

Modelos Fenomenológicos de Distribuição Intercompartimental de Substâncias Radioactivas

Maria de Lurdes Proença de Amorim Dinis



*Departamento de Engenharia de Minas
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto*

Volume I

*Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente
Sob a orientação científica do Professor Doutor António Manuel Antunes Fiúza*

Junho 2007

Copyright © 2007 Maria de Lurdes Dinis (mldinis@fe.up.pt)

Reservados todos os direitos de publicação, tradução e adaptação.

Interdita a reprodução parcial ou integral sem prévia autorização da autora.

Resumo

Os elevados volumes de minério e de soluções manipuladas nas operações de exploração e de tratamento de minérios radioactivos geram débitos enormes de subprodutos não utilizáveis, resíduos sólidos, efluentes líquidos e/ou gasosos e que foram durante muitos anos depositados a céu aberto. O vento, a água e os processos biológicos tendem a provocar a dispersão destes materiais no ambiente, intervindo na sua libertação e no seu transporte através da atmosfera, dos sistemas aquáticos superficiais ou através do subsolo, originando uma contaminação de novos subcompartimentos ambientais.

Pretendeu-se aplicar modelos matemáticos com fundamentação fenomenológica à libertação, à dispersão e à transferência intercompartimental de substâncias radioactivas de baixo nível de radiação. Desenvolveram-se e adaptaram-se modelos multicompartimentais com o objectivo de estimar a concentração da actividade em pontos de exposição predefinidos privilegiados inseridos em cada compartimento.

Talvez o problema mais complexo relativo às implicações ambientais da existência de radionuclídeos nas vizinhanças das explorações mineiras de minérios radioactivos seja a complexidade intrínseca dos processos de transporte e as vias insínuas como os materiais tóxicos podem penetrar nos sistemas biológicos. O transporte dos radionuclídeos nos ecossistemas, característicos dos sistemas onde houve produção de minérios uraníferos, não foi ainda suficientemente investigado e documentado.

O nosso trabalho de investigação incide essencialmente sobre a construção de modelos referentes aos mecanismos de libertação, ao transporte dos radionuclídeos, à sua transferência intercompartimental e ao seu destino, construindo as bases para uma avaliação da exposição a que ficam submetidos componentes seleccionados do ecossistema local. Para validar os modelos construídos recorreu-se, sempre que possível, à informação que nos foi disponibilizada relativa às áreas envolventes das zonas de armazenamento de resíduos da mina da Urgeiriça.

Procedeu-se a uma análise sistemática de forma a considerar a análise integrada dos seguintes aspectos:

- **Fontes** (escombreiras, armazenamento de resíduos de tratamento com e sem cobertura,...);
- **Mecanismos de libertação** (por exemplo: lixiviação, decaimento com produção de radionuclídeos gasosos,...);

- **Mecanismos de transporte** ou vectores dispersivos (ar e água);
- **Mecanismo de transferência** entre os compartimentos ambientais (sorção, absorção, partilha,...);
- Determinação das **concentrações em cada compartimento ambiental** utilizando modelos de dispersão, sempre que possível com variação espacial;
- Consideração de **locais expostos privilegiados** (poços, biota, água de regadio, áreas habitadas, ...);
- Consideração de **meios receptores** (flora, níveis tróficos seleccionados da cadeia alimentar, residentes consumidores de água, população,...).

As principais trajectórias de contaminação foram identificadas de forma a determinar a melhor abordagem relativamente aos modelos a desenvolver. Foram ainda identificados os radionuclídeos de maior relevância em cada compartimento com base nas suas propriedades químicas, físicas e radiológicas.

Foi também incorporado um modelo de transferência dos radionuclídeos na cadeia alimentar tendo-se incluído, numa versão mais completa do modelo conceptual, a distribuição dos radionuclídeos no interior do organismo para um nível trófico relevante (animais de pasto) através da adaptação dos modelos biocinéticos existentes na bibliografia.

Para cada um dos modelos foi feita pelo menos uma exploração. Os parâmetros necessários foram adoptados de diferentes fontes: alguns foram adoptados de medições referentes ao local contaminado em particular, a barragem de estêreis da Urgeiriça; outros foram adoptados de dados publicados na bibliografia. Os parâmetros para os quais não foi possível obter valores de medições locais foram estimados a partir dos dados disponíveis.

Abstract

The large volumes of ore and solutions manipulated in the extraction and processing operations of radioactive ores generate huge rates of useless by-products, solid wastes, liquids and or gaseous effluents which have been disposed in open air areas for many years. Wind, rainfall and biological processes tend to provoke the dispersion of these materials in the environment interfering in their release and transport processes through the atmosphere, superficial aquatic systems or through subsoil leading to the contamination of new environmental sub-compartments.

It was intended to apply mathematical models with phenomenological basis to the release, the dispersion and the intercompartmental transfer of low level radioactive substances. Multicompartment models were developed and adapted with the purpose to predict the activity concentration in predefined exposition points located in each one of the compartments.

The most complex problem referring to the environmental consequences of the existence of radioactive contaminations in the vicinity of the radioactive ore mining explorations is probably the intrinsic complexity of the transport processes and the tortuous means by the toxic materials can penetrate into the biological systems. The radionuclides transport in the ecosystems, characteristics of the systems where there was former uranium ore production, still has not been sufficiently investigated and documented.

Our research works ensue essentially in the development of models concerning to the release mechanisms, to the radionuclides transport, its intercompartmental transfer and fate, consolidating the bases to an exposure assessment to which may be exposed the selected components from the local ecosystem. To validate the developed models it was used, whenever it was possible, the obtained information referring to the surrounding areas of the Urgeirica mine wastes disposal.

A systematic analysis was performed in order to consider the integrated analysis of the following points:

- **Sources** (tailings piles, ore processing wastes disposal with and without cover system,...);
- **Release mechanisms** (for instance: leaching, decay with gaseous radioactive products,...);
- **Transport mechanisms** or dispersive vectors (air and water);

- **Transfer mechanisms** between the environmental compartments (sorption, absorption, partition,...);
- **Concentrations estimative in each environmental compartment** using dispersion models with spatial variation, whenever it is possible;
- Consideration of **privileged exposure points** (wells, biota, irrigation water, inhabited areas,...);
- Consideration of the **exposed receptors** (flora, selected trophic levels from the food chain, resident's consumers of contaminated water, population,...).

The important routes of contamination have been identified as a basis for determining the modelling approach. The radionuclides of major concern were also identified in each one of the compartments based on their chemical, physical and radiological properties.

It was also incorporated a radionuclide transfer model through the food chain having been included in a more complete version of the conceptual model, the radionuclides distribution within an organism for a relevant trophic level (pasture animals) adapted from the biokinetic models present in the specialized literature.

For each sub-model at least one simulation was done. The necessary parameters were adopted from different sources: some parameters were adopted from measurements referring to the particular contaminated site, the Urgeiriça uranium tailings piles; others were adopted from published data. The unknown parameters were estimated from available data or from literature references in cases where on-site data were not available.

Résumé

Les volumes très élevés de minerais et de solutions manipulés dans les opérations d'exploitation et de traitement de minerais radioactifs produisent des grands débits de sous-produits qui ne sont pas utilisables, des résidus solides, des effluents liquides et ou gazeux. Le vent, l'eau et les procédés biologiques provoquent parfois la dispersion de ces matériels dans l'environnement par le transport à travers l'atmosphère, et des systèmes aquatiques ou à travers le sursol, donnant lieu à une contamination de ces sub-compartiments environnementaux.

On a prétendu appliquer des modèles mathématiques avec fondement phénoménologique à la libération, à la dispersion et au transfert intercompartimental de substances radioactifs de bas niveau de radiation. On a développé un modèle multicompartimental ayant pour but l'estimative de l'activité dans des points d'exposition prédéfinis introduits dans chaque compartiment.

Peut-être le problème le plus complexe concernant les implications environnementales de l'existence de radionucléides dans les proximités des explorations minières de minerais radioactifs est la complexité intrinsèque des procédés de transport et les manières sinueuses comme les matériels toxiques peuvent pénétrer dans les systèmes biologiques. Le transport des radionucléides dans les écosystèmes, caractéristiques des systèmes où il a y eu de la production de minerais de uranium, encore n'a pas été suffisamment enquêté et documenté.

Notre recherche concerne essentiellement sur la construction de modèles référents aux mécanismes de libération, au transport des radionucléides, à son transfert intercompartimental et à sa destination pour faire l'évaluation de l'exposition aux résidus de l'exploitation des minerais d'uranium. Le lieu d'étude était le champ d'épandage de résidus radioactifs à la mine d'Urgeiriça.

On a fait une analyse systématique et intégré des sujets suivants:

- Les **Sources** (déposé à ciel ouvert, stockage de résidus de traitement du uranium,...);
- Les **mécanismes de libération** (par exemple: lessivage, baisse radioactive avec production de radionucléides gazeux);
- **Mécanisme de transport** ou vecteurs dispersives (l'air et l'eau);
- **Mécanismes de transfert** entre différent compartiments environnementales (sorption, absorption, partition,...);

- Détermination des concentrations dans chaque compartiment environnemental en utilisant des modèles de dispersion avec variation spatiale, si possible;
- Considération de **locaux privilégiés d'exposition** (des puits, biote, eaux pour arrosage, des aires habitées,...);
- Considération de **milieux récepteurs** (flore, niveaux trophiques choisis dans la chaîne alimentaire, résidents consommateurs de l'eau, population,...).

Les trajectoires les plus importantes de la contamination ont été identifiées et introduites dans les modèles. Les radionucléides les plus importants ont été aussi identifiés dans chaque compartiment ayant comme référence leurs propriétés chimiques, physiques et radiologiques.

On a été aussi incorporé un modèle de transfèrement des radionucléides dans la chaîne alimentaire en ayant incluse, dans une version plus complète du modèle conceptuel, la distribution des radionucléides à l'intérieur de l'organisme pour un niveau trophique important (animaux herbivores) à travers l'adaptation des modèles biocinétiques existants dans la bibliographie.

On a été fait au moins une exploration pour chaque modèle. Les paramètres nécessaires ont été adoptés de différentes sources: quelques-uns ont été obtenus à travers de mesures concernant le lieu contaminé en particulier, le champ d'épandage des résidus radioactifs de l'Urgeirica, les autres ont été obtenus à travers de l'information publiée dans la bibliographie concernant ce lieu. Les paramètres pour lesquels il n'était pas possible obtenir les valeurs de mesures locales ils étaient estimés à travers d'information disponible.

Agradecimentos

Este é o momento para assinalar um reconhecido agradecimento a todos os que contribuíram directa ou indirectamente para esta dissertação.

Ao meu orientador científico, Professor Doutor António Fiúza, que me acompanhou durante todo este tempo sempre com uma disponibilidade e um entusiasmo marcantes em todos os momentos. Agradeço pela constante estima com que sempre me recebeu e pela colaboração demonstrada permanentemente ao longo deste trabalho. A sua sabedoria e experiência foram determinantes não só para a elaboração deste trabalho, mas também para o meu enriquecimento científico.

Agradeço à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto por ser a “Instituição de Acolhimento” cujo termo não se poderia adequar melhor, dadas as infinitas horas passadas por cá...

Ao Departamento de Engenharia de Minas por todo o apoio a nível de infraestruturais que me disponibilizou.

Ao Professor Machado Leite, ao Professor Abílio Cavalheiro e ao Professor Madureira por todo o apoio na candidatura à bolsa de Doutoramento da Fundação para a Ciência e Tecnologia.

À EXMIN pela colaboração em disponibilizar os dados preciosos ao desenvolvimento e conclusão desta dissertação, em especial à Engenheira Sofia Barbosa, muito obrigada pelo interesse e disponibilidade.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) e ao Fundo Social Europeu (FSE) pelo apoio financeiro, no âmbito do III Quadro Comunitário de Apoio, com o financiamento da bolsa de Doutoramento SFRH/BD/11344/2002 e também pelo apoio na divulgação deste trabalho.

A todos os professores, colegas e funcionários do Departamento de Engenharia de Minas que de alguma forma deram o seu contributo para este trabalho e me fizeram sentir sempre em “casa”.

À Paula Ávila, que só ela sabe o porquê, muito obrigada por tudo.

À minha família pela compreensão face à minha indisponibilidade e ausência durante este longo tempo, e em especial à minha madrinha Jacinta pela revisão dos resumos.

E aos meus amigos por serem os “Meus Amigos”, em particular à Cristina Carvalho pela paciência, quando eu própria já não a tinha para ninguém, à Paula Lima pelos momentos hilariantes do café e da boleia e ao Góis pela palavra sempre amiga e conselheira na pausa do café.

