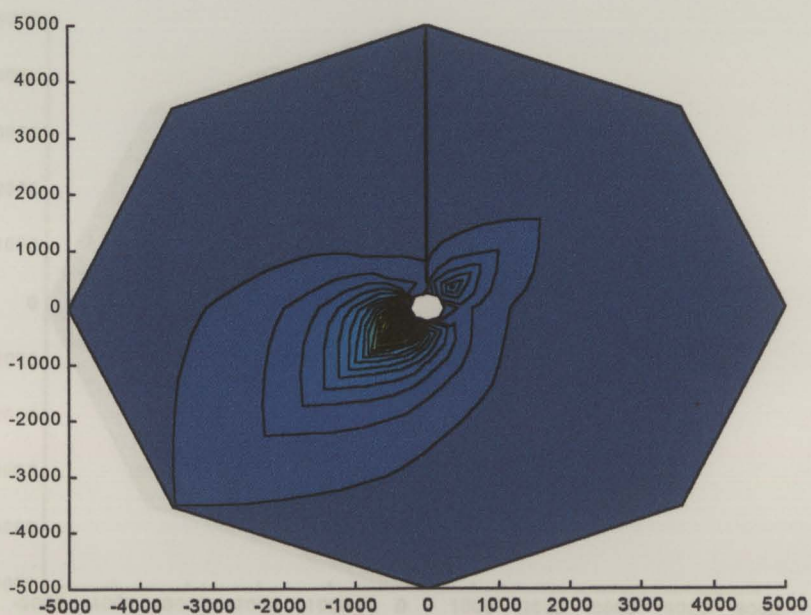


Gráfico 6. 8: Pluma de actividade transferida para a vegetação através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

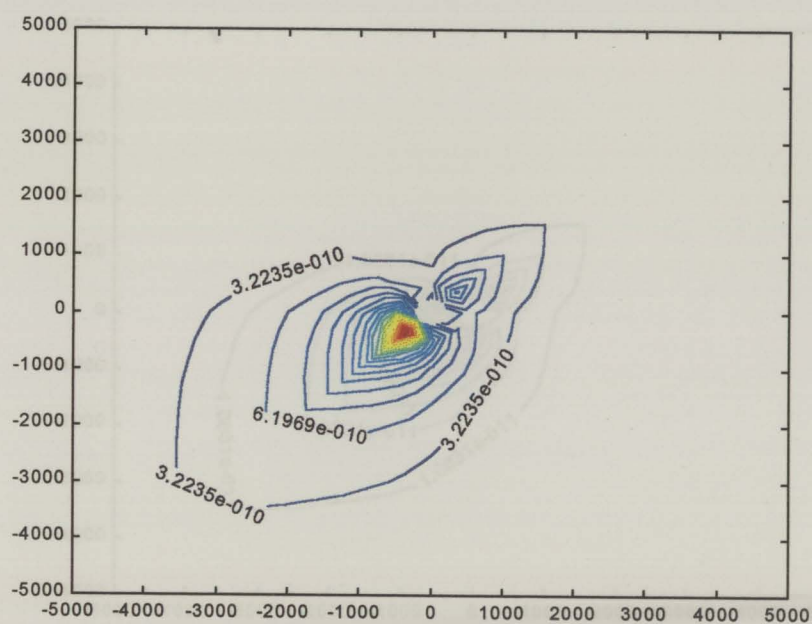


Gráfico 6. 9: Actividade transferida para a ração animal através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

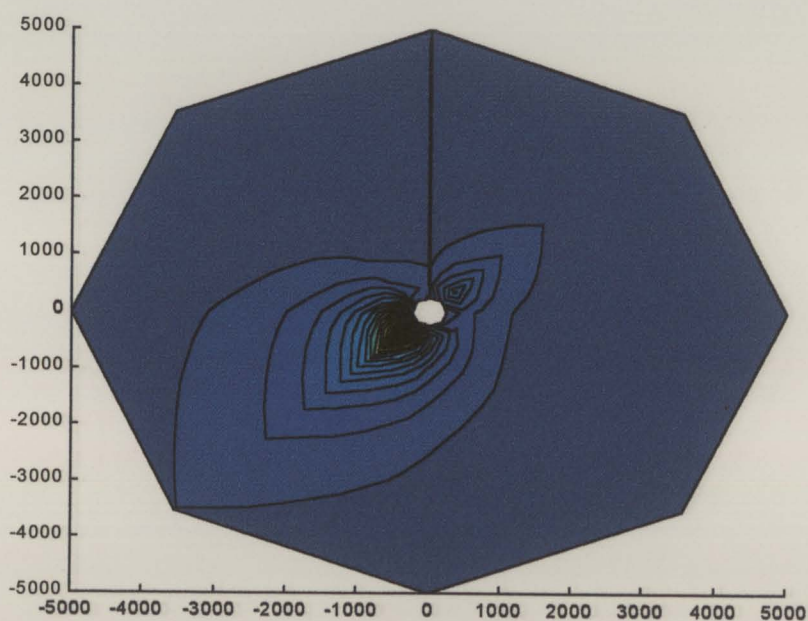


Gráfico 6. 10: Pluma de actividade transferida para a ração animal através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

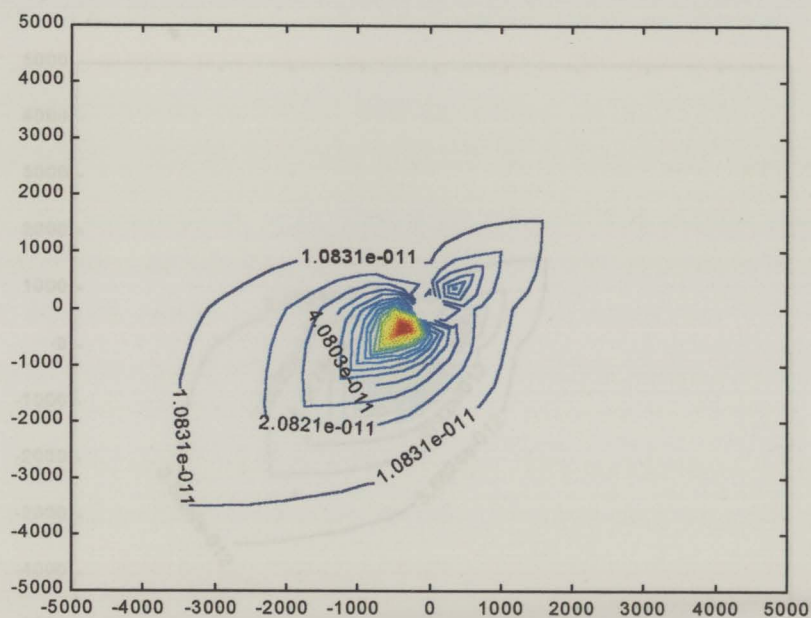


Gráfico 6. 11: Actividade que vai afectar o para leite através da deposição atmosférica (Ci l⁻¹).

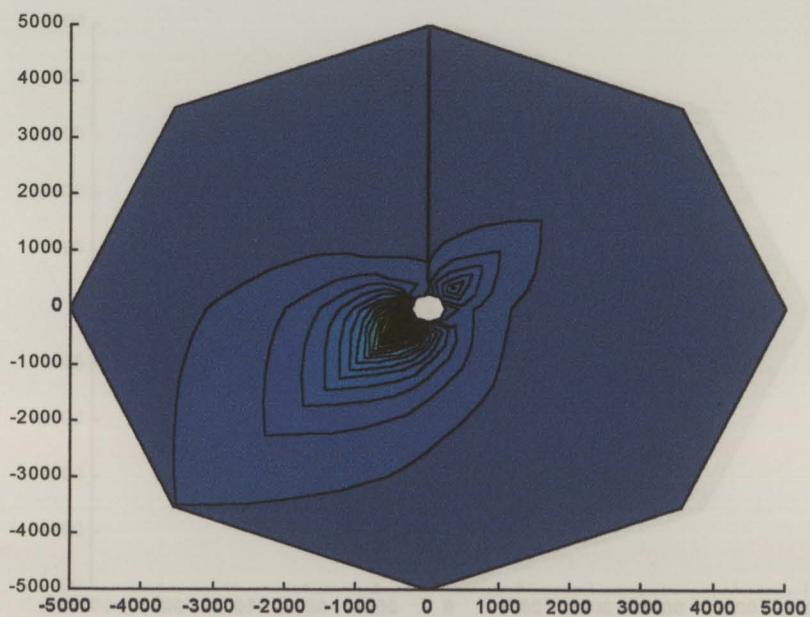


Gráfico 6. 12: Pluma de actividade que vai afectar o leite através da deposição atmosférica (Ci l⁻¹).