A todos, muito obrigada.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 3-1: Fluxo normalizado dos estéreis sem cobertura, $J_t/(RpE)$, em função da espessura dos estéreis, x (cm), e do coeficiente de difusão, D , ($\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$). Fonte: NUREG (1984).
- Figura 3-2: Sistema de duas fases cobertura/estéreis.
- Figura 3-3: Fluxo de radão através da cobertura para a variação da espessura da cobertura e da camada de estéreis, $D = 1,0 \times 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$. Fonte: NUREG (1984).
- Figura 3-4: Parâmetros necessários para um sistema de cobertura com várias camadas de diferentes materiais. Fonte: NUREG (1984).
- Figura 3-5: Modelo da “caixa” e da dispersão segundo a pluma Gaussiana.
- Figura 3-6: Distribuição Gaussiana da concentração dos contaminantes (La Grega et al., 1994).
- Figura 3-7: Coeficiente de dispersão σ_z .
- Figura 3-8: Coeficiente de dispersão σ_y .
- Figura 3-9: Dispersão dos poluentes atmosféricos em condições atmosféricas normais (a) e com o efeito de inversão térmica (b). Fonte: Miller (1998).
- Figura 3-10: Definição da área em estudo segundo um polígono regular de 8 lados.
- Figura 3-11: Representação da área em estudo para estimar a concentração à altura h .
- Figura 3-12: Representação da área em estudo segundo a direcção dominante do vento.
- Figura 3-13: Dispersão de radão em cada direcção do vento (com cobertura) (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-14: Dispersão de radão em cada direcção do vento (sem cobertura), (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-15: Dispersão de radão na direcção dominante do vento (com cobertura), (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-16: Dispersão de radão na direcção dominante do vento (sem cobertura), (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-17: Dispersão de radão em cada direcção do vento, (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-18: Dispersão de radão na direcção dominante do vento, (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-19: Dispersão de radão em cada direcção do vento, (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-20: Dispersão de radão na direcção dominante do vento, (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-21: Localização dos furos de sondagens na barragem velha da Urgeiriça.
- Figura 3-22: Localização dos pontos onde foi determinada a humidade.
- Figura 3-23: Interpolação dos valores da humidade em % (software GMS).
- Figura 3-24: Coeficiente de difusão, D , vs fracção de saturação, m (Tabela 3-47).
- Figura 3-25: Coeficiente de Difusão, D , vs fracção de saturação, m (Tabela 3-48).
- Figura 3-26: Coeficiente de difusão em função da saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-50).
- Figura 3-27: Coeficiente de difusão em função da saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-50).
- Figura 3-28: Coeficiente de difusão, D (ITN), vs a saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-53).
- Figura 3-29: Coeficiente de difusão, D (ITN), vs a saturação, m (% de peso seco) (Tabela 3-53).
- Figura 3-30: Coeficiente de difusão, $D_e = D/\epsilon$ vs a saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-54).
- Figura 3-31: Coeficiente de difusão, $D_e = D/\epsilon$, vs a saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-54).
- Figura 3-32: Coeficiente de difusão vs fracção de saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-56).
- Figura 3-33: Coeficiente de difusão vs fracção de saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-56).
- Figura 3-34: Dispersão da concentração de radão (sistema de cobertura $x = 3 \text{ m}$), (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-35: Dispersão da concentração de radão (sistema de cobertura $x = 3 \text{ m}$) na direcção dominante do vento (NE), (Bq.m^{-3}).
- Figura 3-36: Dispersão da concentração de radão na área total.
- Figura 3-37: Dispersão da concentração de radão resultante dos fluxos parcelares de cada área na direcção dominante do vento (NE).
- Figura 4-1: Exemplos de trajectórias de exposição. Fonte: User's Guide for Presto-EPA-CPG Operation System, (Hung, 1996).

Figura 4-2: Trajectórias do contaminante na zona vadosa do solo.

Figura 4-3: Actividade em ^{226}Ra na água do poço, Bq/ano.

Figura 4-4: Actividade em ^{218}Po na água do poço, Bq/ano.

Figura 4-5: Actividade em ^{214}Po na água do poço, Bq/ano.

Figura 4-6: Actividade em ^{210}Po na água do poço, Bq/ano.

Figura 4-7: Actividade em ^{210}Pb na água do poço, Bq/ano.

Figura 4-8: Localização dos piezómetros (S), poços (P) e furos (F) amostrados.

Figura 4-9: Localização dos piezómetros e a respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

Figura 4-10: Localização dos piezómetros e a respectiva actividade em U (Bq/L).

Figura 4-11: Localização dos poços e a respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

Figura 4-12: Localização dos poços e respectiva actividade em U (Bq/L).

Figura 4-13: Localização dos furos e respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

Figura 4-14: Localização dos furos e respectiva actividade em U (Bq/L).

Figura 4-15: Distribuição espacial da amostragem dos pontos de água.

Figura 4-16: Interpolação linear - Ra (Bq/L).

Figura 4-17: Interpolação cúbica triangular - Ra (Bq/L).

Figura 4-18: Interpolação pelo inverso da distância (função constante) - Ra (Bq/L).

Figura 4-19: Interpolação pelo método “vizinho natural” (função quadrática) - Ra (Bq/L).

Figura 4-20: Interpolação linear - U (Bq/L).

Figura 4-21: Interpolação cúbica triangular - U (Bq/L).

Figura 4-22: Interpolação pelo inverso da distância (função quadrática) - U (Bq/L).

Figura 4-23: Interpolação pelo método “vizinho natural” (função quadrática) - U (Bq/L).

Figura 4-24: Cartografia da dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Surfer*).

Figura 4-25: Variograma Experimental e Ajuste do Modelo Teórico (Gaussiano) (*Surfer*).

Figura 4-26: Cartografia da dispersão da contaminação em U (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Surfer*).

Figura 4-27: Variograma Experimental e Ajuste do Modelo Teórico (Gaussiano) (*Surfer*).

Figura 4-28: Dispersão da contaminação em U (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Software*: GMS, tolerância – 90.º).

Figura 4-29: Dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Software*: GMS, tolerância – 60.º).

Figura 4-30: Dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Software*: GMS, tolerância – 45.º).

Figura 4-31: Comparação dos dados analíticos com os resultados do modelo para os diferentes horizontes temporais considerados.

Figura 4-32: Linhas de tendência para os dados analíticos (U e Ra) em função da distância.

Figura 4-33: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 10 anos.

Figura 4-34: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 20 anos.

Figura 4-35: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 30 anos.

Figura 4-36: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância para o horizonte temporal de 50 anos.

Figura 4-37: Intervalo de confiança para a recta ajustada aos resultados do modelo (U) para o tempo de simulação de 20 anos.

Figura 4-38: Intervalo de confiança para a recta ajustada aos resultados do modelo (Ra) para o tempo de simulação de 20 anos.

- Figura 4-39: Comparação entre os dados analíticos e os do modelo referentes ao U.
- Figura 4-40: Comparação entre os dados analíticos e os do modelo referente ao ^{226}Ra .
- Figura 4-41: Linhas de tendência para os dados analíticos dos pontos de amostragem a jusante da BV, em função da distância.
- Figura 4-42: Actividade na água do poço para o ^{226}Ra , U_{total} , ^{210}Pb e ^{230}Th (Bq/L).
- Figura 4-43: Transporte cumulativo até ao poço: ^{226}Ra , U_{total} , ^{210}Pb e ^{230}Th (Bq/ano).
- Figura 4-44: Exploração do modelo para o ^{210}Pb com $K_d = 100 \text{ mg/l}$ e $K_d = 10 \text{ ml/g}$.
- Figura 4-45: Exploração do modelo para o U_{total} com $C_i = 2300 \text{ Bq/kg}$ e $C_i = 4600 \text{ Bq/kg}$.
- Figura 4-46: Exploração do modelo para o U_{total} com $K_d = 25 \text{ ml/g}$ e $C_i = 2300 \text{ Bq/kg}$.
- Figura 4-47: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com $K_d = 70 \text{ ml/g}$ e $K_d = 100 \text{ ml/g}$.
- Figura 4-48: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com $K_d = 500 \text{ ml/g}$ e $K_d = 700 \text{ ml/g}$.
- Figura 4-49: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com K_d (zona saturada) = 7 000 e 700 ml/g.
- Figura 4-50: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com K_d (zona saturada) = 70 ml/g.
- Figura 4-51: Exploração do modelo para o ^{230}Th variando $C_i = 9800 \text{ Bq/kg}$ e $19\,600 \text{ Bq/kg}$.
- Figura 4-52: Exploração do modelo para o ^{230}Th variando o K_d ($K_d = 3\,200$ e 270 ml/g).
- Figura 4-53: Actividade em ^{226}Ra na água do poço (Bq/L) para $K_d = 776 \text{ ml/g}$ e horizonte temporal igual a 300 e 1000 anos, respectivamente.
- Figura 4-54: Transporte cumulativo de ^{226}Ra até ao poço (Bq) para $K_d = 776 \text{ ml/g}$ e horizonte temporal igual a 300 e 1000 anos, respectivamente.
- Figura 5-1: Condições para aplicação do modelo às águas costeiras. Fonte: IAEA (2001).
- Figura 5-2: Aplicação do conceito de *box model* a um pequeno lago ou reservatório. Fonte: IAEA (2001).
- Figura 5-3: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga (rios).
- Figura 5-4: Concentração de ^{210}Pb em função da distância ao ponto de descarga (rios).
- Figura 5-5: Concentração de ^{230}Th em função da distância ao ponto de descarga (rios).
- Figura 5-6: Concentração de ^{238}U em função da distância ao ponto de descarga (rios).
- Figura 5-7: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga (estuários).
- Figura 5-8: Concentração de ^{210}Pb em função da distância ao ponto de descarga (estuários).
- Figura 5-9: Concentração de ^{230}Th em função da distância ao ponto de descarga (estuários).
- Figura 5-10: Concentração de ^{238}U em função da distância ao ponto de descarga (estuários).
- Figura 5-11: Concentração de ^{226}Ra e de ^{210}Pb na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = y_0$, até à distância de $x = 2000 \text{ m}$ (eixo dos yy em escala log).
- Figura 5-12: Concentração de ^{226}Ra e de ^{210}Pb na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = 0$, até à distância de $x = 2000 \text{ m}$ (eixo dos yy em escala log).
- Figura 5-13: Concentração de ^{230}Th e de ^{238}U na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = y_0$, até à distância de $x = 2000 \text{ m}$ (eixo dos yy em escala log).
- Figura 5-14: Concentração de ^{230}Th e de ^{238}U na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = 0$, até à distância de $x = 2000 \text{ m}$ (eixo dos yy em escala log).
- Figura 5-16: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 960 \text{ Bq/m}^3$.
- Figura 5-17: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado no rio Mondego de $C_{ee} = 5,46 \text{ Bq/m}^3$.
- Figura 5-18: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 5470 \text{ Bq/m}^3$.
- Figura 5-19: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado no rio Mondego de $C_{ee} = 31,1 \text{ Bq/m}^3$.
- Figura 5-20: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 271 \text{ Bq/m}^3$.
- Figura 5-21: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira Pantanha de $C_{ee} = 70 \text{ Bq/m}^3$.

Figura 5-22: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-16 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ na ribeira da Pantanha.

Figura 5-23: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-17 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ no rio Mondego.

Figura 5-24: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-18 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ na ribeira da Pantanha.

Figura 5-25: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-19 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ no rio Mondego.

Figura 5-26: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Tabela 5-28 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ na ribeira da Pantanha.

Figura 5-27: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Tabela 5-28 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ no rio Mondego.

Figura 5-28: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ para a ribeira da Pantanha.

Figura 5-29: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ para o rio Mondego.

Figura 6-2: Linhas de tendência para os elementos do grupo I e II A. Fonte: Baes et al. (1984).

Figura 6-3: Linhas de tendência para os elementos do grupo dos actínídeos. Fonte: Baes et al. (1984).

Figura 6-4: Linhas de tendência para os elementos do grupo IV A. Fonte: Baes et al. (1984).

Figura 6-5: Média geométrica dos valores de B_v e K_d publicados na literatura.

Figura 6-6: $FT_{\text{resíduo/pinheiro}}$ vs concentração de rádio no resíduo.

Figura 6-7: $FT_{\text{resíduo/eucalipto}}$ vs concentração de rádio no resíduo.

Figura 6-8: $FT_{\text{resíduo/giestas}}$ vs concentração de rádio no resíduo.

Figura 6-9: FT médios do rádio total para os pinheiros (raízes e agulhas) vs o local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-10: FT médios do rádio total para as giestas (raízes e partes aéreas) vs local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-11: FT médios do rádio total para os eucaliptos (folhas) vs local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-12: FT médios do rádio trocável para os pinheiros (raízes e agulhas) vs local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-13: FT médios do rádio trocável para as giestas (raízes e partes aéreas) vs local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-14: FT médios do rádio trocável para os eucaliptos (folhas) vs local de amostragem (D_1 a D_8 e local de referência).

Figura 6-15: Concentração na vegetação por via de transferência (C_{ad} , C_{dd} , C_{rd} , C_{ai} , C_{di} , C_{ri}).

Figura 6-16: Concentração total na vegetação (C_{pl}), (Bq/kg).

Figura 6-17: Concentração na vegetação (C_{pd} e C_{pr}) com origem na água de irrigação, (Bq/kg).

Figura 6-18: Concentração total na vegetação (C_p) com origem na água de irrigação, (Bq/kg).

Figura 6-19: Concentração na vegetação por via de transferência (C_{VA} , C_{VI} , C_{RA} , C_{RI} , C_V , C_R).

Figura 6-20: Concentração total na vegetação (C_v ou C_R), (Bq/kg).

Figura 6-21: Concentração de rádio nos pinheiros (raízes) vs concentração no resíduo.

Figura 6-22: Concentração de rádio nos pinheiros (agulhas) vs concentração no resíduo.

Figura 6-23: $FT_{\text{pinheiros (raízes)}}$ vs concentração de rádio no resíduo, (Bq/g).

Figura 6-24: $FT_{\text{pinheiros (agulhas)}}$ vs concentração de rádio no resíduo, (Bq/g).

Figura 6-25: $FT_{\text{resíduo/pinheiros}}$ (resíduo com origem no minério com teor médio de 1 kg/ton).

Figura 6-26: $FT_{\text{resíduo/pinheiros}}$ (resíduo com origem no minério com teor médio de 0,2 kg/ton).

Figura 6-27: $FT_{\text{resíduo/giestas}}$ (resíduo com origem no minério com teor médio de 1 kg/ton).

Figura 6-28: $FT_{\text{resíduo/giestas}}$ (resíduo com origem no minério com teor médio de 0,2 kg/ton).

Figura 6-29: $FT_{\text{resíduo/eucaliptos}}$ (resíduo com origem no minério com teor médio de 1 kg/ton).

- Figura 6-30: FT_{resíduo/eucaliptos} (resíduo com origem no minério com teor médio de 0,2 kg/ton).
- Figura 6-31: FT - RDN (fracção total)/pinheiros (raízes) por local de amostragem.
- Figura 6-32: FT - RDN (fracção total)/pinheiros (agulhas) por local de amostragem.
- Figura 6-33: FT - RDN (fracção total)/giestas (raízes) por local de amostragem.
- Figura 6-34: FT - RDN (fracção total)/giestas (partes aéreas) por local de amostragem.
- Figura 6-35: FT - RDN (fracção total)/eucaliptos (folhas) por local de amostragem.
- Figura 6-36: FT - rádio (trocável)/pinheiros por local de amostragem.
- Figura 6-37: FT - rádio (trocável)/giestas por local de amostragem.
- Figura 6-38: FT - rádio (trocável)/eucaliptos por local de amostragem.
- Figura 6-39: Comparação dos FT (pinheiros) obtidos experimentalmente com os FT estimados para diferentes concentrações de rádio no resíduo.
- Figura 6-40: Comparação dos FT (arbustos) obtidos experimentalmente com os FT estimados para diferentes concentrações de rádio no resíduo.
- Figura 6-41: Comparação dos FT (eucaliptos) obtidos experimentalmente com os FT estimados para diferentes concentrações de rádio no resíduo.
- Figura 6-42: Concentração de rádio total na vegetação vs local de amostragem (B_1, B_2, B_3, B_4); C_p (Pr): pinheiros (raízes); C_p (Pa): pinheiros (agulhas); C_p (Ar): arbustos (raízes); C_p (Aa): arbustos (partes aéreas); C_p (Ef): eucaliptos (folhas).
- Figura 6-43: FT estimados com a correlação C_p (P_a, A_r, A_a, E_f) vs local de amostragem.
- Figura 6-44: Concentração na vegetação (resíduo com origem no minério de teor 1 kg/ton).
- Figura 6-45: Concentração na vegetação (resíduo com origem no minério de teor 0,2 kg/ton).
- Figura 6-46: Concentração de rádio na vegetação vs local de amostragem, (Bq/kg).
- Figura 6-47: Representação dos valores da Tabela 6-61 e da Tabela 6-62.
- Figura 6-48: Representação dos valores da Tabela 6-63 e da Tabela 6-64.
- Figura 6-49: Representação dos valores da Tabela 6-65 e da Tabela 6-66.
- Figura 6-50: Representação dos valores da Tabela 6-67 e da Tabela 6-68.
- Figura 6-51: Concentração de rádio na vegetação (C_p) vs concentração de rádio solo (C_s) em função do tempo decorrido após o início de irrigação com água contaminada.
- Figura 7-1: Modelo conceptual de transferência na trajectória de exposição *pasto-vaca-leite*.
- Figura 7-2: Modelo conceptual da transferência do ^{226}Ra na trajectória *pasto-vaca-leite* adaptado dos modelos biocinéticos do ICRP (IAEA, 2004).
- Figura 7-3: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 1000 dias.
- Figura 7-4: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 1000 dias, ampliada no eixo dos yy.
- Figura 7-5: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 100 dias.
- Figura 7-6: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 1000 dias.
- Figura 7-7: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 100 dias (Figura 7-6 ampliada no eixo dos xx).
- Figura 7-8: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 50 dias.
- Figura 7-9: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 50 dias, ampliada.
- Figura 7-10: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 700 dias.
- Figura 7-11: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 700 dias, ampliada no eixo dos yy.
- Figura 7-12: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 450 dias.
- Figura 7-13: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento.
- Figura 7-14: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 500 dias.
- Figura 7-15: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 500 dias, ampliada.
- Figura 7-16: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 200 dias.
- Figura 7-17: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 120 dias.
- Figura 7-18: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 100 dias.

- Figura 7-19: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento ao longo de 30 dias (Figura 7-18 ampliada no eixo do xx).
- Figura 7-20: Modelo biocinético incluindo a transferência do compartimento 6 para o 4.
- Figura 7-21: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4.
- Figura 7-22: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 500 dias.
- Figura 7-23: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 500 dias, ampliada no eixo dos yy.
- Figura 7-24: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 300 dias.
- Figura 7-25: Variação da actividade (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 100 dias.
- Figura 7-26: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4.
- Figura 7-27: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 400 dias.
- Figura 7-28: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 100 dias.
- Figura 7-29: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 50 dias.
- Figura 7-30: Variação da concentração (^{226}Ra) em cada compartimento, com a transferência do compartimento 6 para o compartimento 4, durante 30 dias.
- Figura 7-31: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{235}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 8,42 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.
- Figura 7-32: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{235}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 2,62 \times 10^3 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.
- Figura 7-33: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{235}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 3,69 \times 10^4 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 55,3 \text{ Bq}$.
- Figura 7-34: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{235}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 9,68 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0,19 \text{ Bq}$.
- Figura 7-35: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 3,65 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.
- Figura 7-36: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 3,2 \times 10^7 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 4 \times 10^4 \text{ Bq}$.
- Figura 7-37: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 0 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 20 \text{ Bq}$.
- Figura 7-38: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{0(1)} = 3,65 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{0(2)} = 20 \text{ Bq}$.
- Figura 7-39: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 7,49 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 1100 \text{ Bq}$.
- Figura 7-40: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{238}U), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 4,14 \times 10^7 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 2,7 \times 10^4 \text{ Bq}$.
- Figura 7-41: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Pb), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 6,88 \times 10^6 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.
- Figura 7-42: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Pb), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 1,05 \times 10^6 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.
- Figura 7-43: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Pb), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 2,05 \times 10^6 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 1,4 \times 10^5 \text{ Bq}$.

Figura 7-44: Resultados da simulação para os dados iniciais referentes ao “Olen site I”.

Figura 7-45: Resultados da simulação para os dados iniciais referentes ao “Olen site II”.

Figura 7-46: Resultados da simulação para os dados iniciais referentes ao “Olen site III”.

Figura 7-47: Resultados da simulação para os dados iniciais referentes ao “Olen site IV”.

Figura 7-48: Resultados da simulação para os dados iniciais referentes ao “Olen site V”.

Figura 7-49: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 6,55 \times 10^{-7} \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-50: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 4980 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-51: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 13\,134 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-52: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente: $A_{1(0)} = 13\,134 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 1,65 \times 10^3 \text{ Bq}$.

Figura 7-53: Modelo biocinético para o ^{210}Po segundo Leggett and Eckerman (adaptado) (Leggett & Eckerman, 2001).

Figura 7-54: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 13\,134 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 1650 \text{ Bq}$.

Figura 7-55: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 7000 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 400 \text{ Bq}$.

Figura 7-56: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 200 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 344 \text{ Bq}$.

Figura 7-57: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 0 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 344 \text{ Bq}$.

Figura 7-58: Resultados da simulação para as condições iniciais de actividade no solo e no pasto (^{210}Po), respectivamente:
 $A_{1(0)} = 400 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 344 \text{ Bq}$.

Figura 7-59: Resultados da simulação para a actividade no solo estimada a partir da concentração de ^{230}Th nos aerossóis na Urgeiriça: $A_{1(0)} = 87,8 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-60: Resultados da simulação para a actividade no solo estimada a partir da concentração de ^{232}Th nos aerossóis na Urgeiriça: $A_{1(0)} = 66,72 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-61: Resultados da simulação para a concentração inicial de ^{230}Th no solo e no pasto, respectivamente: $A_{1(0)} = 5,51 \times 10^7 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-62: Resultados da simulação para a concentração inicial de ^{232}Th no solo e no pasto, respectivamente: $A_{1(0)} = 1,34 \times 10^6 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-63: Resultados da simulação para a concentração inicial de ^{234}Th no solo e no pasto, respectivamente: $A_{1(0)} = 7,96 \times 10^7 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-64: Resultados da simulação para a concentração de ^{232}Th em solos agrícolas de origem natural: $A_{1(0)} = 1,38 \times 10^7 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-65: Resultados da simulação para a obter a concentração de ^{228}Th no leite = 0,002 Bq/kg: $A_{1(0)} = 500 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-66: Resultados da simulação para a obter a concentração de ^{228}Th no leite igual a 2,6 Bq/kg: $A_{1(0)} = 3 \times 10^5 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-67: Resultados da simulação para a obter a concentração de ^{230}Th no leite igual a 0,6 Bq/kg: $A_{1(0)} = 60\,000 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

Figura 7-68: Resultados da simulação para a obter a concentração de ^{232}Th no leite < 1,2 Bq/kg: $A_{1(0)} = 2,5 \times 10^6 \text{ Bq}$ e $A_{2(0)} = 0 \text{ Bq}$.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 2-1: Série do ^{238}U .
- Tabela 2-2: Série do ^{235}U .
- Tabela 2-3: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U ($\lambda = 90\%$).
- Tabela 2-4: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{235}U ($\lambda = 90\%$).
- Tabela 2-5: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U ($\lambda = 100\%$).
- Tabela 2-6: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{235}U ($\lambda = 100\%$).
- Tabela 2-7: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U e do ^{235}U ($\lambda = 0\%$).
- Tabela 3-1: Classificação da estabilidade para a modelagem do transporte atmosférico.
- Tabela 3-2: Coeficientes de dispersão, segundo a categoria de estabilidade de Pasquill.
- Tabela 3-3: Parâmetros de dispersão vertical, σ_z , segundo Pasquill-Gifford (Turner, 1994).
- Tabela 3-4: Parâmetros de dispersão horizontal, σ_y , segundo Pasquill-Gifford (Turner, 1994).
- Tabela 3-5: Coeficientes de dispersão horizontal urbana, σ_y , segundo Briggs (Turner, 1994).
- Tabela 3-6: Coeficientes de dispersão vertical urbana, σ_z , segundo Briggs (Turner, 1994).
- Tabela 3-7: Porosidade total e volume de ar para o material da cobertura e do resíduo.
- Tabela 3-8: Características do material de cobertura.
- Tabela 3-9: Parâmetros necessários ao sistema de cobertura com duas camadas.
- Tabela 3-10: Fluxo e espessura de cada camada.
- Tabela 3-11: Concentração na atmosfera local.
- Tabela 3-12: Parâmetros necessários para a estimativa da potência da fonte.
- Tabela 3-13: Potência da fonte para cada caso considerado.
- Tabela 3-14: Dispersão em função da categoria de estabilidade atmosférica.
- Tabela 3-15: Área de cada zona a estudar e a respectiva coordenada do ponto médio.
- Tabela 3-16: Actividade estimada para cada uma das zonas consideradas.
- Tabela 3-17: Parâmetros de entrada necessários à estimativa do coeficiente de difusão no ar.
- Tabela 3-18: Parâmetros estimados para o cálculo do coeficiente de difusão no ar.
- Tabela 3-19: Coeficiente de difusão para a cobertura e para os resíduos (método Wilke & Lee).
- Tabela 3-20: Parâmetros de entrada necessários para estimar o fluxo libertado para o exterior.
- Tabela 3-21: Fluxo de radão que se liberta em cada área considerada.
- Tabela 3-22: Média das coordenadas de cada área considerada.
- Tabela 3-23: Fluxo total (J) e potência da fonte (Q) para os resíduos (t) e para a cobertura (c).
- Tabela 3-24: Parâmetros locais necessários à estimativa da concentração de radão.
- Tabela 3-25: Fluxo de radão medido nas diferentes zonas da BV da Urgeiriça.
- Tabela 3-26: Coeficiente de difusão para o radão estimado com a expressão (3-91).
- Tabela 3-27: Humidade do solo, m , estimada pela expressão empírica (3-93).
- Tabela 3-28: Humidade do solo, m , determinada experimentalmente.
- Tabela 3-29: Porosidade total (ϵ) e volume de ar (θ) no material de cada zona.
- Tabela 3-30: Coeficientes de difusão determinados para o 2.º caso de exploração a partir dos valores da humidade no solo obtidos experimentalmente.
- Tabela 3-31: Fluxo de radão estimado com os valores da Tabela 3-30.
- Tabela 3-32: Actividade média do ^{226}Ra (Bq.kg^{-1}) determinada nas amostras colhidas nas sondagens efectuadas na barragem velha da Urgeiriça (EXMIN, 2003).
- Tabela 3-33: Actividade média do ^{226}Ra (Bq.kg^{-1}) em cada área a estudar.
- Tabela 3-34: Localização do ponto médio de cada área, em coordenadas UTM (aferidas ao *Datum* Europeu de 1950) e em coordenadas militares M e P (meridiano e paralelo).
- Tabela 3-35: Áreas definidas segundo a caracterização radiológica, mineralógica e litológica.

Tabela 3-36: Humidade calculada em função da % de peso húmido (Vicente, 2005).

Tabela 3-37: Humidade referente a cada área a estudar, W , % em peso seco.

Tabela 3-38: Parâmetros necessários à caracterização do local.

Tabela 3-39: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{wet} = 1,67$.

Tabela 3-40: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{wet} = 1,7$.

Tabela 3-41: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{wet} = 1,80$.

Tabela 3-42: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{wet} = 1,83$.

Tabela 3-43: Estimativa do coeficiente de difusão pelo método de Wilke & Lee (Lyman, 1990).

Tabela 3-44: Fluxo de radão ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$) para $\rho_{wet} = 1,67$ e $\rho_{wet} = 1,83$, mantendo $\rho_{dry} = 1,67$.

Tabela 3-45: Fluxo de radão ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$) para $\rho_{wet} = 1,67$ e $\rho_{wet} = 1,83$, variando ρ_{dry} segundo os valores obtidos na Tabela 3-39 e na Tabela 3-42.

Tabela 3-46: Coeficiente de difusão estimado com a expressão (3-29) e a humidade, m , estimada com a expressão (3-27).

Tabela 3-47: Estimativa de m com base na % em peso húmido da amostra.

Tabela 3-48: Estimativa de m com base na % em peso seco da amostra.

Tabela 3-49: Fluxo com base na humidade percentual da massa da amostra húmida e seca.

Tabela 3-50: Coeficiente de difusão, D , estimado com a expressão (2) de Rogers (1980).