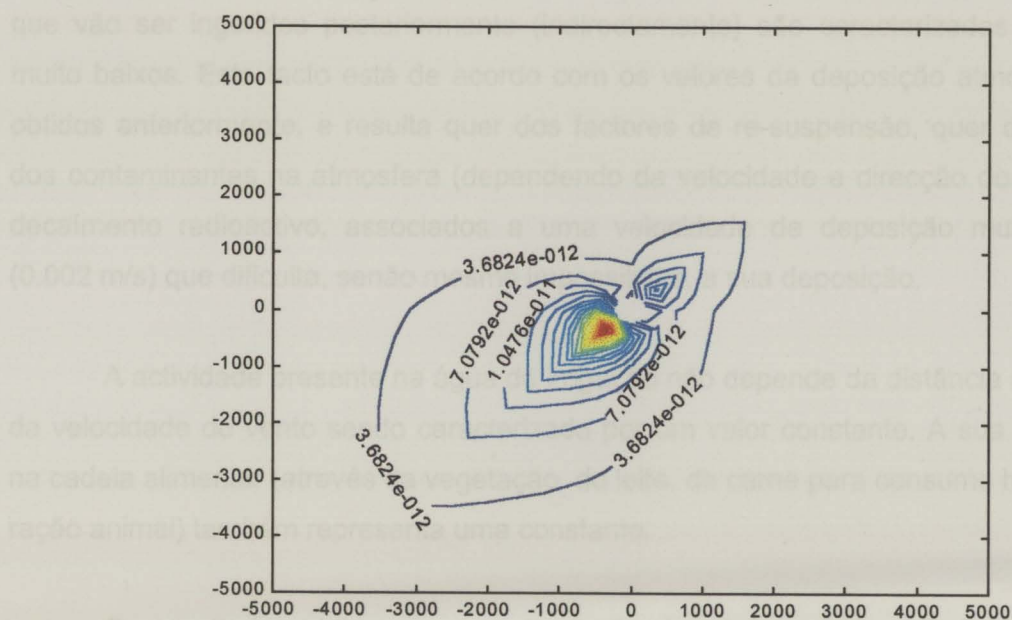


Gráfico 6. 13: Actividade que vai afectar a carne para consumo humano através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

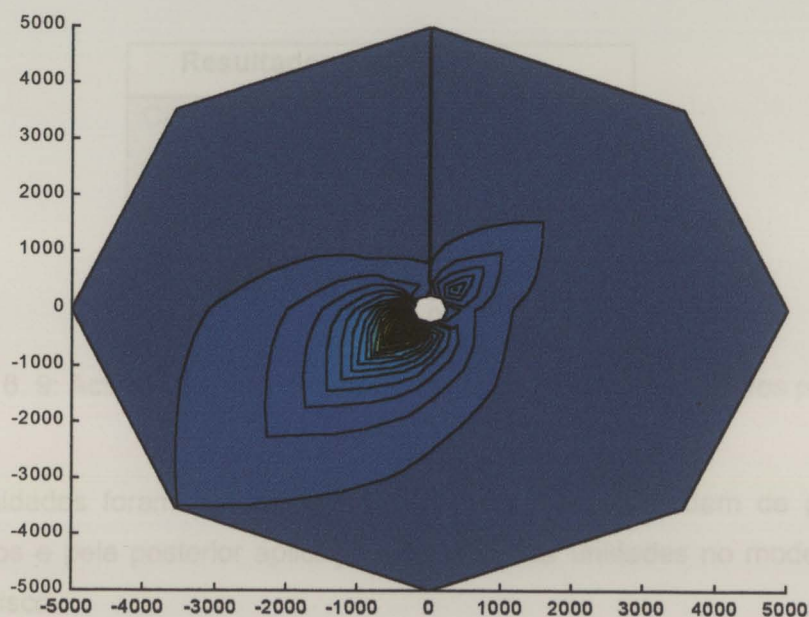


Gráfico 6. 14: Pluma de actividade que vai afectar a carne para consumo humano através da deposição atmosférica (Ci kg^{-1}).

Pela análise dos gráficos anteriores verifica-se que as actividades resultantes da deposição atmosférica, quer no solo, quer na vegetação (directamente) e nos alimentos que vão ser ingeridos posteriormente (indirectamente) são caracterizadas por valores muito baixos. Este facto está de acordo com os valores da deposição atmosférica total obtidos anteriormente, e resulta quer dos factores de re-suspensão, quer da dispersão dos contaminantes na atmosfera (dependendo da velocidade e direcção do vento) e do decaimento radioactivo, associados a uma velocidade de deposição muito pequena (0.002 m/s) que dificulta, senão mesmo impossibilita, a sua deposição.

A actividade presente na água de irrigação não depende da distância à fonte, nem da velocidade do vento sendo caracterizada por um valor constante. A sua transmissão na cadeia alimentar (através da vegetação, do leite, da carne para consumo humano e da ração animal) também representa uma constante.

Os resultados obtidos para a simulação do modelo de transferência dos RDN, através da água de irrigação, para a cadeia alimentar, referem-se à actividade transferida para a vegetação, C_{VI} , para a ração animal C_{RI} , para o leite, C_{LI} , para a carne de consumo humano, C_{CI} , para a água de irrigação e estão descritos na tabela seguinte:

Resultados	
$C_{CI} [Ci \text{ kg}^{-1}]$	$5.584 \cdot 10^{-14}$
$C_{LI} [Ci \text{ l}^{-1}]$	$1.675 \cdot 10^{-13}$
$C_{RI} [Ci \text{ kg}^{-1}]$	$8.442 \cdot 10^{-13}$
$C_{VI} [Ci \text{ kg}^{-1}]$	$9.108 \cdot 10^{-13}$
$C_W [Ci \text{ l}^{-1}]$	$4.927 \cdot 10^{-13}$

Tabela 6. 9: Actividades transmitidas pela irrigação para os diversos produtos alimentares.

As unidades foram convertidas de pCi para Ci, pela ordem de grandeza dos valores obtidos e pela posterior aplicação nas mesmas unidades no modelo do cálculo das doses e risco.

Com a quantificação das actividades nos diferentes produtos alimentares, segundo as duas formas possíveis de transferência dos RDN, é possível estimar os débitos de entrada no organismo por ingestão e por inalação através da actividade presente na atmosfera ao nível médio do solo (Eq. 5.20).

Os resultados obtidos vão variar com a distância e a direcção do vento porque os débitos de ingestão têm incorporado uma componente de transferência devido à deposição atmosférica que depende destes parâmetros.

O débito de ingestão de produtos alimentares contaminados resulta da soma dos débitos parcelares de cada tipo de alimento considerado. Estes, por sua vez resultam da soma da actividade gerada pela deposição atmosférica com a actividade transferida através da água de irrigação. Desta forma é possível adoptar a representação gráfica anterior para o débito de inalação e de ingestão, tendo sempre em conta, que neste último caso, a contribuição da água de irrigação não é variável com a distância nem com a direcção do vento.

Os parâmetros necessários a esta simulação constam da tabela seguinte (6.1):

Resultados	
U_a [m^3 ano $^{-1}$]	8035
U_c [kg ano $^{-1}$]	62.8
U_L [L ano $^{-1}$]	84.9
U_v [Kg ano $^{-1}$]	50
U_w [L ano $^{-1}$]	481.9

Tabela 6. 10: Parâmetros necessários à simulação da entrada dos débitos no organismo.

Os resultados obtidos para a inalação, Q_{in} , em Ci ano $^{-1}$ estão representados pelos gráficos 6. 15 e 6.16.

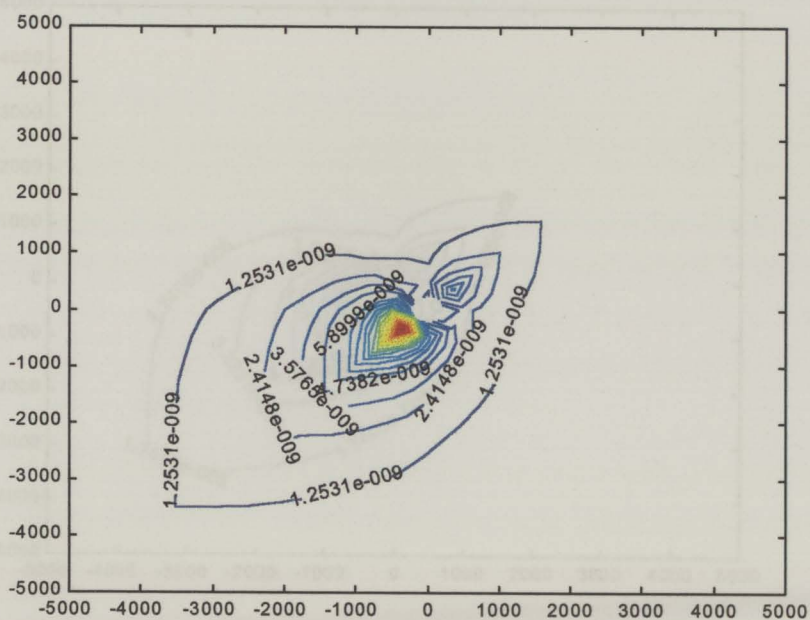


Gráfico 6. 15: Valores dos débitos individuais de inalação ($C_i \text{ ano}^{-1}$).