Tabela 3-51: Fluxo médio de radão estimado a partir dos resultados obtidos na Tabela 3-50.

Tabela 3-52: Coeficiente de difusão intersticial, $D_e = D/\epsilon$, ou no vazio do poro.

Tabela 3-53: Fluxo de radão estimado com os valores de m da Tabela 3-47 e da Tabela 3-48.

Tabela 3-54: Coeficientes de difusão efectivo estimados com a expressão usada pelo ITN.

Tabela 3-55: Fluxo estimado para $\rho_{dry} = 1,67 g.cm^{-3}$ e $\epsilon = 0,37$.

Tabela 3-56: Estimativa do coeficiente de difusão com a expressão (3) de Rogers e com os valores de m , ρ , ϵ , da Tabela 3-47 e da Tabela 3-48 ($D_{ar} = 0,132 cm^2.s^{-1}$).

Tabela 3-57: Fluxo médio de radão (J) e concentração média ao nível médio do solo (C_0) resultante dos coeficientes de difusão da Tabela 3-56.

Tabela 3-58: Fluxo estimado com a humidade em % de peso seco e em % de peso húmido, porosidade variável e $\rho_{dry} = 1,67 g.cm^{-3}$.

Tabela 3-59: Fluxo resultante para cada área de acordo com a actividade em rádio, para o mesmo coeficiente de difusão e para a área total de 133 000 m^2 .

Tabela 3-60: Fluxo médio resultante da área total contaminada de 133 000 m^2 .

Tabela 3-61: Fluxo resultante para a área total de 120 000 m^2 , para o mesmo coeficiente de difusão e para a mesma actividade em rádio em toda a área contaminada.

Tabela 3-62: Fluxo resultante de um sistema de cobertura com diferentes espessuras.

Tabela 3-63: Humidade (%) e fluxo de radão para cada área ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$).

Tabela 3-64: Valores médios do fluxo de radão obtidos experimentalmente (Vicente, 2005).

Tabela 3-65: Coeficientes de difusão estimados a partir do fluxo medido e porosidade = 0,37.

Tabela 3-66: Coeficientes de difusão estimados a partir do fluxo medido e porosidade variável.

Tabela 3-67: Estimativa do fluxo para porosidade igual a 0,37 (humidade, % do peso húmido).

Tabela 3-68: Estimativa do fluxo para porosidade igual a 0,37 (humidade, % do peso seco).

Tabela 3-69: Fluxo médio medido pela EXMIN (2003).

Tabela 3-70: Fluxo médio obtido por Faísca (1999).

Tabela 3-71: Valores de fluxo médio e da concentração ao nível médio do solo.

Tabela 3-72: Resultados obtidos considerando 7 áreas com diferente concentração em rádio.

Tabela 3-73: Resultados obtidos considerando 4 áreas com diferente concentração em rádio.

Tabela 3-74: Resultados obtidos considerando 2 áreas com diferente concentração em rádio.

Tabela 3-75: Resultados obtidos considerando 2 áreas com diferente concentração em rádio e área inferior à área total.

Tabela 3-76: Resultados da exploração no 2.º caso de exploração (3.5.3).

Tabela 3-77: Resultados da exploração no 3.º caso de exploração (3.5.4).

Tabela 3-78: Resultados obtidos pelo método de Wilke & Lee para diferentes combinações dos valores de ρ_{dry} e de ρ_{wet} (Tabela 3-44 e Tabela 3-45).

Tabela 3-79: Resultados obtidos pela expressão (1) de Rogers com diferentes valores de humidade (Tabela 3-49).

Tabela 3-80: Resultados obtidos pela expressão (2) de Rogers com diferentes valores de humidade e valores de D_e corrigidos (Tabela 3-52).

Tabela 3-81: Resultados obtidos pela expressão (2) de Rogers com m igual ao grau de saturação (1) e valores de D_e corrigidos (Tabela 3-54).

Tabela 3-82: Resultados obtidos pela expressão (3) de Rogers com diferentes valores de humidade mas porosidade e densidade constantes (Tabela 3-55).

Tabela 3-83: Resultados obtidos com a expressão de Rogers (3) para densidade e porosidade variável (Tabela 3-57).

Tabela 3-84: Resultados obtidos com base nas características locais definidas pela EXMIN (2003) (Tabela 3-60).

Tabela 3-85: Concentração de radão na direcção dominante do vento (modelo), casos 1 a 14.

Tabela 4-1: Dados gerais necessários para a modelagem do transporte hidrológico.

Tabela 4-2: Parâmetros necessários ao cálculo de W_{inf} .

Tabela 4-3: Resultados do cálculo de W_{inf} .

Tabela 4-4: Parâmetros necessários ao cálculo de C_{inf} .

Tabela 4-5: Actividade em $2,640 \times 10^9$ kg de estéreis depositados na barragem resultantes do tratamento do minério de urânio com teor de 1 kg/ton.

Tabela 4-6: Resultados do cálculo da sub-rotina de lixiviação.

Tabela 4-7: Parâmetros necessários ao cálculo do grau de saturação.

Tabela 4-8: Estimativa de R_s , R_v e V_v .

Tabela 4-9: Dados de entrada necessários ao cálculo de t_v e η_v .

Tabela 4-10: Resultados da estimativa de t_v e η_v .

Tabela 4-11: Resultados da simulação do transporte dos RDN.

Tabela 4-12: Resultados da simulação da concentração de RDN na água do poço.

Tabela 4-13: Resultados da simulação do modelo de lixiviação com escorrência superficial.

Tabela 4-14: Resultados independentes do RDN para o 1.º caso (teor 1 kg/ton).

Tabela 4-15: Resultados da exploração com os parâmetros do 1.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb (teor 1 kg/ton).

Tabela 4-16: Resultados independentes do RDN para o 3.º caso (teor 1 kg/ton).

Tabela 4-17: Resultados da exploração com os parâmetros do 3.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb .

Tabela 4-18: Actividade, por radioisótopo, em $2,640 \times 10^9$ kg de estéreis depositados na barragem, que resultaram do tratamento de um minério de urânio com teor de 0,2 kg/ton.

Tabela 4-19: Resultados independentes do RDN para o 1.º caso (teor 0,2 kg/ton).

Tabela 4-20: Resultados da exploração com os parâmetros do 1.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb (teor 0,2 kg/ton).

Tabela 4-21: Resultados independentes do RDN para o 3.º caso (teor 0,2 kg/ton).

Tabela 4-22: Resultados da exploração com os parâmetros do 3.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb (teor 0,2 kg/ton).

Tabela 4-23: Concentração de RDN na água do poço (C_{wp}) e na água superficial (C_{as}).

Tabela 4-24: Dados de entrada referentes à BV da Urgeiriça para a exploração do modelo.

Tabela 4-25: Resultados das análises radiológicas nos pontos amostrados (Exmin, 2003).

Tabela 4-26: Média, desvio padrão, máximo e mínimo das duas campanhas de amostragem em poços e furos em 2001 (Exmin, 2003).

Tabela 4-27: Média dos pontos de água a jusante da Barragem Velha (BV).

Tabela 4-28: Síntese estatística para os RDN estudados.

Tabela 4-29: Valores médios anuais para cada ponto de água amostrado.

Tabela 4-30: Exploração do modelo para cada ponto de amostragem referente ao horizonte temporal de 10, 20, 30 e 50 anos (actividade em Bq/L).

Tabela 4-31: Coeficiente de correlação (r) entre a distância e a actividade no ponto amostrado.

Tabela 4-32: Intervalo de confiança centrado na média dos valores de cada grupo de dados.

Tabela 4-33: Comparação entre a média dos dados analíticos e média de cada caso de exploração (U e R_a em Bq/L).

Tabela 4-34: Média anual (μ) da actividade para cada poço amostrado.

Tabela 4-35: Média anual (μ) da actividade para cada furo amostrado.

Tabela 4-36: Distância média dos poços e furos contaminados referente à fronteira da BV.

Tabela 4-37: Exploração do modelo em função do período de tempo necessário para obter resultados equivalentes aos das análises radiológicas.

Tabela 4-38: Média anual da actividade de todos os pontos de água contaminados.

Tabela 4-39: Exploração do modelo em função do período de tempo necessário para obter os valores das análises radiológicas.

Tabela 4-40: Exploração do modelo para o período de tempo a que corresponde os valores médios das análises radiológicas para os pontos de água contaminados a jusante da BV.

Tabela 4-41: Actividade na água do poço em função do tempo de simulação (Bq/L).

Tabela 4-42: Valores máximos admitidos (VMA) em águas de rega (Exmin, 2003).

Tabela 4-43: Valores médios, máximos e limites da EPA para a actividade de ^{226}Ra e de U (total) nas águas subterrâneas.

Tabela 4-44: Variação dos parâmetros de entrada para a análise de sensibilidade.

Tabela 4-45: Exploração do modelo variando o K_d e $\varepsilon_{e,esc}$.

Tabela 4-46: Exploração do modelo variando K_d e ρ_{esc} .

Tabela 4-47: Exploração do modelo variando o K_d e ρ_{ins} .

Tabela 4-48: Exploração do modelo variando o K_d e os coeficientes (C_r) e (C_e).

Tabela 4-49: Exploração do modelo variando o K_d e a condutividade hidráulica, K_h .

Tabela 4-50: Actividade na fracção líquida da barragem.

Tabela 5-1: Coeficiente de Manning.

Tabela 5-2: Parâmetros necessários à exploração do modelo no caso dos rios.

Tabela 5-3: Valores de entrada para a exploração do modelo aplicado aos rios.

Tabela 5-4: Valores obtidos no modelo de transporte de RDN nos rios.

Tabela 5-5: Concentração média de cada RDN no ponto de descarga.

Tabela 5-6: Parâmetros necessários à exploração do modelo no caso dos estuários.

Tabela 5-7: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos estuários.

Tabela 5-8: Valores obtidos no modelo de transporte de RDN nos estuários.

Tabela 5-9: Valores de entrada para a exploração no caso das águas costeiras.

Tabela 5-10: Valores obtidos para a concentração de R_a , P_b , Th e U nas águas costeiras, quando $y_0 = 50$.

Tabela 5-11: Valores obtidos para a concentração de R_a , P_b , Th e U nas águas costeiras, quando $y_0 = 0$.

Tabela 5-12: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos lagos.

Tabela 5-13: Valores obtidos para a concentração de R_a , P_b , Th e U , no caso dos lagos.

Tabela 5-14: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos sedimentos.

Tabela 5-15: Resultados da exploração do modelo no caso dos sedimentos.

Tabela 5-16: Resultados da exploração do modelo de transferência para a biota aquática.

Tabela 5-17: Distância entre os pontos de exposição.

Tabela 5-18: Valores para a exploração do modelo no estudo de caso referente à Urgeiriça.

Tabela 5-19: Resultados analíticos obtidos em amostras de águas residuais da envolvente mineira da Urgeiriça.

Tabela 5-20: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 960 \text{ Bq/m}^3$).

Tabela 5-21: Parâmetros referentes às características do rio Mondego.

Tabela 5-22: Concentração em ^{226}Ra no ponto C_7 ($C_{ee} = 5,46 \text{ Bq/m}^3$).

Tabela 5-23: Concentração em ^{226}Ra no efluente da mina (E_1) e no efluente da escombreira da barragem velha (E_2).

- Tabela 5-24: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 5470 \text{ Bq/m}^3$).
- Tabela 5-25: Concentração em ^{226}Ra no ponto de exposição C_7 ($C_{ee} = 31,1 \text{ Bq/m}^3$).
- Tabela 5-26: Valores analíticos das análises efectuadas pela ENU ao efluente E_1 e E_2 , referente ao ano de 1997.
- Tabela 5-27: Valores analíticos das análises efectuadas pela ENU nos pontos de exposição, referente ao ano de 1997.
- Tabela 5-28: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 271 \text{ Bq/m}^3$).
- Tabela 5-29: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 70 \text{ Bq/m}^3$).
- Tabela 5-30: Valores de entrada para a exploração do modelo, no caso dos sedimentos, referente ao estudo de caso da Urgeiriça.
- Tabela 5-31: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-16 e na Figura 5-17 para C_{wt} (^{226}Ra).
- Tabela 5-32: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-18 e na Figura 5-19 para C_{wt} (^{226}Ra).
- Tabela 5-33: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-28 para C_{wt} (^{226}Ra).
- Tabela 5-34: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para C_{wt} (^{226}Ra).
- Tabela 5-35: Média dos valores obtidos para a concentração nos sedimentos (C_{sb} , C_{ss} , C_{ws} , C_{sw}) em cada ponto de exposição ($x < 1,4$; C_2 ; C_3 ; C_4 ; PC; $x < 5,67$ e C_7).
- Tabela 5-36: Concentração de ^{226}Ra nos sedimentos em função da distância à área mineira da Urgeiriça segundo Pereira et al. (2004b).
- Tabela 5-37: Concentração de ^{226}Ra nos sedimentos em função da distância à área mineira da Urgeiriça segundo Bettencourt et al. (1988).
- Tabela 5-38: Concentração em ^{226}Ra na água superficial obtida a partir da exploração do modelo com os valores da Tabela 5-35.
- Tabela 5-39: Concentração em ^{226}Ra na água superficial obtida a partir da exploração do modelo com os valores da Tabela 5-36.
- Tabela 5-40: Resultados da exploração do modelo de transferência para a biota aquática referente ao estudo de caso da Urgeiriça.
- Tabela 6-1: Valores de B_v , B_r e C_r/C_v para o rádio (Baes et al., 1984).
- Tabela 6-2: Comparação dos valores observados e previstos para os parâmetros C_v e C_r , relativamente ao chumbo (Baes et al., 1984).
- Tabela 6-3: Comparação dos valores observados e previstos para os parâmetros C_v e C_r , relativamente ao urânio (Baes et al., 1984).
- Tabela 6-4: Melhores estimativas dos parâmetros B_v e B_r para Ra, U e Pb (Baes et al., 1984).
- Tabela 6-5: Factores de transferência para o Cs, Sr, U e Ra.
- Tabela 6-6: Redução anual da contaminação no solo por fito-extracção.
- Tabela 6-7: Redução anual da contaminação no solo por fito-extracção considerando o decaimento radioactivo.
- Tabela 6-8: Melhor estimativa do FT para o rádio (Bq.kg^{-1} planta por Bq.kg^{-1} solo).
- Tabela 6-9: Melhor estimativa do FT para o urânio (Bq.kg^{-1} planta por Bq.kg^{-1} solo).
- Tabela 6-10: Valor do FT para o urânio específico para vegetação natural e produtos hortícolas.
- Tabela 6-11: FT médios para o Ra total e para o Ra trocável (Madruga et al., 2001).
- Tabela 6-12: Parâmetros envolvidos no modelo de transferência para a vegetação.
- Tabela 6-13: Dados iniciais para a simulação da transferência dos RDN para a vegetação.
- Tabela 6-14: Constante de decaimento radioactivo (λ_a), constante de remoção da planta (λ_e) e constante de remoção do solo (λ_b) para os respectivos RDN.
- Tabela 6-15: Parâmetros intermédios para a estimativa da concentração na vegetação.
- Tabela 6-16: Concentração na vegetação por via de transferência (C_{ad} , C_{dd} , C_{rd} , C_{ai} , C_{di} , C_{ni}).
- Tabela 6-17: Dados de entrada para a estimativa da fracção de intercepção no ar (f_{ar}).