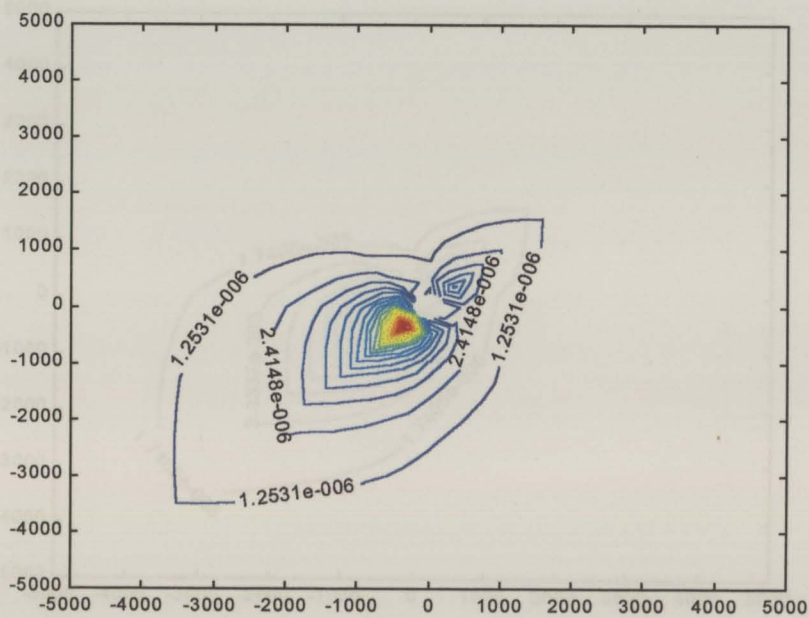
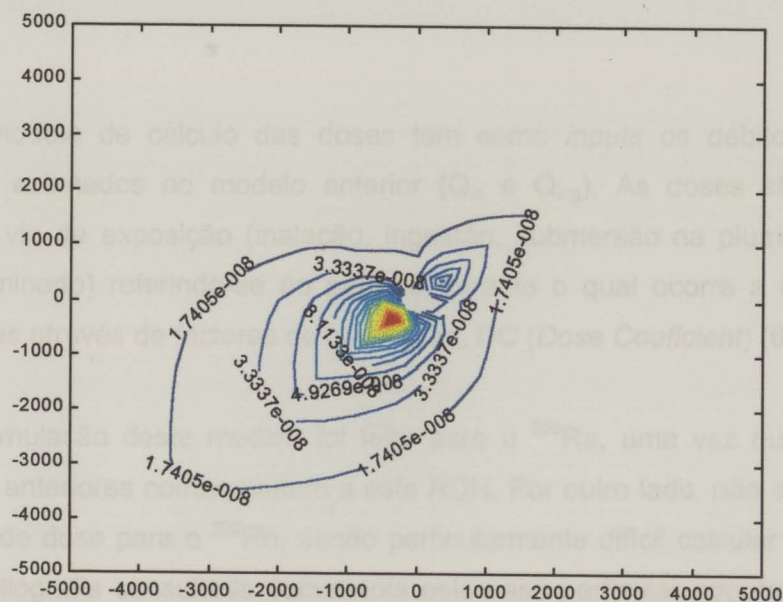
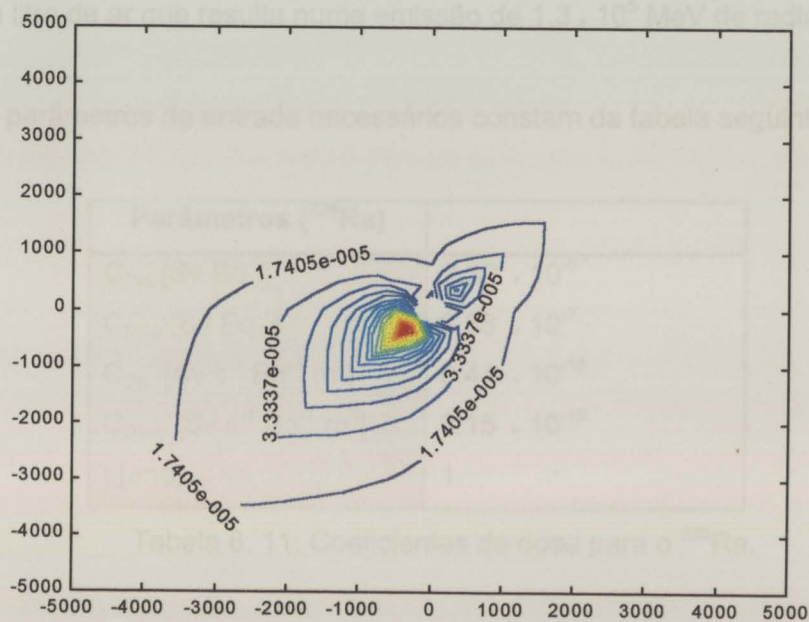


Gráfico 6. 16: Valores dos débitos de inalação colectiva ($C_i \text{ ano}^{-1}$).

6.1.4 O MODELO DE CÁLCULO DAS DOSES E DO RISCO

Gráfico 6. 17: Valores débito de ingestão individual ($C_i \text{ ano}^{-1}$).Gráfico 6. 18: Valores débito de ingestão colectiva ($C_i \text{ ano}^{-1}$).

6.1.4 O MODELO DE CÁLCULO DAS DOSES E DO RISCO

O modelo de cálculo das doses tem como *inputs* os débitos de entrada no organismo, estimados no modelo anterior (Q_{in} e Q_{ing}). As doses são caracterizadas segundo a via de exposição (inalação, ingestão, submersão na pluma e irradiação do solo contaminado) referindo-se ao período durante o qual ocorre a exposição, sendo quantificadas através de factores de conversão, DC (*Dose Coefficient*) (6.3-6.5).

A simulação deste modelo foi feita para o ^{226}Ra , uma vez que os valores das simulações anteriores correspondem a este RDN. Por outro lado, não existe valor para o coeficiente de dose para o ^{222}Rn , sendo particularmente difícil calcular a dose para este RDN. A bibliografia consultada documenta este caso particular adoptando um termo de comparação expresso em termos de exposição, o *Working Level Month*, WLM, especificamente para a exposição dos trabalhadores mineiros nas explorações subterrâneas de urânio (6.4). Um WLM é definido como qualquer combinação dos produtos de decaimento radioactivo do ^{222}Rn , de período de semi-vida relativamente curto, num litro de ar que resulta numa emissão de $1.3 \cdot 10^5$ MeV de radiação α (6.3).

Os parâmetros de entrada necessários constam da tabela seguinte (6.2):

Parâmetros (^{226}Ra)	
C_{Din} [Sv Bq ⁻¹]	$2.32 \cdot 10^{-6}$
C_{Ding} [Sv Bq ⁻¹]	$3.58 \cdot 10^{-7}$
C_{Ds} [Sv s ⁻¹ Bq ⁻¹ m ²]	$6.44 \cdot 10^{-18}$
C_{Dsub} [Sv s ⁻¹ Bq ⁻¹ m ³]	$3.15 \cdot 10^{-16}$
t [ano]	1

Tabela 6. 11: Coeficientes de dose para o ^{226}Ra .

Os resultados deste modelo, expressos em Sv, encontram-se descritos nos gráficos seguintes.

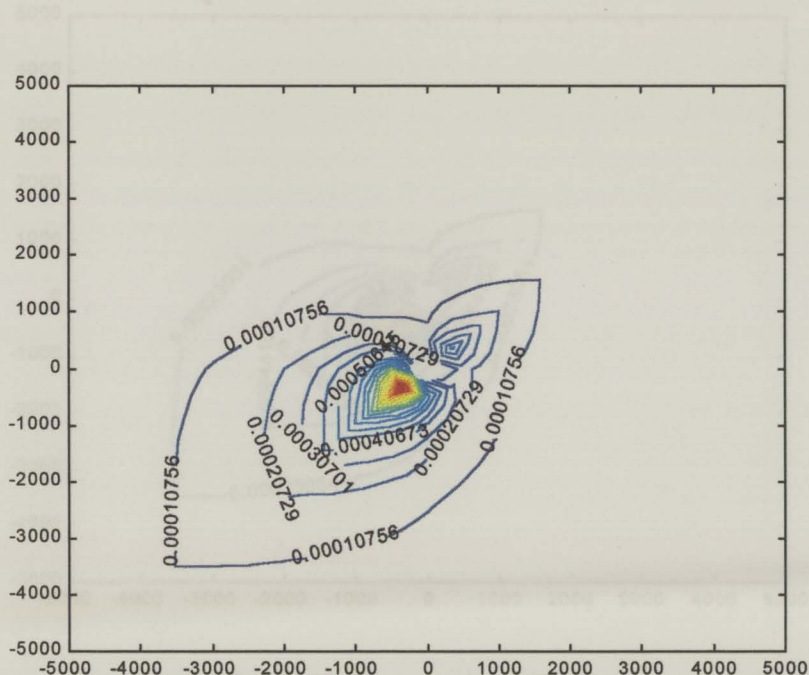


Gráfico 6. 19: Valores das doses de inalação (Sv).

A dose de inalação é proporcional ao débito de entrada no organismo por esta via multiplicado pelo respectivo coeficiente de inalação.

Como se pode observar da representação gráfica, os valores das doses de inalação são da ordem de $15 \cdot 10^{-4}$ Sv aumentando com a proximidade à fonte, apresentando valores da ordem de $4 \cdot 10^{-4}$ Sv.

A dose de ingestão vai depender da entrada no organismo dos produtos alimentares contaminados multiplicado pelo respectivo coeficiente de dose. A entrada dos produtos alimentares no organismo vai ser constituída por uma fracção devido à deposição atmosférica (representado por um valor constante, não varia com a distância, nem depende da direcção do vento) e por outra fracção devido à deposição atmosférica. A representação gráfica que apresentamos dos resultados da dose por ingestão só faz sentido tendo em conta o enunciado anteriormente.

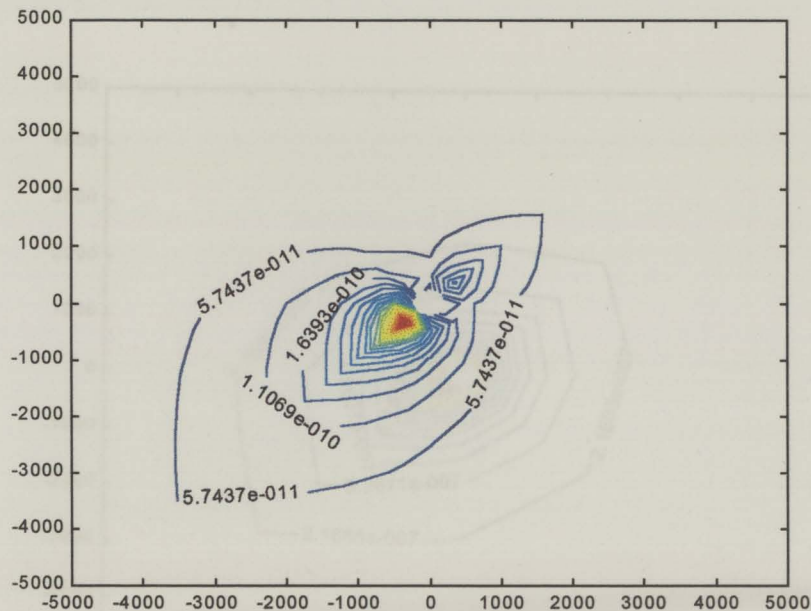


Gráfico 6. 21: Dose resultante da submersão na pluma (Sv).

Os resultados obtidos constituem valores muito pequenos, o que é compreensível se relembrarmos que o RDN de maior preocupação na atmosfera é o ^{222}Rn , que se encontra na forma gasosa, e a simulação contemplou o ^{226}Ra , o que valida as considerações feitas anteriormente acerca da presença de um e de outro no meio contaminado preferencial.