Tabela 6-18: Dados de entrada para a estimativa da transferência de RDN através da irrigação.

Tabela 6-19: Concentração na vegetação devido à irrigação, (Bq/kg).

Tabela 6-20: Dados de entrada para estimar a concentração total na vegetação transferida pela deposição atmosférica e pela água de irrigação contaminada.

Tabela 6-21: Concentração na planta por via de transferência (C_{VA} , C_{VI} , C_{RA} , C_{RI} , C_V , C_{VR}).

Tabela 6-22: $FT_{\text{resíduo/pinheiros}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 1 kg/ton).

Tabela 6-23: $FT_{\text{resíduo/pinheiros}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 0,2 kg/ton).

Tabela 6-24: $FT_{\text{resíduo/giestas}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 1 kg/ton).

Tabela 6-25: $FT_{\text{resíduo/giestas}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 0,2 kg/ton).

Tabela 6-26: $FT_{\text{resíduo/eucaliptos}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 1 kg/ton).

Tabela 6-27: $FT_{\text{resíduo/eucaliptos}}$ (resíduo resultante do tratamento do minério com teor 0,2 kg/ton).

Tabela 6-28: Distribuição da actividade pelos radioisótopos no resíduo.

Tabela 6-29: Actividade no resíduo por RDN e por local de amostragem, (Bq/g).

Tabela 6-30: Actividade em rádio total e em rádio trocável, (Bq/g).

Tabela 6-31: Comparação do $FT_{\text{resíduo/planta}}$ obtido com a concentração total de rádio no resíduo e com a fracção trocável.

Tabela 6-32: FT estimados com a correlação obtida para a concentração total de rádio no resíduo (C_1 e C_2) e para 20 % desta concentração (C_3 e C_4 - rádio trocável).

Tabela 6-33: Concentração de rádio no resíduo.

Tabela 6-34: $FT_{\text{resíduo/pinheiros}}$: ITN - valores experimentais, $C_s(\text{total})$ - concentração adoptada da bibliografia, $C_s(15 \text{ ppm})$ - 15 ppm da concentração adoptada da bibliografia.

Tabela 6-35: $FT_{\text{solo/arbustos}}$: ITN - valores experimentais, $C_s(\text{total})$ - concentração adoptada da bibliografia, $C_s(15 \text{ ppm})$ - 15 ppm da concentração da bibliografia.

Tabela 6-36: $FT_{\text{solo/eucaliptos}}$: ITN - valores experimentais, $C_s(\text{total})$ - concentração no adoptada da bibliografia, $C_s(15 \text{ ppm})$ - 15 ppm da concentração adoptada da bibliografia.

Tabela 6-37: Concentração na vegetação, C_p , (Bq/g) calculada com a concentração no resíduo, C_s (Bq/g) e os respectivos FT para os pinheiros (raízes – P_r e agulhas – P_a).

Tabela 6-38: Concentração na vegetação, C_p , (Bq/g) calculada com a concentração no resíduo, C_s (Bq/g) e os respectivos FT para os arbustos (raízes – A_r e partes aéreas – A_a).

Tabela 6-39: Concentração na vegetação, C_p , (Bq/g) calculada com a concentração no resíduo, C_s (Bq/g) e os respectivos FT para os eucaliptos (folhas – E_f).

Tabela 6-40: Valores obtidos experimentalmente (exp.) para a concentração nos pinheiros e valores estimados (calculados com a correlação, C_p).

Tabela 6-41: Valores obtidos experimentalmente (exp.) para os FT nos pinheiros e valores estimados (calculados a partir da correlação, C_p).

Tabela 6-42: FT vs concentração no resíduo (R_1) para cada tipo de vegetação.

Tabela 6-43: Concentração na vegetação devido à absorção pelas raízes (R_1), (Bq/kg).

Tabela 6-44: Dados genéricos de entrada para a simulação.

Tabela 6-45: Concentração na vegetação devido à deposição (R_1), Bq/kg.

Tabela 6-46: Concentração na vegetação devido à ressuspensão (R_1), (Bq/kg).

Tabela 6-47: Concentração total na vegetação (R_1), (Bq/kg).

Tabela 6-48: FT vs concentração no resíduo (R_2) para cada tipo de vegetação.

Tabela 6-49: Concentração na vegetação devido à absorção pelas raízes (R_2), (Bq/kg).

Tabela 6-50: Concentração na vegetação devido à deposição (R_2), (Bq/kg).

Tabela 6-51: Concentração na vegetação devido à ressuspensão (R_2), (Bq/kg).

Tabela 6-52: Concentração total na vegetação (R_2), (Bq/kg).

Tabela 6-53: FT vs concentração no resíduo para cada tipo de vegetação.

Tabela 6-54: Concentração na vegetação devido à absorção pelas raízes, (Bq/kg).

Tabela 6-55: Concentração na vegetação devido à deposição, (Bq/kg).

Tabela 6-56: Concentração na vegetação devido à ressuspensão, (Bq/kg).

- Tabela 6-57: Concentração total na vegetação (Bq/kg).
- Tabela 6-58: Concentração no resíduo e no solo superficial, (Bq/kg).
- Tabela 6-59: Concentração de cada RDN na água de irrigação (capítulo 4), (Bq.m⁻³).
- Tabela 6-60: FT para o urânio, rádio e chumbo (Vandehove, 2002), (Carvalho et al., 2001).
- Tabela 6-61: Concentração total de rádio nas raízes de vegetais (cenouras) - origem R₁.
- Tabela 6-62: Concentração total de rádio nas raízes de vegetais (cenouras) - origem R₂.
- Tabela 6-63: Concentração total de rádio nos vegetais sem folhas (tomate) - origem R₁.
- Tabela 6-64: Concentração total de rádio nos vegetais sem folhas (tomate) - origem R₂.
- Tabela 6-65: Concentração total de rádio nos vegetais com folhas (alface) - origem R₁.
- Tabela 6-66: Concentração total de rádio nos vegetais com folhas (alface) - origem R₂.
- Tabela 6-67: Concentração total de rádio nos vegetais com folhas (couve) - origem R₁.
- Tabela 6-68: Concentração total de rádio nos vegetais com folhas (couve) - origem R₂.
- Tabela 6-69: Dados obtidos experimentalmente na zona circundante ao local de armazenamento do resíduo.
- Tabela 6-70: Concentração total na vegetação estimada a partir dos dados experimentais obtidos para a Urgeiriça.
- Tabela 6-71: Concentração total de rádio na couve estimada a partir de 15 ppm da concentração no resíduo.
- Tabela 6-72: Concentração total de rádio na couve transferida apenas pela água de irrigação.
- Tabela 6-73: Concentração na vegetação (C_p) e no solo (C_s) em função do tempo decorrido após o início da prática de irrigação com água contaminada.
- Tabela 6-74: Concentração de rádio na vegetação (couve) devido à deposição atmosférica e à água de irrigação contaminada, (Bq/kg).
- Tabela 6-75: Concentração de rádio na vegetação (erva de pasto) devido à transferência pela deposição atmosférica e à água de irrigação contaminada, (Bq/kg).
- Tabela 7-1: Semi-vida: física, biológica e efetiva, de alguns RDN (Tuszynski & Dixon, 2001).
- Tabela 7-2: Absorção digestiva de alguns RDN pelos animais (Naulleau, 2003).
- Tabela 7-3: Coeficientes de transferência expressos em % (⁹⁰Sr, ¹³¹I, ¹³⁷Cs) (Naulleau, 2003).
- Tabela 7-4: Coeficientes de transferência para os RDN em estudo (Staven et al., 2003).
- Tabela 7-5: Parâmetros envolvidos na transferência de RDN na cadeia alimentar.
- Tabela 7-6: Parâmetros envolvidos na transferência de RDN no modelo biocinético.
- Tabela 7-7: Parâmetros necessários à estimativa da deposição de RDN no solo.
- Tabela 7-8: Parâmetros necessários à estimativa da constante cinética de transferência.
- Tabela 7-9: Parâmetros envolvidos na transferência dos RDN da erva de pasto para a vaca por ingestão.
- Tabela 7-10: Parâmetros relativos à estimativa da concentração no solo.
- Tabela 7-11: Parâmetros relativos à estimativa da concentração na erva de pasto.
- Tabela 7-12: Parâmetros relativos à estimativa da concentração no herbívoro.
- Tabela 7-13: Parâmetros relativos à estimativa das relações alométricas.
- Tabela 7-14: Valores dos parâmetros independentes do RDN (IAEA, 2004), (Makhon'ko, 1996).
- Tabela 7-15: Factores de transferência (FT), coeficientes de distribuição (K_d), coeficiente (a_m) e expoente (b_m) das relações alométricas para o Ra, U, e Th (Brown et al., 2003), (Avila & Facilia, 2006), (Temerin, 1984), (Teale, 2003).
- Tabela 7-16: Valores dos parâmetros relativos às relações alométricas (Brown et al., 2003).
- Tabela 7-17: Fracção de absorção de vários RDN pelo sistema gastrointestinal.
- Tabela 7-18: Parâmetros necessários à exploração do modelo na trajectória *pasto-vaca-leite*.
- Tabela 7-19: Constantes cinéticas de transferência para o ²²⁶Ra.
- Tabela 7-20: Parâmetros necessários à simulação do modelo biocinético para o ²²⁶Ra.
- Tabela 7-21: Valores dos parâmetros necessários para estimar o fluxo de deposição no solo.
- Tabela 7-22: Parâmetros necessários à estimativa da concentração de ²²⁶Ra em cada compartimento.
- Tabela 7-23: Constantes cinéticas de transferência para o ²³⁵U e ²³⁸U (Braithwaite, 1997), (NCRP, 1980), (Leggett & Pellmar, 2003).
- Tabela 7-24: Constantes cinéticas de perdas para o ²³⁵U e ²³⁸U (Leggett & Pellmar, 2003), (ICRP, 2006).
- Tabela 7-25: Outros parâmetros necessários à exploração do modelo para o ²³⁵U e ²³⁸U.

Tabela 7-26: Valores da concentração de ^{235}U referentes a diversos locais.

Tabela 7-27: Valores da concentração de ^{238}U referentes a diversos locais.

Tabela 7-28: Constantes cinéticas de transferência do ^{210}Pb (NCRP, 1980), (Baes et al., 1984).

Tabela 7-29: Constantes cinéticas de perdas do ^{210}Pb (Leggett & Eckerman, 1994).

Tabela 7-30: Outros parâmetros necessários à simulação para o ^{210}Pb .

Tabela 7-31: Valores da concentração de ^{210}Pb referentes a diversos locais.

Tabela 7-32: Constantes cinéticas de perdas para o ^{210}Po (Leggett & Eckerman, 2001).

Tabela 7-33: Constantes cinéticas de transferência para o ^{210}Po .

Tabela 7-34: Outros parâmetros necessários à simulação para o ^{210}Po .

Tabela 7-35: Constantes cinéticas necessárias à exploração do modelo para o ^{210}Po .

Tabela 7-36: Dose resultante da ingestão anual de leite contaminado com ^{210}Po .

Tabela 7-37: Dose total resultante da exposição ao ^{210}Po .

Tabela 7-38: Constantes cinéticas de transferência para o ^{232}Th , ^{234}Th e ^{230}Th (Braithwaite, 1997), (NCRP, 1980), (Leggett & Pellmar, 2003).

Tabela 7-39: Constantes cinéticas de transferência para o ^{232}Th , ^{234}Th e ^{230}Th .

Tabela 7-40: Outros parâmetros necessários à simulação para o ^{232}Th , ^{234}Th e ^{230}Th .

Tabela 7-41: Valores da concentração para o ^{232}Th , ^{234}Th e ^{230}Th referentes a diversos locais.