E, por último a simulação para a dose resultante da irradiação directa do solo, encontra-se descrita no gráfico 6.22:

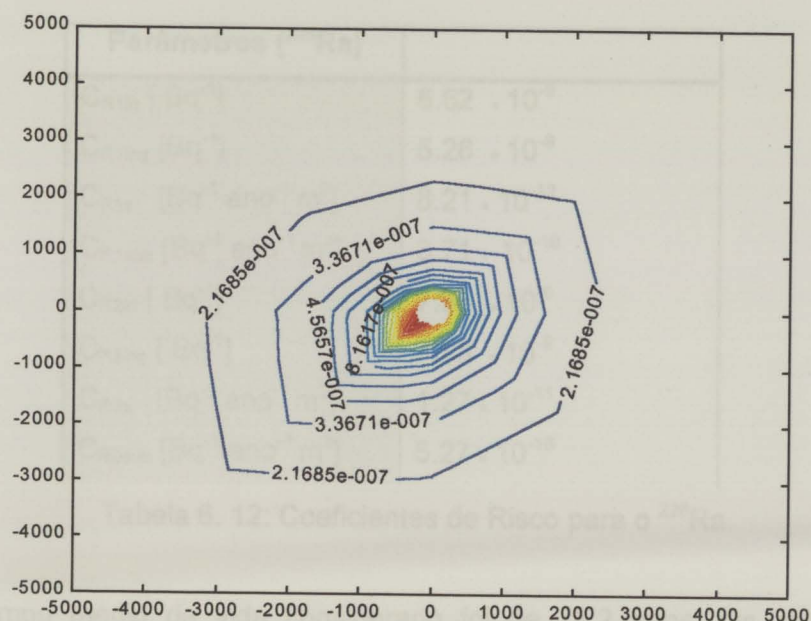


Gráfico 6. 22: Dose resultante da irradiação directa do solo (Sv).

A dose obtida desta via de exposição resulta da actividade existente no resíduo depositado, acrescida da deposição atmosférica (quer por via húmida, quer por via seca ou ainda resultante do decaimento radioactivo) e da transferência através da água de irrigação.

Em conclusão, apenas o modelo de transporte atmosférico depende da distância à fonte e consequentemente da velocidade e da direcção do vento. A contribuição do modelo de transporte hidrológico é constante com esta distância. A representação gráfica quer dos débitos de entrada no organismo, quer das doses resulta da adição das contribuições dos dois modelos.

A simulação deste modelo prevê ainda o risco resultante da exposição, expresso em função dos coeficientes de risco de mortalidade e morbilidade. O tempo de exposição equivale ao tempo médio de vida, durante o qual se considera que os seres humanos

estão expostos. O risco é adimensional e os parâmetros necessários à sua simulação constam da tabela seguinte (6.4):

Parâmetros (^{226}Ra)	
C_{R1in} [Bq^{-1}]	$6.62 \cdot 10^{-8}$
C_{R1ing} [Bq^{-1}]	$5.26 \cdot 10^{-9}$
C_{R1s} [$\text{Bq}^{-1} \text{ano}^{-1} \text{m}^2$]	$8.21 \cdot 10^{-12}$
C_{R1sub} [$\text{Bq}^{-1} \text{ano}^{-1} \text{m}^3$]	$3.71 \cdot 10^{-10}$
C_{R2in} [Bq^{-1}]	$7.35 \cdot 10^{-8}$
C_{R2ing} [Bq^{-1}]	$7.98 \cdot 10^{-9}$
C_{R2s} [$\text{Bq}^{-1} \text{ano}^{-1} \text{m}^2$]	$1.27 \cdot 10^{-11}$
C_{R2sub} [$\text{Bq}^{-1} \text{ano}^{-1} \text{m}^3$]	$5.27 \cdot 10^{-10}$

Tabela 6. 12: Coeficientes de Risco para o ^{226}Ra .

O tempo médio de vida considerado foi de 75.2 anos. Os resultados desta simulação encontram-se descritos nos gráficos seguintes.

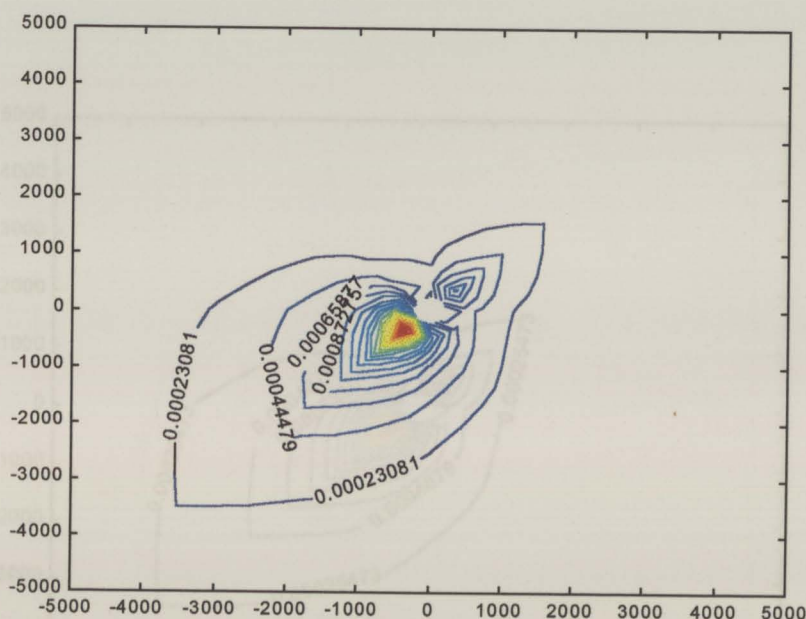


Gráfico 6. 23: Risco de mortalidade por inalação.

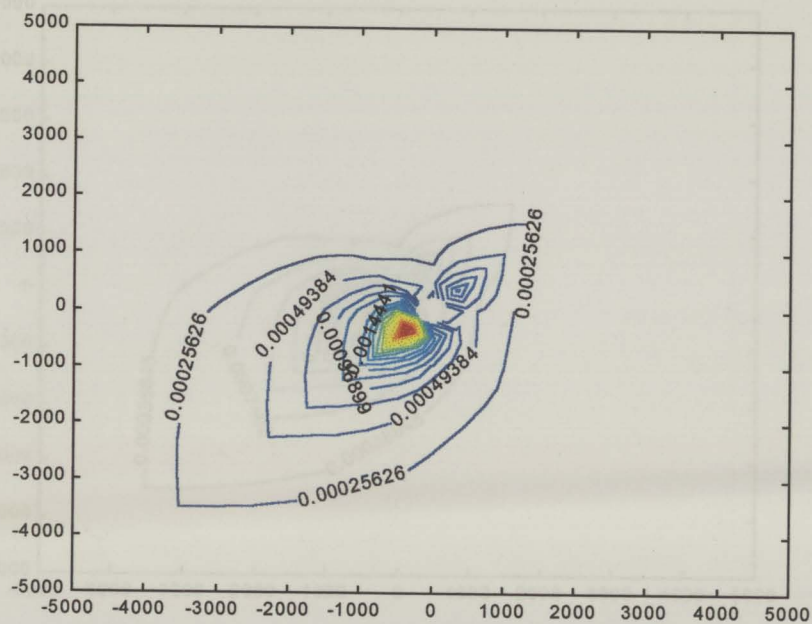


Gráfico 6. 24: Risco de morbilidade por inalação.

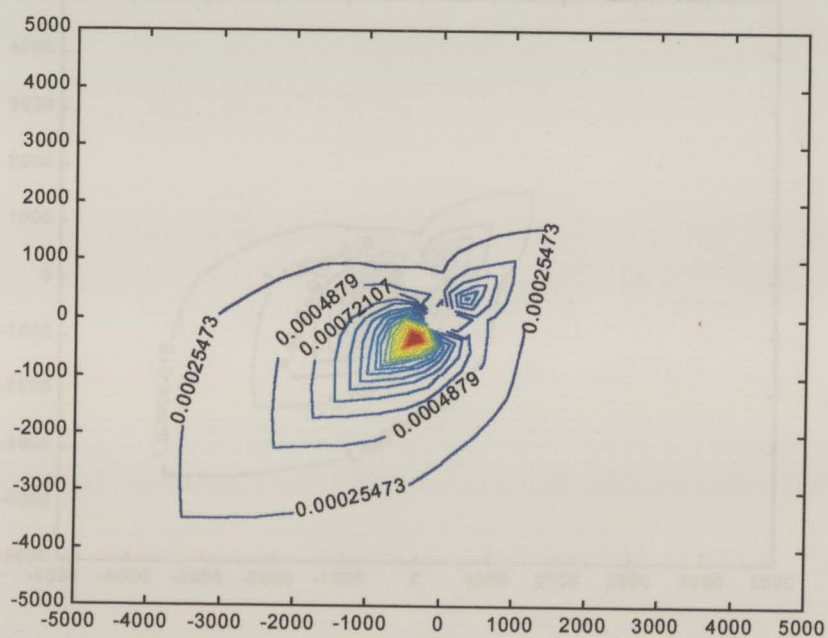


Gráfico 6. 25: Risco de mortalidade por ingestão.

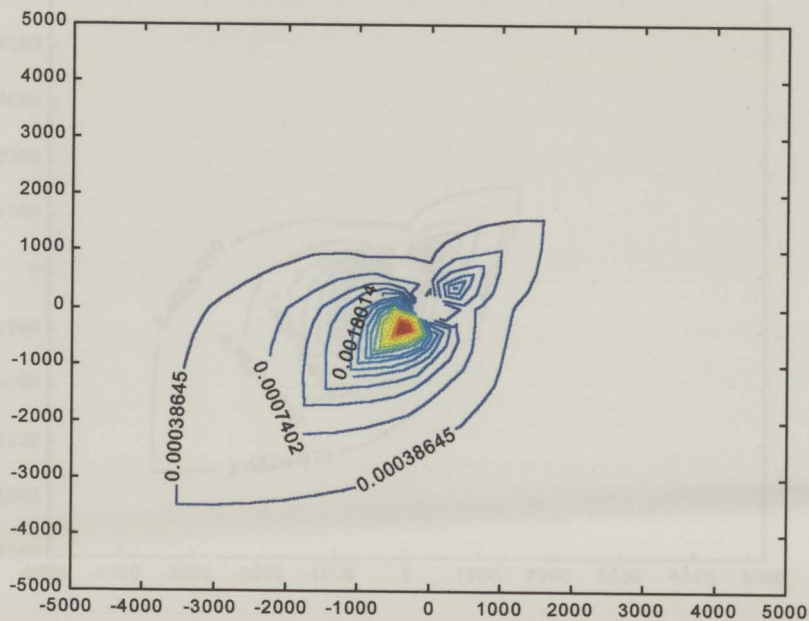


Gráfico 6. 26: Risco de morbilidade por ingestão.

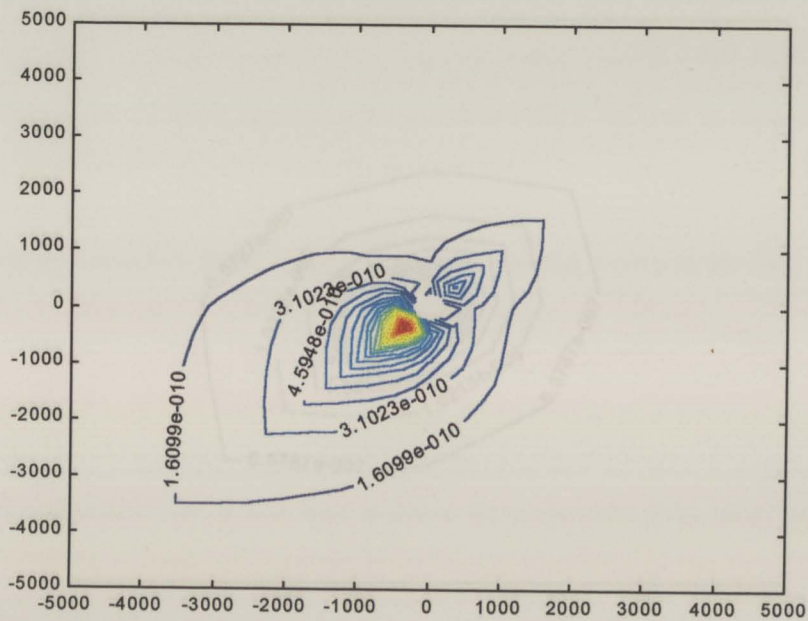


Gráfico 6. 27: Risco de mortalidade por submersão na pluma contaminada.

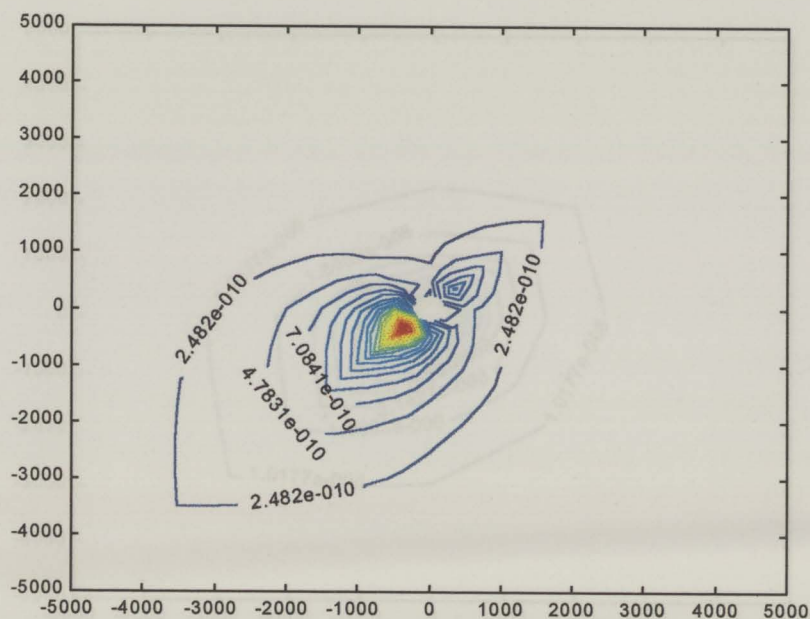


Gráfico 6. 28: Risco de morbilidade por submersão na pluma contaminada.

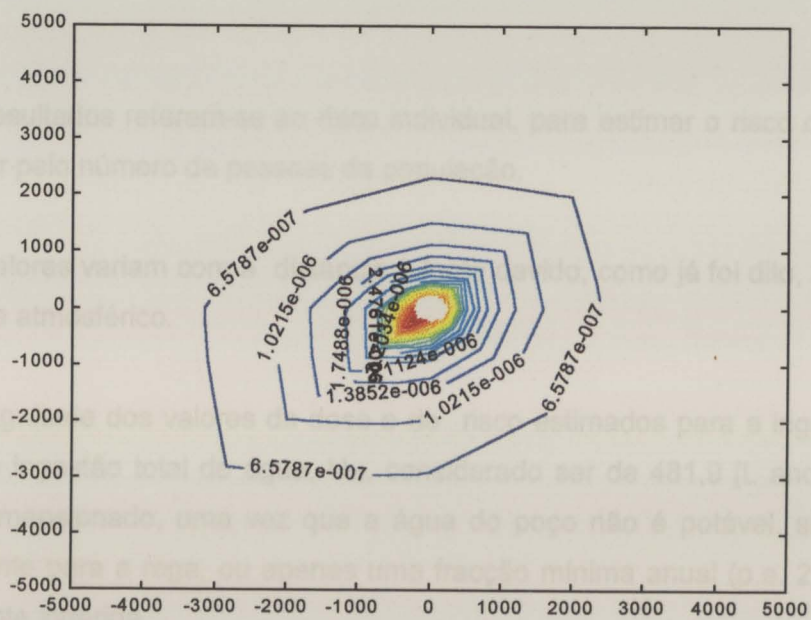


Gráfico 6. 29: Risco de mortalidade devido à exposição directa do solo contaminado.

6.1.5 O MODELO DE EXPOSIÇÃO PARA A BIOTA AQUÁTICA

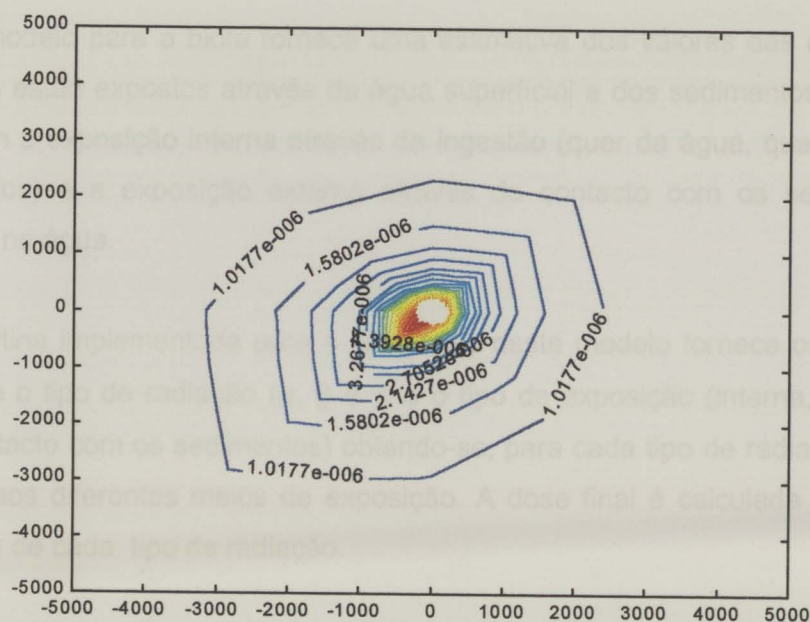


Gráfico 6. 30: Risco de morbilidade por exposição directa ao solo contaminado.

Os resultados referem-se ao risco individual, para estimar o risco colectivo deve-se multiplicar pelo número de pessoas da população.

Os valores variam com a distância à fonte devido, como já foi dito, à componente do transporte atmosférico.

A magnitude dos valores da dose e do risco estimados para a ingestão deve-se ao débito de ingestão total de água, U_w , considerado ser de $481,9 \text{ [L ano}^{-1}\text{]}$. Este valor está sobredimensionado, uma vez que a água do poço não é potável, sendo utilizada essencialmente para a rega, ou apenas uma fracção mínima anual (p.e. 2 L ano^{-1}) será potencialmente ingerida.

6.1.5 O MODELO DE EXPOSIÇÃO PARA A BIOTA AQUÁTICA

O modelo para a biota fornece uma estimativa dos valores das doses a que os organismos estão expostos através da água superficial e dos sedimentos. Estes valores contemplam a exposição interna através da ingestão (quer da água, quer dos alimentos contaminados) e a exposição externa através do contacto com os sedimentos e da submersão na água.

A rotina implementada para a simulação deste modelo fornece os resultados de acordo com o tipo de radiação (α , β e γ) e o tipo de exposição (interna, submersão na água e contacto com os sedimentos) obtendo-se, para cada tipo de radiação, três doses referentes aos diferentes meios de exposição. A dose final é calculada pela soma das doses totais de cada tipo de radiação.

É possível variar, além do tipo de RDN, a dimensão do organismo receptor, através da fracção de energia absorvida, ϕ_e , de forma a que os resultados sejam mais precisos.

A exploração deste modelo foi feita para três RDN, o ^{226}Ra , ^{238}U e ^{210}Pb , o primeiro na linha de seguimento da exploração dos modelos anteriores, o segundo porque tem um factor de bioacumulação (*biological concentration factor*, BCF) 5 vezes menor do que o primeiro (BCF=10) e o terceiro porque tem um factor de bioacumulação 6 vezes maior do que o primeiro (BCF=300). Para cada um dos RDN considerados variou-se ainda a dimensão do organismo: (i) peixes e (ii) larvas ou ovos de peixes. Os dois tipos de organismos estão identificados por organismo 1 e organismo 2 (6.6).

Os parâmetros necessários à simulação deste modelo estão descritos na tabela seguinte. Para o ^{238}U e ^{210}Pb procedeu-se primeiro à simulação do transporte hidrológico para determinar a sua actividade na água. A actividade no organismo é estimada através

do factor de bioacumulação³. Considerou-se a mesma actividade nos sedimentos para os três RDN estudados (parâmetros retirados de Blaylock 6.6).