LISTA DE SÍMBOLOS

λ :	Constante de decaimento radioactivo, (T^{-1}).
α :	Ângulo de cada sector, (45°).
ϕ :	Coeficiente de deposição por via húmida, ($\text{ano.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$).
ω :	Energia molecular de colisão, (erg).
η :	Factor de correcção de Hung, (-).
Λ :	Fluxo de remoção por via húmida, (s^{-1}).
δ :	Função impulso de Dirac, (-).
θ :	Humidade, (-).
θ :	Porosidade preenchida com água, (-).
Ω :	Integral da colisão para a difusão, (-).
ρ :	Massa volúmica do solo, (kg.m^{-3} ou g.cm^{-3}).
ε :	Porosidade total (-).
$\mathfrak{R}$:	Rendimento da lixiviação, (%).
μ :	Velocidade média do vento, (m.s^{-1}).
τ :	Vida média, (s).
γ :	Coeficiente de Bazin, ($L^{1/2}$).
τ_0 :	Tensão média de arrastamento numa dada secção, (N/m ou kg.s^{-2}).
λ_1 :	Cinética de transferência (GIT – plasma), (d^{-1}).
λ_2 :	Cinética de transferência (plasma – superfície dos ossos), (d^{-1}).
λ_3 :	Cinética de transferência (superfície dos ossos – plasma), (d^{-1}).
λ_4 :	Cinética de transferência (superfície dos ossos – tecido ósseo), (d^{-1}).
λ_5 :	Cinética de transferência (plasma – leite), (d^{-1}).
λ_6 :	Cinética de transferência (GIT – fezes), (d^{-1}).
λ_7 :	Cinética de transferência (plasma – urina), (d^{-1}).
α_a :	Ângulo de dispersão da pluma de contaminante na água do aquífero, (rad).
ρ_a :	Densidade do aquífero ou da zona saturada, (g.cm^{-3}).
σ_A :	Diâmetro da colisão, (Å).
μ_a :	Média aritmética da velocidade do vento, (m.s^{-1}).
ε_a :	Porosidade do aquífero ou da zona saturada, (-).
σ_{AB} :	Comprimento característico, função do volume molal no ponto de ebulição, (Å).
θ_{as} :	Volume de ar nos poros do material onde se dá a difusão, ($\text{cm}^3 \text{ ar} / \text{cm}^3 \text{ solo}$).
λ_b :	Constante de remoção efectiva dos contaminantes do solo, (d^{-1}).
ρ_c :	Densidade da cobertura, (g.cm^{-3}).
ε_c :	Porosidade total da cobertura, (-).
θ_d :	Tempo (-).
ρ_{dry} :	Densidade da massa seca, (g.cm^{-3}).
γ_{dry} :	Unidade de peso (específico) seco, (kN.m^{-3}).
λ_e :	Constante de remoção dos contaminantes da planta, (d^{-1}).
ρ_e :	Densidade do solo na zona das raízes, (kg.m^{-3}).
λ_{er} :	Constante de equilíbrio solo/raízes, (d^{-1}).
ρ_i :	Densidade da formação encaixante ou zona insaturada, (g.cm^{-3}).
ε_i :	Porosidade da formação encaixante ou zona insaturada, (-).

α_L :	Dispersão longitudinal, (m).
μ_m :	Velocidade média do vento, (m.s ⁻¹).
α_p :	Coefficiente de proporcionalidade, (-).
λ_r :	Constante de decaimento na pluma, (s ⁻¹).
μ_r :	Média harmónica da velocidade do vento, (m.s ⁻¹).
τ_r :	Tempo de residência, (s ⁻¹).
ρ_s^* :	Densidade dos minerais constituintes das rochas do solo, (kg.m ⁻³).
ρ_s :	Densidade do solo, (kg.m ⁻³).
λ_s :	Débito constante de remoção de contaminante por lixiviação, (d ⁻¹).
θ_{sat} :	Fracção volumétrica de água em condições saturadas, (-).
ρ_i :	Densidade (seca) do material da zona contaminada, (g.cm ⁻³ ; kg.m ⁻³ ou t.m ⁻³).
θ_i :	Fracção volumétrica de água na zona contaminada, (-).
ε_t :	Porosidade total da zona contaminada, (-).
λ_w :	Débito constante de remoção devido à meteorização, (d ⁻¹).
ρ_{wet} :	Unidade de massa húmida, (g.cm ⁻³).
γ_w :	Peso específico da água, (9,807 kN.m ⁻³).
γ_{wet} :	Unidade de peso (específico) húmido, (kN.m ⁻³).
ε_x :	Coefficiente de dispersão na direcção x, (m ² /s).
σ_y :	Parâmetros de dispersão, desvio padrão na horizontal, (m).
ε_y :	Coefficiente de dispersão na direcção y, (m ² /s).
σ_z :	Parâmetros de dispersão, desvio padrão na vertical, (m).
ε_z :	Coefficiente de dispersão na direcção z, (m ² /s).
1-F:	Intercepção pela superfície do solo, (-).
A:	Área da fonte emissora, (m ²).
a:	Coefficiente de absorção da vegetação, (m ² /kg).
A ₁ :	Actividade no minério de teor t ₁ , (Bq.t ⁻¹).
A _{1i} :	Actividade do RDN i no compartimento 1, (Bq).
A ₂ :	Actividade no minério de teor t ₂ , (Bq.kg ⁻¹).
A _{2i} :	Actividade do RDN i no compartimento 2, (Bq).
A ₃ :	Actividade radionuclídeos solúveis nos resíduos sólidos, (Bq.kg ⁻¹).
A _i :	Actividade de cada radionuclídeo i, (Bq.kg ⁻¹).
A _{ip} :	Índice de mistura parcial, (-).
A _L :	Área da superfície do lago, (m ²).
a _m :	Coefficiente da relação alométrica, (-).
A _p :	Deposição na superfície da vegetação, (Bq.m ⁻² .d ⁻¹).
A _{pasto} :	Área do compartimento 2 representado pela erva de pasto, (m ²).
A _s :	Deposição no solo da superfície do solo, (Bq.m ⁻² .d ⁻¹).
A _{solo} :	Área do compartimento 1 representado pelo solo, (m ²).
B:	Constante empírica, (-).
b:	Parâmetro exponencial específico do solo, (-).
B _p :	Factor de bioacumulação, (L/kg).
B _r :	Largura do rio, (m).
C:	Concentração do soluto, massa por unidade de volume, (M.L ⁻³).
C ₀ :	Concentração na atmosfera respirável, (Bq.m ⁻³).
C ₁ :	Concentração do RDN no solo, (Bq/kg).
C ₂ :	Concentração de RDN na erva de pasto, (Bq/kg).

C_a :	Concentração de rádio nos poros preenchidos com ar, (Bq.m ⁻³).
C_{ad} :	Concentração na planta por absorção com origem na deposição, (Bq/kg).
C_{af} :	Concentração de RDN nos organismos aquáticos, (Bq/kg).
C_{ai} :	Concentração na planta por absorção, com origem na água de irrigação contaminada, (Bq/kg).
C_{ar} :	Concentração no ar ao nível médio do solo, (Bq/m ³).
C_{as} :	Concentração na água superficial, (Bq/m ³).
C_d :	Concentração na fase dissolvida, (M.L ⁻³).
C_{dd} :	Concentração na planta devido à deposição directa dos contaminantes, (Bq/kg).
C_{di} :	Concentração na planta por deposição directa, com origem na água de irrigação contaminada, (Bq/kg).
C_e :	Coeficiente de evapotranspiração, (-).
C_{ee} :	Concentração de RDN no efluente, (Bq/m ³).
C_f :	Coeficiente de resistência local (-).
C_h :	Concentração no herbívoro, (Bq/kg).
C_i :	Concentração do RDN i no solo referente ao ano anterior, (Bq/m ²).
C_{inf} :	Concentração do RDN i na água de infiltração, (Bq.m ⁻³).
C_{od} :	Concentração média de RDN na massa de água, no ponto de descarga, (Bq/m ³).
C_{pa} :	Concentração de RDN na erva de pasto, (Bq/kg).
C_{peixe} :	Concentração na biota aquática (peixes), no estado estacionário, (Bq/m ³).
C_{pl} :	Concentração total na planta devido à deposição e à absorção, (Bq/kg).
C_{pr} :	Concentração da actividade na planta devido por absorção das raízes, (Bq/kg).
C_{pu} :	Concentração de RDN na fase particulada, (Bq/kg).
C_r :	Coeficiente de escorrência, (-).
C_{Ra} :	Concentração da actividade de rádio nos estereis, (Bq/g).
C_{RA} :	Concentração de RDN na alimentação dos animais, (Bq/kg).
C_{rd} :	Concentração na planta devido à ressuspensão dos contaminantes do solo, (Bq/kg).
C_{ri} :	Concentração na planta por ressuspensão, com origem na água de irrigação contaminada, (Bq/kg).
C_s :	Concentração de sólidos no meio, (M.L ⁻³).
C_{s^*} :	Concentração da actividade do RDN no solo por unidade de área, (Bq/m ²).
C_{sa} :	Concentração de RDN nos produtos agrícolas armazenados, (Bq/kg).
C_{sb} :	Concentração de RDN nos sedimentos de fundo, (Bq/m ³).
C_{smax} :	Concentração máxima de RDN nos sedimentos, no equilíbrio, (Bq/m ³).
C_{smin} :	Concentração mínima de RDN nos sedimentos, no equilíbrio, (Bq/m ³).
C_{so} :	Concentração de RDN na camada superior de solo, (Bq/kg).
C_{sp}^* :	Razão entre a massa de soluto e a massa de adsorvente, (M.M ⁻¹).
C_{ss} :	Concentração de RDN nos sedimentos de costa ou de praia, (Bq/m ³).
C_{sss} :	Concentração dos RDN no solo superficial, (Bq.kg ⁻¹).
C_{su} :	Concentração dos sedimentos suspensos, (kg/m ³ ou g/L).
C_{sw} :	Concentração de RDN adsorvida pelos sedimentos suspensos, (Bq/m ³).
C_{swi} :	Concentração dos RDN na água intersticial do solo, (Bq.m ⁻³).
C_T :	Concentração total de um contaminante, (M.L ⁻³).
C_{te} :	Concentração de RDN na água do estuário após atingir a mistura completa, (Bq/m ³).
C_{VA} :	Concentração dos RDN na vegetação, (Bq/kg).
C_w :	Concentração na água de irrigação, (Bq/L).
C_{wa} :	Concentração de rádio nos poros preenchidos com água, (Bq.m ⁻³).
C_{wm} :	Mistura parcial da concentração de RDN dissolvido a montante do ponto de descarga, (Bq/m ³).
C_{wp} :	Concentração na água subterrânea que aflui ao poço, (Bq/m ³).
C_{ws} :	Concentração de RDN (dissolvidos) na água superficial, (Bq/m ³).

C_{wt} :	Concentração total de RDN, (Bq/m ³).
D :	Coefficiente de difusão, (m ² .s ⁻¹).
d :	Coefficiente de dispersão, (m ² .ano ⁻¹).
D_a :	Coefficiente de difusão nos poros preenchidos com ar, (m ² .s ⁻¹).
D_A :	Espessura do aquífero, (m).
D_{ar} :	Coefficiente de difusão no ar, (cm ² .s ⁻¹).
D_c :	Coefficiente de difusão na cobertura, (m ² .s ⁻¹).
DC_{ing} :	Coefficiente de dose efectiva por ingestão, (μSv/Bq).
dd :	Fluxo de deposição atmosférica, (Bq.m ⁻² .s ⁻¹).
D_i :	Factor de diluição, (-).
D_H :	Distância a percorrer na horizontal, (m).
D_{ing} :	Dose por ingestão, (μSv/ano).
D_q :	Quociente kg (massa seca da planta)/kg (massa húmida da planta), (-).
D_r :	Profundidade do rio, (m).
D_t :	Espessura da zona contaminada, (m).
D_V :	Profundidade a que se encontra o aquífero da zona contaminada, (m).
D_w :	Coefficiente de difusão nos poros preenchidos com água, (m ² .s ⁻¹).
E :	Coefficiente de emanação do radão, (-).
e :	Espessura da camada, (m).
E_a :	Coefficiente de emanação nos poros preenchidos com ar, (-).
ET_r :	Evapotranspiração, (L.m ⁻² .ano ⁻¹).
E_v :	Vazios no solo, (-).
E_w :	Coefficiente de emanação nos poros preenchidos com água, (-).
f :	Frequência do vento em cada direcção considerada, (-).
F :	Interceptação pela superfície da erva de pasto, (-).
f_L :	Fracção de absorção gastrointestinal, (-).
f_{ag} :	Fracção de intercepção da água de irrigação, (-).
f_{ar} :	Fracção de intercepção do ar, (-).
F_c :	Factor de correcção da lixiviação multifásica, (-).
f_c :	Fracção da cobertura que está danificada, (-).
f_{cm} :	% de finos.
f_d :	Fracção da água que se infiltra através da zona danificada da cobertura, (-).
f_f :	Fracção do composto na fase particulada, (-).
F_h :	Factor de conversão dos efeitos na saúde resultante da libertação cumulativa de RDN, (-).
f_i :	Fracção da água que se infiltra através da zona intacta da cobertura, (-).
F_m :	Factor de transferência pasto/leite, (Bq/L)/(Bq/d).
f_p :	Fracção do ano que os animais pastam ou permanecem no pasto, (-).
f_s :	Fracção da alimentação diária composta pela erva de pasto, (-).
FT :	Factor de transferência do solo para os tecidos da planta, Bq/kg planta (peso seco) por Bq/kg de solo (peso seco).
f_w :	Fracção do composto dissolvido na água, (-).
g :	Aceleração da gravidade, (m/s ²).
G_b :	Gravidade específica do solo seco, (-).
G_s :	Gravidade específica dos grãos do solo, (-).
G_w :	Gravidade específica da água, (-).
H :	Altura efectiva da libertação da fonte, (m).
h :	Altura média respirável, (m).

H'_t	Efeitos radiológicos desprezando a dispersão no transporte subterrâneo, (-).
H_d	Altura de mistura no exterior, (m).
H_t	Efeitos radiológicos considerando a dispersão no transporte subterrâneo, (-).
I_{nk}	Ingestão anual de actividade, (Bq/ano).
I_p	Período de irrigação ou fracção do ano em que as plantas são irrigadas, (-).
I_r	Velocidade de infiltração da água, (m.ano ⁻¹).
IR_r	Fluxo de irrigação, (L.m ⁻² .d ⁻¹) ou (L.m ⁻² .ano ⁻¹).
I_{rw}	Fluxo de transferência dos RDN pela água de irrigação, (Bq.m ⁻² .d ⁻¹).
I_t	Actividade na barragem na fracção líquida, (Bq).
J	Fluxo de radão que se liberta por difusão, (Bq.m ⁻² .s ⁻¹).
J_p	Perda de carga unitária, (m ⁻¹).
J_t	Fluxo de radão para a superfície sem cobertura, (Bq.m ⁻² .s ⁻¹).
k	Constante de Boltzmann, (J/K).
K'_d	Coefficiente de partição, (-).
k_{11}	Perdas do compartimento 1, (d ⁻¹).
k_{12}	Cinética de transferência do compartimento 1 para o compartimento 2, (d ⁻¹).
k_{13}	Cinética de transferência do compartimento 1 para o compartimento 3, (d ⁻¹).
k_{21}	Cinética de transferência do compartimento 2 para o compartimento 1, (d ⁻¹).
k_{22}	Perdas do compartimento 2, (d ⁻¹).
k_{23}	Cinética de transferência do compartimento 2 para o compartimento 3, (d ⁻¹).
k_{24}	Cinética de transferência do compartimento 2 para o compartimento 4, (d ⁻¹).
k_{31}	Cinética de equilíbrio raízes/solo, (d ⁻¹).
k_{32}	Cinética de transferência do compartimento 3 para o compartimento 2, (d ⁻¹).
k_{33}	Perdas do compartimento 3, (d ⁻¹).
k_{34}	Cinética de transferência do compartimento 3 para o compartimento 4, (d ⁻¹).
k_{44}	Perdas do compartimento 4, (d ⁻¹).
k_{45}	Cinética de transferência do compartimento 4 para o compartimento 5, (d ⁻¹).
k_{47}	Cinética de transferência do compartimento 4 para o compartimento 7, (d ⁻¹).
k_{54}	Cinética de transferência do compartimento 5 para o compartimento 4, (d ⁻¹).
k_{55}	Perdas no compartimento 5, (d ⁻¹).
k_{56}	Cinética de transferência do compartimento 5 para o compartimento 6, (d ⁻¹).
k_{66}	Perdas no compartimento 6, (d ⁻¹).
k_{77}	Perdas no compartimento 7, (d ⁻¹).
k_a	Coefficiente de distribuição no aquífero ou zona saturada, (ml.g ⁻¹).
k_c	Permeabilidade da cobertura, (cm.s ⁻¹).
k_d	Coefficiente de distribuição entre a água e os sedimentos, (L/kg).
k_{d1}	Coefficiente de distribuição no solo superficial, (ml.g ⁻¹).
k_{d2}	Coefficiente de distribuição no resíduo ou zona contaminada, (ml.g ⁻¹).
k_{d3}	Coefficiente de distribuição na formação encaixante ou zona insaturada, (cm ³ .g ⁻¹).
k_o	Função de Bessel modificada de 2.º tipo de ordem 0.
k_{sat}	Condutividade hidráulica em condições saturadas, (m.ano ⁻¹).
k_{sw}	Coefficiente de partilha sedimentos-água, (L/kg).
K_{wa}	Coefficiente de partilha água - ar para o radão (0,26 Bq/m ³ em água por Bq/m ³ de ar).
L	Comprimento de cada lado do octógono, (m).
L_d	Altura da camada atmosférica estável ou de inversão térmica, (m).
L_i	Fracção de lixiviação anual do RDN i, (ano ⁻¹).
L_{ig}	Fracção da água de irrigação com origem na água subterrânea, (-)

L_u :	Distância à qual os RDN são transportados para montante do ponto de descarga, (m).
L_x :	Extensão do local contaminado, (m).
L_y :	Distância longitudinal necessária para atingir a mistura completa lateral, (m).
L_z :	Distância longitudinal necessária para atingir a mistura completa vertical, (m).
m :	Fracção de saturação, (-).
M :	Humidade, (% do peso seco).
M' :	Quociente entre o período da maré e o tempo necessário para ocorrer a mistura, (-).
M_A :	Massa molar da espécie A, (g.mol^{-1}).
M_B :	Massa molar da espécie B, (g.mol^{-1}).
M_i :	Massa de cada radionuclídeo no equilíbrio, (g/t).
M_{LF} :	Factor de carregamento de massa da partícula, (kg de solo/kg de massa planta)
M_p :	Biomassa das raízes, (kg/m^2).
m_p :	Produção de leite (por exemplo, em cada ordenha), (L).
$M_r(\text{O})$:	Massa atómica do oxigénio, (16 g.mol^{-1}).
$M_r(\text{U})$:	Massa atómica do urânio, (238 g.mol^{-1}).
m_r :	Humidade residual do solo, (-).
M_s :	Massa de solo no compartimento 1, (kg/m^2).
M_t :	Massa total (g) de ^{238}U em 1000 g de concentrado (U_3O_8).
N :	Número de (átomos/t).
N_c :	Razão, (Bq.mol^{-1}).
N_d :	Número de decaimento, (-).
N_q :	Quociente entre o coeficiente de dispersão longitudinal do estuário e o coeficiente de dispersão do rio, (-).
N_v :	Conversão de unidades, ($\text{ml/m}^3 = 1$).
P :	Pressão, (atm).
P_e :	Número de Peclet, (-).
P_{ee} :	Factor de correcção da mistura parcial para os estuários, (-).
P_r :	Precipitação, ($\text{L.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ou m.ano^{-1}).
P_{rr} :	Factor de correcção da mistura parcial para os rios, (-).
Q :	Potência da fonte (débito de libertação da fonte), (Bq.s^{-1} ou Bq.ano^{-1}).
Q_i :	Descarga total anual do RDN i, inclui todos os processos de libertação, (Bq/s).
Q_0 :	Libertação anual de RDN através da lixiviação pela água da precipitação, (Bq.ano^{-1}).
Q_{cmj} :	Quociente entre a concentração a montante e a jusante do ponto de libertação, (-).
Q_e :	Caudal do efluente, (m^3/s).
Q_f :	Ingestão diária de erva de pasto, (kg/d).
Q_i :	Descarga média anual do RDN i, (Bq/s).
Q_L :	Fluxo de entrada ou de saída no lago, (m^3/s).
Q_{IV} :	Actividade lixiviada no ano anterior no resíduo já existente, (Bq.ano^{-1}).
Q_p :	Débito de RDN transportados até ao poço, (Bq.ano^{-1}).
q_r :	Caudal do rio (caudal mínimo verificado no período de 30 anos), (m^3/s).
q_r :	Caudal médio anual do rio, (m^3/s).
Q_s :	Caudal anual dos cursos de água, ($\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$).
Q_{un} :	Actividade total não lixiviada, (Bq).
q_w :	Descarga média da maré, (m^3/s).
R :	Actividade específica do rádio no solo, (Bq.kg^{-1}).
R_d :	Débito de deposição por via seca, ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).
R_e :	Factor de ressuspensão, (m^{-1}).
R_{e1} :	Factor de ressuspensão de Anspaugh, (m^{-1}).

R_{e2} :	Factor de ressuspensão de Anspaugh, (m^{-1}).
R_H :	Factor de retardação na horizontal, (-).
R_h :	Raio hidráulico, (m).
R_i :	Remoção anual de RDN por infiltração, ($Bq.ano^{-1}$).
R_r :	Escorrência anual, ($L.m^{-2}.ano^{-1}$).
R_s :	Coeficiente de saturação, (-).
r_s :	Infiltração na linha de água, (m/d).
R_{sr} :	Remoção anual de RDN por escorrência superficial, ($Bq.ano^{-1}$).
RT :	Factor de correcção para a densidade das raízes, (-).
R_v :	Factor de retardação na vertical para o nuclídeo i, (-).
R_w :	Fluxo de deposição por via húmida, ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$).
S :	Grau de saturação, (%).
S_c :	Profundidade da camada de solo superficial contaminada, (m).
S_d :	Profundidade das raízes, (m).
S_e :	Solubilidade do elemento, ($g.ml^{-1}$).
S_i :	Concentração média do radionuclídeo principal i na zona contaminada disponível para lixiviação no tempo t, ($Bq.kg^{-1}$).
S_{ig} :	Fracção da água de irrigação com origem na água superficial, (-).
S_s :	Concentração mássica do contaminante na fase sólida, (-).
T :	Temperatura, (K).
t :	Tempo, (T).
$t_{1/2b}$:	Semi-vida biológica, (d).
T_1 :	Teor médio do concentrado, ($kg\ U_3O_8 / t$).
T_2 :	Teor médio de ^{238}U no concentrado, ($kg\ U / t$).
T_3 :	Teor do minério, (% de U_3O_8).
T_b :	Temperatura de ebulição, (K).
t_b :	Deposição a longo-prazo e acumulação, (d).
t_c :	Intervalo de tempo entre a colheita e o consumo, (d).
T_d :	Semi-vida física do RDN, (d).
T_e :	Tempo de acumulação efectiva, (s).
t_e :	Tempo de exposição da planta à contaminação, (d).
t_h :	Tempo transiente na horizontal, (ano).
T_i :	Período ou semi-vida do radionuclídeo i, (s).
T_{life} :	Esperança média de vida do herbívoro, (d).
T_p :	Período da maré, (s).
T_r :	Factor de translocação, (-).
t_t :	Tempo de transporte dos RDN até ao poço, (ano).
t_v :	Tempo transiente na vertical, (ano).
T_{wa} :	Débito de transferência de radão da água para o ar, ($Bq.m^{-3}.s^{-1}$).
u :	Velocidade de corte, (m/s).
U_e :	Velocidade máxima de fluxo vazante, (m/s).
U_f :	Velocidade máxima de fluxo enchente, (m/s).
U_t :	Velocidade média da maré, (m/s).
V :	Velocidade da água, vertical ou horizontal (V_v ou V_h), ($m.ano^{-1}$).
V'_B :	Volume molal, ($cm^3.mol^{-1}$).
V_d :	Velocidade de deposição, ($m.s^{-1}$).
V_g :	Velocidade gravitacional, ($m.s^{-1}$).

V_L :	Volume do lago, (m^3).
V_s :	Unidade de volume de sólidos.
V_T :	Volume da amostra, (cm^3).
V_v :	Unidade de volume de vazios.
V_w :	Unidade de volume de água.
W :	Humidade, % em peso da amostra húmida.
W_A :	Débito total de água que aflui ao poço, ($m^3 \cdot ano^{-1}$).
W_a :	Infiltração anual através da zona intacta da cobertura, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$).
W_h :	Peso do herbívoro ou massa da vaca, (kg).
W_{inf} :	Quantidade de água que se infiltra na barragem de estêreis, ($L \cdot ano^{-1}$).
W_{it} :	Débito água em escorrência anual, ($L \cdot ano^{-1}$).
W_s :	Unidade de massa de sólidos, ($g \cdot cm^{-3}$).
W_{ss} :	Infiltração anual através da zona danificada da cobertura, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$).
W_T :	Peso da amostra, (g).
W_v :	Volume total de água na zona contaminada no corrente ano, (m^3).
W_w :	Unidade de massa de água.
$X_{(i)}$:	Concentração do RDN (i) no ar a x (m) na direcção do vento, a y (m) na direcção contrária ao do vento e a z (m) acima do solo, ($Bq \cdot m^{-3}$).
x:	Distância entre a libertação e o ponto de exposição, (m).
X_{ar} :	Concentração média no ar ao nível médio do solo, ($Bq \cdot m^{-3}$).
X_{at} :	Concentração do RDN entre a superfície do solo e a camada atmosférica estável, ($Bq \cdot m^{-3}$).
x_c :	Espessura da camada de cobertura, (m).
x_t :	Espessura dos estêreis ou do resíduo, (m).
y:	Distância horizontal transversal a partir do centro da pluma, (m).
Y:	Biomassa existente na altura da colheita, (kg/m^2).
y_0 :	Distância lateral do ponto de libertação de RDN, medido a partir da margem do rio, (m).
y_s :	Valor de y na fronteira de cada sector, (m).
z:	Elevação relativamente à superfície do solo, (m).