Parâmetro	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³⁸ U
C ₀ [Bq Kg ⁻¹]	7.03098	43.8587	0.4288
C _{as} [Bq l ⁻¹]	0.1462	0.1462	0.0429
C _{sb} [Bq Kg ⁻¹]	744.95	744.95	744.95
E _γ n _γ [MeV]	6.47.10 ⁻³	4.81.10 ⁻³	1.36.10 ⁻³
E _α n _α [MeV]	4.86	0	4.26
μ(E _β n _β) [MeV]	3.59.10 ⁻³	3.80.10 ⁻²	1.02.10 ⁻²
φ _β	1	1	1
φ _γ	0.95	0.95	0.95
R _b	0.5	0.5	0.5
BFC	50	300	10

Tabela 6. 13: Dados de entrada para a simulação do modelo da biota aquática.

Para a radiação α a dose não depende da fracção de energia absorvida. Para as radiações γ e β e para a dimensão do organismo 1, a fracção de energia absorvida vale 0.95 e 1, respectivamente. O cálculo das doses para a dimensão do organismo 2, não depende da fracção de energia absorvida φ_e, segundo Blaylock (6.6).

Os resultados desta primeira simulação, especificamente para o ²²⁶Ra, estão descritos a seguir:

²²⁶ Ra	Organismo 1	Organismo 2
D _{yi} [μGy h ⁻¹]	2.6959 . 10 ⁻⁵	0
D _{yw} [μGy h ⁻¹]	2.8378 . 10 ⁻⁸	5.6757 . 10 ⁻⁷
D _{ys} [μGy h ⁻¹]	3.6151 . 10 ⁻⁵	7.2302 . 10 ⁻⁴
D _{yc} [μGy h ⁻¹]	1.8076 . 10 ⁻⁵	3.6151 . 10 ⁻⁴

³ A actividade no organismo, C₀ é determinada pelo produto da actividade na água com o factor de bioacumulação específico para cada RDN.

$D_{\gamma t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$4.5063 \cdot 10^{-5}$	$3.6208 \cdot 10^{-4}$
$D_{\beta i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$3.0231 \cdot 10^{-5}$	$3.0231 \cdot 10^{-5}$
$D_{\beta w} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	$3.0231 \cdot 10^{-7}$
$D_{\beta s} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	$3.8511 \cdot 10^{-4}$
$D_{\beta t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$3.0231 \cdot 10^{-5}$	$4.5164 \cdot 10^{-4}$
$D_{\alpha i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0205	0.0205
$D_{\alpha t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0205	0.0205
$D_t [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0205	0.0212
$D_{te} [\mu\text{Sv h}^{-1}]$	0.4093	0.4100

Tabela 6. 14: Resultados da simulação na biota aquática para o ^{226}Ra .

Da análise dos resultados obtidos verifica-se que as doses parcelares de radiação γ e β são bastante pequenas. Os organismos considerados do tipo 2 apenas têm alguns mm de diâmetro, pelo que a radiação interna com origem nos emissores γ é desprezável.

A dose resultante da actividade existente na água é representada por um valor muito pequeno, estando de acordo com os valores na água de escorrência responsáveis pela contaminação nas águas superficiais. O mesmo acontece com a dose resultante da actividade gerada pelos sedimentos, uma vez que o valor de partida da actividade neste ponto de exposição é um valor muito pequeno, embora seja superior ao da água.

Para os organismos do tipo 2, a actividade com origem nos emissores γ na água circundante é muito inferior à dos tecidos biológicos. Estes organismos são eliminados ou ocorre a eclosão dos seus ovos, dentro de um período de tempo curto (algumas semanas ou menos), sendo pouco provável que a dose no ambiente aquático resultante destes emissores tenha um efeito negativo nos organismos considerados. Para a maioria dos RDN, a actividade de radiação γ nos sedimentos é superior à da água, originando valores das doses na mesma ordem de grandeza.

A dose radiação β resultante tem origem na dose interna sendo desprezável o seu contributo através da actividade existente quer na água, quer nos sedimentos para o

organismo 1. No caso do organismo 2, estes valores são muito pequenos, podendo ser desprezados.

Para o cálculo das doses internas resultantes dos emissores β assume-se que toda a energia resultante destes emissores é absorvida dentro do organismo. O resultado obtido está de acordo com o resultado obtido para o organismo 1.

Os valores obtidos para as doses resultantes dos emissores β para os organismos 2 com origem na água e nos sedimentos são valores muito pequenos, havendo no entanto uma certa sobrestimativa destes valores devido ao facto de que na água a dose também depende, além do diâmetro do organismo, do espectro de radiação β , e no caso dos sedimentos depende, além da energia de radiação β , da sua espessura e da sua densidade.

Para a radiação α , apenas se considera a dose interna sendo o valor obtido muito superior a qualquer uma das doses anteriores. Esta ordem de grandeza deve-se ao facto de que para esta dimensão dos organismos e para este tipo de radiação, a dose interna aproxima-se do débito da dose de uma fonte de dimensão infinita (isto é, a dimensão da fonte é muito maior do que o comprimento de atenuação da radiação) (6.5), em que toda a energia das partículas α é absorvida dentro do organismo, assumindo-se que a radiação externa proveniente quer dos sedimentos quer da água é desprezável. No caso dos organismos do tipo 2, assume-se que toda a energia dos emissores α permanece dentro do organismo e que toda a energia externa é travada pela casca do ovo.

Qualquer um dos valores obtidos está muito longe do valor limite recomendado de $0.4 \text{ [mGy h}^{-1}\text{]}$ (6.5), no entanto a comparação deve ser feita com o valor da dose total (tipo de radiação). Este valor é de $0.0205 \text{ }\mu\text{Gy h}^{-1}$ equivalente a $0.205 \cdot 10^{-4} \text{ mGy h}^{-1}$, muito inferior ao valor limite de 0.4 mGy h^{-1} . É ainda possível fazer outra interpretação destes valores tendo em conta o efeito biológico relativo nos seres humanos, através do tipo de radiação ponderada por um factor de qualidade, Q , que traduz o efeito biológico relativo por unidade de dose absorvida, como já foi descrito no capítulo cinco. Para as radiações γ e β este factor vale 1 e para a radiação α este factor assume o valor de 20 (6.5). A dose

total tendo em conta este efeito é de $0.4093 [\mu\text{Sv h}^{-1}]$ e é expressa em equivalente de dose para os humanos.

O valor da dose total, D_t , está muito afastado do valor limite, assim como o equivalente de dose para os seres humanos, D_{te} , não sendo provável que ocorram efeitos perniciosos por exposição à radiação ao nível da população aquática, isto é, não existe um risco quantificável para a biota. No entanto, se o valor da dose total exceder 0.1 mGy h^{-1} , deve-se conduzir um estudo mais preciso de forma a identificar os efeitos que se podem verificar ao nível individual ou da população na biota (6.5), o que não é o nosso caso, pois todos os valores obtidos estão muito longe deste valor também.

Na exploração do modelo para o ^{210}Pb considerou-se o mesmo valor da actividade na água e nos sedimentos utilizados no caso anterior. O cálculo da actividade na água pelo modelo hidrológico depende do coeficiente de distribuição, k_{d2} , que tem o mesmo valor que para o ^{226}Ra , daí resultando ser o mesmo valor para ambos os RDN. Os resultados obtidos para a simulação com o ^{210}Pb estão descritos a seguir:

^{210}Pb	Organismo 1	Organismo 2
$D_{yi} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$1.1544 \cdot 10^{-4}$	0
$D_{yw} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$2.0252 \cdot 10^{-8}$	$4.050 \cdot 10^{-7}$
$D_{ys} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$2.5799 \cdot 10^{-5}$	$5.1598 \cdot 10^{-4}$
$D_{yc} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$1.3800 \cdot 10^{-5}$	$2.5799 \cdot 10^{-4}$
$D_{yt} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$1.2926 \cdot 10^{-4}$	$2.5840 \cdot 10^{-4}$
$D_{\beta i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0019	0.0019
$D_{\beta w} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	$3.1999 \cdot 10^{-6}$
$D_{\beta s} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	0.0041
$D_{\beta t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0019	0.0060
$D_{\alpha i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	0
$D_{\alpha t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	0
$D_t [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0020	0.0063
$D_{te} [\mu\text{Sv h}^{-1}]$	0.0020	0.0063

Tabela 6. 15 : Resultados da simulação na biota aquática para o ^{210}Pb .

Da análise destes resultados pode-se concluir que a dose interna de radiação β (para ambos os organismos considerados), aumentou muito como consequência do aumento de actividade dentro do organismo originado pelo elevado factor de bioacumulação. A dose para o organismo 2, resultante da actividade existente na água aumentou devido ao facto de para este tipo de dimensão não depender da fracção de energia absorvida; o mesmo se passa para a dose com origem na actividade dos sedimentos. Verifica-se ainda que a dose de radiação α é nula devido ao facto de ^{210}Pb não ser um emissor deste tipo de radiação. Neste caso, as doses totais, D_t e D_{te} , são essencialmente dependentes da radiação β . Os restantes valores mantiveram-se na mesma ordem de grandeza da simulação anterior.

Para a simulação com o ^{238}U a actividade na água superficial vai ser diferente dos valores anteriores, dado o coeficiente de distribuição, k_{d2} ser diferente para este RDN (para o ^{238}U , $k_{d2} = 750$) (6.1). Os resultados da simulação para o ^{238}U são descritos a seguir:

^{238}U	Organismo 1	Organismo 2
$D_{yi} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$3.1914 \cdot 10^{-7}$	0
$D_{yw} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$1.6797 \cdot 10^{-9}$	$3.3594 \cdot 10^{-8}$
$D_{ys} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$7.2946 \cdot 10^{-6}$	$1.4589 \cdot 10^{-4}$
$D_{yc} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$3.6473 \cdot 10^{-6}$	$7.2945 \cdot 10^{-5}$
$D_{yt} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$3.9681 \cdot 10^{-6}$	$7.2979 \cdot 10^{-5}$
$D_{\beta i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$5.0391 \cdot 10^{-6}$	$5.0391 \cdot 10^{-6}$
$D_{\beta w} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	$2.5195 \cdot 10^{-7}$
$D_{\beta s} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0	0.0011
$D_{\beta t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	$5.0391 \cdot 10^{-6}$	0.0011
$D_{\alpha i} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0011	0.0011
$D_{\alpha t} [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.011	0.0011
$D_t [\mu\text{Gy h}^{-1}]$	0.0011	0.0011
$D_{te} [\mu\text{Sv h}^{-1}]$	0.0211	0.0222

Tabela 6. 16: Resultados da simulação na biota aquática para o ^{238}U .

Da análise dos resultados verifica-se, de uma forma geral, que para organismo 1 as doses de radiação β e γ diminuíram substancialmente sendo este facto explicado, por um lado, pela menor actividade presente na água, e por outro pelas menores energias de radiação para este RDN. Os valores das doses de radiação α também diminuíram em consequência da menor actividade no organismo. Para o organismo 2 os valores apresentam a mesma ordem de grandeza que para o ^{210}Pb com excepção da energia de radiação α que neste caso é diferente de zero. Os principais contribuidores para a radiação total são os emissores β e α . No entanto, o valor da dose total para a biota, $D_t = 0.0011 [\mu\text{Gy h}^{-1}]$ ou $0.0222 [\mu\text{Sv h}^{-1}]$, encontra-se ainda muito abaixo do valor limite ou do valor recomendado para um estudo mais aprofundado.

Na abordagem anterior do modelo global da biota aquática considerou-se que cada RDN presente era único, não coexistindo com os seus descendentes do decaimento radioactivo. Partindo do RDN de maior preocupação na água, o ^{226}Ra , poderá ocorrer um decaimento radioactivo originando uma série de progenitores com um período de semi-vida relativamente curto. É razoável assumir, devido ao seu curto período de semi-vida, que os descendentes apresentem o mesmo nível de actividade que o ^{226}Ra . No entanto, o ^{226}Ra decai para o ^{222}Rn na forma de gasosa caracterizado por um período de semi-vida de 3.8 dias, como já foi mencionado. O ^{222}Rn produzido na água ou na superfície dos sedimentos vai escapar para atmosfera, originando que os seus descendentes não estejam presentes nestes meios, a menos que provenham de outras fontes de contaminação.

Foi feita uma variação à simulação anterior considerando que 30% do ^{222}Rn produzido no organismo fica retido nos tecidos tal que o nível de actividade dos descendentes também seja de 30% do ^{226}Ra e que a radiação na água circundante e nos sedimentos seja desprezável. Considerou-se apenas os descendentes com período de semi-vida mais longo, o ^{226}Ra com $1.62 \cdot 10^3$ anos, o ^{222}Rn com 3.8 dias, o ^{210}Pb com 22.3 anos e o ^{210}Po com 138.4 dias e presentes no modelo conceptual de exposição, descrito nos capítulos anteriores.

Os parâmetros iniciais para esta simulação são descritos na tabela 6.17 (Blaylock 6.5) e os resultados obtidos na tabela 6.18:

Parâmetros	²²⁶ Ra	²²² Rn	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
C ₀ [Bq Kg ⁻¹]	7.03098	2.1929	43.8587	1.4620
C _{as} [Bq l ⁻¹]	0.1462	0	0	0
C _s [Bq Kg ⁻¹]	744.95	0	0	0
E _γ n _γ [MeV]	6.47.10 ⁻³	3.98.10 ⁻⁴	4.81.10 ⁻³	8.5.10 ⁻⁶
E _α n _α [MeV]	4.86	5.59	0	5.40
μ(E _β n _β) [MeV]	3.59.10 ⁻³	1.08.10 ⁻⁵	3.80.10 ⁻²	8.18.10 ⁻⁸
φ _β	1	1	1	1
φ _γ	0.95	0.9	0.95	0.95
R _b	0.5	0.5	0.5	0.5
BFC	50	0	300	50

Tabela 6. 17 : Parâmetros para o cálculo da dose resultante do ²²⁶Ra e dos seus descendentes.

Resultados	²²⁶ Ra	²²² Rn	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
D _{γi} [μGy h ⁻¹]	2.6959.10 ⁻⁵	4.7278.10 ⁻⁷	5.7718.10 ⁻⁶	1.020.10 ⁻⁸
D _{γw} [μGy h ⁻¹]	2.8378.10 ⁻⁸	0	0	0
D _{γs} [μGy h ⁻¹]	3.6151.10 ⁻⁵	0	0	0
D _{γc} [μGy h ⁻¹]	1.8076.10 ⁻⁵	0	0	0
D _{γt} [μGy h ⁻¹]	4.5063.10 ⁻⁵	4.7278.10 ⁻⁷	5.7718.10 ⁻⁶	1.020.10 ⁻⁸
D _{βi} [μGy h ⁻¹]	3.0231.10 ⁻⁵	2.5736.10 ⁻⁸	9.5996.10 ⁻⁵	2.0664.10 ⁻¹⁰
D _{βw} [μGy h ⁻¹]	0	0	0	0
D _{βs} [μGy h ⁻¹]	0	0	0	0
D _{βt} [μGy h ⁻¹]	3.0231.10 ⁻⁵	2.7536.10 ⁻⁸	9.5996.10 ⁻⁵	2.0664.10 ⁻¹⁰
D _{αi} [μGy h ⁻¹]	0.0205	0.0071	0	0.0068
D _{αt} [μGy h ⁻¹]	0.0205	0.0071	0	0.0068
D _t [μGy h ⁻¹]	0.0205	0.0071	9.882.10 ⁻⁵	0.0068
D _{te} [μSv h ⁻¹]	0.4093	0.1412	9.882.10 ⁻⁵	0.1364

Tabela 6. 18: Resultados da simulação na biota aquática para o ²²⁶Ra considerando os seus descendentes do decaimento radioactivo.

Em todos os casos as doses resultantes dos emissores α são as mais elevadas, sendo por isso as de maior preocupação.

A dose total obtém-se pela soma das doses totais de cada RDN (em equivalente das doses, D_{te}), e vale, neste caso $0.6870 [\mu\text{Gy h}^{-1}]$, estando ainda muito abaixo do valor limite e valor recomendado.

Em conclusão pode-se afirmar que em nenhuma das simulações anteriores obtivemos valores preocupantes relativamente aos limites recomendados na literatura, o que é perfeitamente compreensível, uma vez que a actividade na água de escorrência, que vai contaminar a biota, é caracterizada por valor muito pequeno, o mesmo se passa com a actividade considerada para os sedimentos, estando os valores obtidos, em ordem grandeza, de acordo com os valores que lhe deram origem.

7 CONCLUSÕES

7. CONCLUSÕES

Os vários modelos parcelares envolvidos não são originais tendo sido recolhidos da literatura especializada. Alguns dos modelos são relativamente simplistas e resultaram da necessidade de se obter um modelo ajustado aos propósitos. Com efeito, as incertezas envolvidas numa análise de risco são diversificadas e irredutíveis, motivadas não só pela dificuldade de se descrever matematicamente processos multi-fásicos extremamente complexos, como pela dificuldade de caracterizar os meios anisotrópicos e heterogéneos envolvidos, como pelo desajustamento entre as ferramentas matemáticas utilizadas para descrever alterações a uma escala macroscópica quando, na realidade, estas ocorrem a uma escala microscópica, como ainda pela extrema dificuldade de determinar fisicamente (no campo), parâmetros resultantes de processos de condensação de outros parâmetros.

Não se pretende aplicar o modelo desenvolvido a nenhum local específico pois este processo exigiria uma recolha de informação *in situ*, que demoraria no mínimo dois anos, e que exigiria investimentos vultuosos na obtenção da informação necessária. No entanto, utilizamos como local conceptual, parcialmente concreto, parcialmente virtual, de aplicação dos modelos envolvidos, a barragem de estêreis da Oficina de Tratamento de Minérios da Urgeiriça, pois que a informação ambiental disponível e acumulada nos permitiu verificar a consistência dos resultados obtidos, em alguns casos utilizar parâmetros medidos directa ou indirectamente e portanto, devidamente ajustados.

Muitos dos parâmetros utilizados foram recolhidos da bibliografia pelas razões já invocadas: indisponibilidade temporal, financeira e de recursos humanos para recolha de toda a informação necessária. A calibração dos parâmetros genéricos recolhidos da bibliografia não foi efectuada pelo mesmo conjunto de razões.

A validação dos modelos também não foi efectuada no campo, ou no laboratório, pois esta envolveria um conjunto de meios indisponíveis. A validação dos modelos é assim indirecta e resulta quer da justeza da descrição fenomenológica dos processos

envolvidos, quer das referências bibliográficas que referem casos de estudo em que validações parcelares foram efectuadas em contextos idênticos, quer ainda da concordância entre as previsões efectuadas pelo modelo e as medições disponíveis no campo para a nossa situação elegida virtual paradigmática.

7.1 CONSIDERAÇÕES FUTURAS

Existe ainda muito trabalho que pode ser desenvolvido o que consideramos poder vir a ser objecto de investigação futura. Inúmeras pistas foram reveladas pelas dificuldades encontradas e que enfrentamos no decorrer deste estudo, além da possibilidade de introdução de melhoramento, e de novos componentes na concepção global. Relativamente a ambas as perspectivas podemos enunciar:

- Reformulação dos modelos com fundamentação fenomenológica mais débil;
- Em alguns modelos, a reformulação do processo de condensação paramétrica por forma a obter parâmetros com significado físico mais evidente e também de mensurabilidade mais exequível;
- Medição de parâmetros localmente;
- Desenvolvimento de métodos de ajustamento e ponderação de parâmetros locais por forma a incorporar flutuações estatísticas, a variabilidade espacial e a sazonalidade;
- Experimentação laboratorial, ou à escala piloto ou no campo, ou monitorização adequada por forma a garantir a validação de alguns sub-modelos parcelares envolvidos;

- Aplicação a situações reais e estudo das eventuais divergências entre as previsões e as medições;
- Com base em modelos georeferenciados, perspectivar a aplicação de metodologias geostatísticas (espaço-temporal).

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (2.1) La Grega M., Buckingham Ph., Evans J., *Hazardous Waste Management*, McGraw Hill, 1994.
- (2.2) *Guide to Environmental Risk*, Publicação Nº 905/9-91/01, U.S. EPA Region 5, 1991.
- (2.3) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, National Research Group Council's (NRC), 1983.
- (2.4) *Guidelines for Exposure Assessment*, FRL-4129-5U.S, Environmental Protection Agency (EPA), 1992.
- (2.5) *EPA Approach for Assessing the Risk Associates with Exposure Environmental Carcinogens*, Appendix B, Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental Protection Agency (EPA), 1989a.
- (2.6) *Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessment*, Appendix A, Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental Protection Agency (EPA), 1989f.
- (2.7) *General Quantitative Risk Assessment Guidelines for Noncancer Health Effects*, External Review Draft, Risk Assessment Forum Technical Panel on Risk Assessment Guidelines for Noncancer Health Effects, ECAO-CIN-538 Environmental Protection Agency (EPA), 1989b.
- (2.8) *Guidance Manual for Assessing Human Health Risks From Chemically Contaminated Fish and Selfish*, Office of Marine and Estuarine Protection, EPA/503/8-89/002 Environmental Protection Agency (EPA), 1989g.
- (2.9) *Site Conceptual Exposure Model Data*, U.S. Department of Energy (DOE'S) Office of Environmental Policy and Assistance RCRA/CERCLA Division, EH-413, 1997.
- (2.10) Eckerman Keith F. e Ryman Jeffrey C., *External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil*, Federal Guidance Report N.º 12, EPA-402-R-93-081, Office of Radiation and Indoor Air, U.S. Environmental Protection Agency, 1993.
- (2.11) Eckerman Keith F., Wolbarst Anthony B. e Richardson Allan C.B., *Limiting Values of Radionuclide Intake and Air Concentration and Dose Conversion Factors for Inhalation, Submersion, and Ingestion*, Federal Guidance Report N.º 11, Office of Radiation and Indoor Air, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-520/1-88-020, 1988.

- (3.1) Friedlander G., Kennedy W. J., Macias E. S., Miller J. M., *Nuclear and Radiochemistry*, 3.^a edição, 1981.
- (3.2) Fiúza A.M.A., *Radiações e Impacte Radiológico*, Mestrado em Engenharia do Ambiente, ramo de Geo-Ambiente, Dep. Minas – FEUP, Porto, 1995.
- (3.3) Whicker Ward, *Radioecological Implications of Uranium Mining and Milling*, Uranium Resource Technology Seminar II, Colorado, School of Mines, 1979.
- (4.1) Whicker Ward, *Radioecological Implications of Uranium Mining and Milling*, Uranium Resource Technology Seminar II, Colorado, School of Mines, 1979.
- (4.2) Hung Cheng Yeng, Ph. D., *User's Guide for Presto-EPA-CGP Operation System*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Air, 1996.
- (4.3) Moore, R.E., Baes, C.F. III, McDowell-Boyer, L.M., Watson, A.P., Hoffman F.O., Pleasent. J.C. Miller. C.W., *Airdos-EPA: A Computerized Methodology for Estimating Concentrations and Doses from Airborne Releases of Radionuclides*, (Reprint of ORNL-5532), EPA 520/1-79-009. U.S. EPA Office of Radiation Programs, Washington, D.C., 20460.
- (4.4) B.G. Blaylock, M.L. Frank, B.R. O'Neal: *Methodology for Estimating Radiation Dose Rates to Freshwater Biota Exposed to Radionuclides in the Environment*, 1993.
- (5.1) Fiúza A.M.A., *Radiações e Impacte Radiológico*, Mestrado em Engenharia do Ambiente, ramo de Geo-Ambiente, Dep. Minas – FEUP, Porto, 1995.
- (5.2) Ward Whicker, *Radioecological Implications of Uranium Mining and Milling*, in Uranium Resource Technology Seminar II, Colorado School of Mines, March 1979.
- (5.3) Moore, R.E., Baes, C.F. III, McDowell-Boyer, L.M., Watson, A.P., Hoffman, F.O., Pleasent. J.C. Miller. C.W., *Airdos-EPA: A Computerized Methodology for Estimating Concentrations and Doses from Airborne Releases of Radionuclides* (Reprint of ORNL-5532), EPA 520/1-79-009, U.S. EPA Office of Radiation Programs, Washington, D.C., 20460.
- (5.4) Pasquill, F., *The Estimation of Dispersion of Windborne Material*, Meteorology Magazine, 90:33, 1961.
- (5.5) Colls Jeremy, *Air Pollution - An Introduction*.
- (5.6) Briggs, G.A., *Plume Rise*, AEC Critical Review Series, TID-25075, 1969.

- (5.7) Taylor P.A., *An Introduction to Boundary Layer and Mesoscale Meteorological for Complex Terrain*, Abril 1999.
- (5.8) Keith F. Eckerman, Jeffrey C. Rhyman: *External Exposure To Radionuclides in Air, Water and Soil*, Federal Guidance Report N.º 12, Washington, 1993.
- (5.9) U.S Environmental protection Agency: *Estimating Radiogenic Risks*, 1994.
- (5.10) International Commission on Radiological Protection, (ICRP), *Recommendations on Dose Coefficients for Assessing Doses from Accidental Radionuclide Releases to the Environment*, Canadá, 1998.
- (5.11) Cheng Yeng Hung, Ph. D., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Air: *User's Guide for Presto-EPA-CGP Operation System*, Junho 1996.
- (5.12) La Grega M., Buckingham Ph., Evans J., *Hazardous Waste Management*, McGraw Hill, 1994.
- (5.13) Gifford, F. A. Jr., *Turbulent diffusion-typing schemes: A review*, Nuclear Safety 17(1): 68-86, 1976.
- (5.14) Barry S. Parks, Health Physicist U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation Programs, Las Vegas 1992.
- (5.15) Turner, D.B. "Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates", Air Pollution Control Administration, Cincinnati, Ohio, 1969.
- (5.16) Slade, D.H. (ed.), *Meteorology and Atomic energy* - 1968, U.S. Atomic energy Commission/Division of Technical Information, USAED TID-24190, 1968.
- (5.17) Van der Horen, I., *Deposition of particles and gasses, pp 202-208, In Slade, D. (ed.), Meteorology and Atomic Energy* - 1968, U.S. Atomic Energy Commission, USATED TID - 24190.
- (5.18) Office of Radiation and Air - Office of Solid Waste and Emergency Response (U. S. Environmental Protection Agency), Office of Environmental Restoration (U. S. Department of Energy), Office of Nuclear Safety and Safeguards (Nuclear Regulatory Commission, Washington), 1994.
- (5.19) C.Y. Hung, *An Optimum Model to Predict Radionuclide Transport in an Aquifer for the Application to Health Effects Evaluations*, Proceedings of Inter Agency Workshop on Modelling and Low Level Waste Management, December 1980, Denver, Colorado.

- (5.20) NCRP, National Council on Radiation Protection and measurements: *Recommendations on Limits for Exposure to Ionizing Radiation*. Relatório NCRP N.º 91, Bethesda, Maryland, 1987.
- (5.21) B.G. Blaylock, M.L. Frank, B.R. O'Neal: *Methodology for Estimating Radiation Dose Rates to Freshwater Biota Exposed to Radionuclides in the Environment*, 1993.
- (5.22) NCRP, National Council on Radiation Protection and measurements: *Effects Radiation on Aquatic Organisms*. Relatório NCRP N.º 109, Bethesda, Maryland, 1991.
- (5.23) Brownell, G.L., W.H. Ellet e A.R. Reddy, 1968: *Absorbed fractions for photon dosimetry*. J. Nuclear Medicine, Supp 1,27.
- (5.24) Ellet, W.H. e R.M. Humes. 1971: *Absorbed fractions for small volumes containing photon-emitting radioactivity*. J.Nuclear Medicine, Suppl.5, 12:25 32.
- (5.25) Woodhead, D.S. 1979: *Methods of Dosimetry of Aquatic Organisms*, pág. 43 de *Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Ecosystems*. Relatório Técnico, Série 190, (International Atomic Energy Agency, Vienna), Áustria, 1979.
- (5.26) IAEA, International Commission on Radiological Protection, 1976: *Effects on Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems*. IAEA Relatório Técnico Série 172, Vienna, Áustria.
- (5.27) Woodhead, D.S. 1984: *The effects on chronic irradiation on the breeding performance of the guppy (Poecilia reticulata) (Osteichthyes: Teleostei)*. Int. J. Radiat. Biol. 32:1-22.
- (5.28) ICRP, International Commission on Radiological Protection, 1983, *Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions*. ICRP Publicação N.º 38.
- (6.1) Cheng Yeng Hung, Ph. D., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Air: *User's Guide for Presto-EPA-CGP Operation System*, Junho 1996.
- (6.2) Fiúza A.M.A., *Radiações e Impacte Radiológico*, Mestrado em Engenharia do Ambiente, ramo de Geo-Ambiente, Dep. Minas – FEUP, Porto, 1995.
- (6.3) Keith F. Eckerman, Jeffrey C. Rhyman: *External Exposure To Radionuclides in Air, Water and Soil*, Federal Guidance Report N.º 12, Washington, 1993.
- (6.4) U.S Environmental Protection Agency: *Estimating Radiogenic Risks*, 1994.

- (6.5) International Commission on Radiological Protection, (ICRP), *Recommendations on Dose Coefficients for Assessing Doses from Accidental Radionuclide Releases to the Environment*, Canadá, 1998.
- (6.6) Blaylock G.B., Frank M.L., O'Neal B.R., *Methodology for estimating Radiation Doses Rates for Freshwater Biota Exposed to Radionuclides in the Environment*, Setembro de 1993.





FACULDADE DE ENGENHARIA

UNIVERSIDADE DO PORTO

BIBLIOTECA



0000060157