ABREVIATURAS

BCF:	Factor de bioacumulação (<i>Bioaccumulation Factor</i>)
BV :	Barragem Velha de rejeitados da mina da Urgeiriça
CEC:	Cation Exchange Capacity
DOE:	United States Department of Energy
DPRSN:	Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear
EDM:	Empresa de Desenvolvimento Mineiro
ENU:	Empresa Nacional de Urânio
EPA:	Environmental Protection Agency
EXMIN:	Companhia de Indústria e Serviços, S. A.
FT:	Factor de Transferência
GIT:	Sistema Gastrointestinal (<i>Gastrointestinal System</i>)
GMS:	Groundwater Modeling System
IAEA:	International Atomic Energy Agency
IAF:	Índice de Absorção Foliar
ICRP:	International Commission on Radiological Protection
IGeoE:	Instituto Geográfico do Exército
IRSN:	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
ITE:	Institute for Transuranium Elements
ITN:	Instituto Tecnológico e Nuclear
IUR:	International Union of Radioecology
NCRP:	National Commission on Radiological Protection
NRC:	National Research Council
NUREG:	U.S. Nuclear Regulatory Commission
ORNL:	Oak Ridge National Laboratory
RDN:	Radionuclídeos
RIT:	Radiocesium Interception Potential
SIG:	Sistemas de Informação Geográfica
TNT:	Trinitrotolueno
WHO:	World Health Organization
WISE:	World Information Service on Energy

Índice

Volume I

Capítulo 1 – Introdução	1
1.1	Motivação..... 3
1.2	Contexto..... 4
1.3	Objectivos 8
1.4	Contribuições originais..... 8
1.5	Estrutura 9
Capítulo 2 - Repartição da actividade pelos radioisótopos	11
2.1	Introdução 13
2.2	Descrição conceptual do modelo de repartição da actividade 14
2.2.1	O equilíbrio radioactivo..... 15
2.2.2	Radionuclídeos com ocorrência natural 17
2.3	Descrição quantitativa do modelo de repartição da actividade 19
2.4	Exploração do modelo da repartição da actividade..... 22
2.4.1	Minério com teor 1 kg U_3O_8 /t lixiviado a 90 %..... 22
2.4.2	Minério com teor 0,2 kg U_3O_8 /t lixiviado a 100 %..... 24
2.4.3	Minério com teor 0,2 kg U_3O_8 /t lixiviado a 0 %..... 25
2.5	Conclusões 26
Capítulo 3 - Modelo de libertação e de dispersão no ar	27
3.1	Introdução 29
3.2	Modelo de libertação do radão por difusão..... 30
3.2.1	Descrição conceptual do modelo de libertação do radão 31
3.2.2	Descrição matemática do modelo de libertação 31
3.2.3	Medições do coeficiente de difusão do radão 40
3.2.4	Estimativa dos coeficientes de difusão 41
3.2.5	Outros factores que influenciam a migração do radão 42
3.3	Modelo de transporte e dispersão de radão 44
3.3.1	Descrição conceptual do modelo de transporte e de dispersão 44
3.3.2	Descrição matemática do modelo de transporte e dispersão 47
3.3.3	A depleção da pluma..... 60

3.4	O modelo matemático adaptado ao caso de estudo	62
3.4.1	Definição da forma da área	62
3.4.2	Implementação do modelo de cálculo da concentração de radão num local de deposição de resíduos	64
3.4.3	Parâmetros de dispersão para uma fonte pontual	66
3.5	A exploração do modelo.....	68
3.5.1	Dados de entrada	70
3.5.2	1.º Caso de exploração	71
3.5.3	2.º Caso de exploração	77
3.5.4	3.º Caso de exploração	86
3.5.5	4.º Caso de exploração	91
3.6	Conclusões.....	134
Capítulo 4 - Modelo de libertação e de transporte na água		137
4.1	Introdução	139
4.2	Trajectórias gerais de exposição	140
4.3	Os estéreis da beneficiação de urânio	142
4.4	Descrição do modelo de transporte hidrológico	143
4.4.1	O modelo conceptual.....	148
4.4.2	O modelo matemático	151
4.5	Exploração do modelo de libertação e transporte na água.....	175
4.5.1	Condições do modelo.....	176
4.5.2	Dados de entrada	177
4.5.3	Fases da exploração do modelo de libertação e transporte na água	180
4.5.4	Exploração do modelo para o Pb e para o Po	189
4.5.5	Discussão	196
4.6	Aplicação do modelo à zona mineira da Urgeiriça	200
4.6.1	Dados de entrada referentes à zona mineira da Urgeiriça	200
4.6.2	A amostragem do local.....	202
4.6.3	A análise dos dados	210
4.6.4	Exploração do modelo para cada ponto de água isolado	219
4.6.5	A exploração do modelo para os radionuclídeos: Ra, Pb, Th e U_{total}	231
4.6.6	Discussão dos resultados.....	235
4.7	Conclusões	248
Capítulo 5 - Transporte e transferência no meio aquático		255
5.1	Introdução	257
5.2	Representação matemática do transporte em águas superficiais	259

5.2.1	Rios.....	260
5.2.2	Estuários.....	266
5.2.3	Águas costeiras	271
5.2.4	Lagos e reservatórios	273
5.3	Modelo de transporte e de transferência no meio aquático	274
5.3.1	Introdução.....	274
5.3.2	Descrição conceptual dos objectivos do modelo	275
5.3.3	Descrição matemática do modelo	276
5.3.4	Conclusões.....	295
5.4	Exploração do modelo	297
5.4.1	Exploração do modelo para um caso teórico.....	297
5.4.2	Exploração do modelo para um estudo de caso - Urgeiriça	320
5.5	Discussão dos resultados e conclusões.....	343

Volume II

Capítulo 6 - Modelo de transferência para a vegetação 353

6.1	Introdução	355
6.2	O solo e a vegetação – conceitos e generalidades.....	356
6.2.1	Composição e propriedades do solo	356
6.2.2	Os metais tóxicos no solo	358
6.2.3	Nutrientes vegetais	359
6.2.4	Transporte e absorção dos nutrientes no solo.....	359
6.2.5	Estrutura e crescimento das plantas.....	360
6.3	A fito-reabilitação	369
6.3.1	Fito-estabilização	370
6.3.2	Fito-extracção.....	371
6.3.3	Rizofiltração.....	372
6.3.4	Fito-volatilização	373
6.3.5	Fito-degradação	374
6.3.6	A aplicabilidade da fito-remediação	375
6.4	Absorção e translocação dos metais nas plantas	376
6.5	As contaminações radioactivas e a fito-remediação	377
6.6	O caso particular do urânio no solo	379
6.7	Factores de transferência solo-planta	383
6.7.1	Factores que afectam a transferência solo-planta.....	383
6.7.2	A estimativa dos factores de transferência	385

6.7.3	O coeficiente de distribuição, K_d	390
6.7.4	Factores de transferência solo-planta para o rádio, urânio e chumbo	393
6.8	O caso da Urgeirica	399
6.9	O modelo de transferência para a vegetação	408
6.9.1	O modelo conceptual de transferência para a vegetação	409
6.9.2	Os parâmetros envolvidos no modelo de transferência para a vegetação	410
6.9.3	Descrição matemática do modelo de transferência para a vegetação	417
6.9.4	O transporte ambiental dos RDN	422
6.9.5	Transferência dos RDN para a vegetação (deposição e irrigação)	425
6.10	Exploração do modelo de transferência para a vegetação	430
6.10.1	Exploração do modelo para um caso teórico.....	431
6.10.2	Cálculo dos factores de transferência.....	439
6.10.3	Cálculo do FT a partir da concentração no resíduo estimada teoricamente ..	442
6.10.4	Cálculo do FT a partir da concentração no resíduo determinada experimentalmente.....	447
6.10.5	Exploração do modelo para a vegetação existente sobre o local de deposição de resíduos radioactivos	460
6.10.6	Cálculo da actividade na área envolvente à da deposição do resíduo	468
6.11	Discussão dos resultados e conclusões.....	478
Capítulo 7 - Modelo de transferência na cadeia alimentar		485
7.1	Introdução	487
7.2	Os radionuclídeos principais	489
7.3	Descrição do modelo.....	493
7.3.1	O modelo conceptual.....	493
7.3.2	Pressupostos e simplificações	499
7.3.3	Descrição do modelo matemático	500
7.3.4	Conclusões.....	511
7.4	Exploração do modelo.....	512
7.4.1	Parâmetros independentes dos radionuclídeos.....	512
7.4.2	Parâmetros dependentes dos radionuclídeos.....	513
7.4.3	Exploração do modelo para o rádio (^{226}Ra)	515
7.4.4	Exploração do modelo para o urânio (^{235}U e ^{238}U).....	542
7.4.5	Exploração do modelo para o chumbo (^{210}Pb).....	561
7.4.6	Exploração do modelo para o polónio (^{210}Po)	573
7.4.7	Exploração do modelo para o tório (^{232}Th , ^{234}Th e ^{230}Th)	594

Capítulo 8 - Conclusões	613
8.1 Conclusões	615
8.2 Perspectivas futuras	629
Capítulo 9 - Bibliografia	631
Anexos	649
Anexo A: Medições efectuadas no local em estudo (dados cedidos pela EXMIN).....	651
Anexo B: Dedução do factor de correcção para o transporte subterrâneo.....	663
Anexo C: Libertação contínua e variável no tempo.....	671
Anexo D: Tabelas de apoio ao modelo de transporte de RDN na água superficial.....	697
Anexo E: Representação da exploração do modelo de transporte e transferência no meio aquático em diferentes condições.....	703
Anexo F: Classificação e definição dos tecidos vegetais.....	711
Anexo G: O modelo matemático da transferência solo/planta.....	717
Anexo H: Transferência dos RDN para a vegetação (alguns conceitos).....	725
Anexo I: Transferência dos RDN para a vegetação pela deposição (caso particular dos actinídeos).....	743
Anexo J: Artigos publicados no âmbito deste trabalho.....	761

“Hoje em dia, o ser humano apenas tem ante si três grandes problemas que foram ironicamente provocados por ele próprio: a super povoação, o desaparecimento dos recursos naturais e a destruição do meio ambiente. Triunfar sobre estes problemas, visto sermos nós a sua causa, deveria ser a nossa mais profunda motivação.”

Jacques Yves Cousteau (1910-1997)

Capítulo 1

Introdução

1.1 Motivação

O encerramento de grande parte da indústria extractiva nacional nos últimos anos, e em particular, o cenário pouco favorável que se avizinhava para a exploração de urânio e que culminou com o seu termo em 2001, levou a uma tomada de consciência do legado resultante de décadas de exploração de materiais radioactivos. O tratamento do minério de urânio originou só na zona da Urgeiriça (Região Centro de Portugal, Viseu) uma acumulação em escombreyras de cerca de 4 milhões de toneladas de resíduos sólidos, provenientes da actividade mineira nesta região, e que ocupam uma área de cerca de 11 hectares. O aglomerado populacional mais próximo encontra-se a uma distância inferior a 2 km além da área ser circundada por pequenas quintas e casas de campo.

Por não ter viabilidade económica e devido a problemas ambientais foi decidida a dissolução da empresa responsável pela exploração, Empresa Nacional de Urânio (ENU). Segundo a lei portuguesa, a empresa detentora da exploração é também responsável pelos resíduos produzidos, armazenados e/ou espalhados no ambiente tais como efluentes ácidos e radioactivos bem como pelas operações de remediação ambiental após o encerramento das operações mineiras. Com a dissolução da ENU seguiu-se uma fase de liquidação cujo processo viria a durar até 2004. A responsabilidade ambiental, nomeadamente, das operações de reabilitação das antigas áreas mineiras, transitou para a Empresa de Desenvolvimento Mineiro (EDM), detentora de 89 % da ENU.

Com o encerramento das explorações de urânio, a grande preocupação passou a ser o impacte ambiental e, consequentemente na saúde pública, não só da enorme quantidade de resíduos sólidos existentes próximos dos locais de exploração e muito próximos de aglomerados populacionais, mas também das águas residuais, da emissão de radão, da contaminação de águas subterrâneas e/ou das águas superficiais, da erosão e da contaminação do solo.

Durante muito tempo os riscos associados com a exploração de urânio eram maioritariamente dirigidos aos trabalhadores das minas. Só muito recentemente (meados dos anos 70), o impacto na saúde pública e no ambiente de forma geral teve a atenção merecida. Isto presumivelmente devido à evidência de que a acção humana, incluindo a mineração, estaria a causar alterações ambientais visíveis e significativas. No caso do ambiente natural, as preocupações reflectem-se no risco de degradação ambiental, na contaminação, na redução da viabilidade e da biodiversidade dos ecossistemas, no impacto visual, na recuperação do solo e no futuro uso do mesmo.

Neste contexto, inicia-se em 2000 a 1.^a fase do Estudo Director das Áreas de Minérios Radioactivos (2000-2001) a que se seguiria a 2.^a fase em 2002 (2002-2003), levado a cabo pela EXMIN – Companhia de Indústria e Serviços, S.A., uma sociedade detida pela EDM que teve por objectivo a avaliação da contaminação, qualitativa e quantitativa, da degradação e monitorização das explorações de urânio inactivas ou abandonadas com a posterior reabilitação dos locais afectados.

A escolha do tema surgiu no seguimento da abordagem feita na tese de Mestrado da autora, uma primeira abordagem necessária mas incompleta, baseada no estado da arte da avaliação da exposição a resíduos mineiros radioactivos e também pela relevância do tema face ao previsível fecho das minas de urânio no período em que se iniciou este trabalho, do conhecimento em geral dos problemas ambientais já existentes e que se agravariam caso a dissolução da ENU se traduzisse no abandono destas áreas.

1.2 Contexto

Os elevados volumes de minério e de soluções manipuladas numa operação de exploração e de tratamento de minérios radioactivos gera débitos enormes de subprodutos não utilizáveis, resíduos sólidos, efluentes líquidos e/ou gasosos, geralmente depositados a céu aberto. 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 e o impacto resultante não se restringe apenas ao conteúdo radioactivo destes materiais. Outros contaminantes presentes podem interagir com os radionuclídeos no ambiente e aumentar a sua biodisponibilidade. Neste sentido, o potencial impacto no ambiente provocado pelos resíduos radioactivos é diferente do potencial impacto dos resíduos

resultantes da exploração de outros minérios, embora os resultados possam ser semelhantes. Será até um pouco imprudente considerar apenas o risco radiológico destes materiais, devendo também incluir a toxicidade química dos radionuclídeos (RDN), dos metais pesados, dos compostos metálicos e não metálicos.

No passado e um pouco por todo o mundo os resíduos radioactivos da exploração e do processo de beneficiação do urânio foram usados indiscriminadamente como materiais de construção para estradas, escolas, casas e outros edifícios. Talvez esta tenha sido a consequência mais directa da exposição aos estéreis da exploração e da mineração de urânio como fonte de radiação suficiente para causar impacte na saúde humana.

Devido à diferente forma e constituição dos materiais gerados (sólidos, líquidos, gases, drenagem ácida, etc.) o confinamento de todas as componentes envolvidas é difícil e custoso. É também cada vez mais evidente que a tecnologia existente para a reabilitação destes locais não é completamente segura e eterna, exigindo antes uma manutenção e vigilância constantes. A alternativa mais comum é assegurar que o débito de libertação dos contaminantes e os seus débitos de transporte no ambiente permaneçam suficientemente baixos para que a probabilidade de um impacte negativo ocorrer se encontre dentro de limites seguros.

Não há soluções satisfatórias e comprovadas para muitos dos problemas que surgem com o encerramento das explorações de urânio. Estamos a apenas 15 anos de soluções implementadas em países como a República Checa, Alemanha e Estados Unidos da América em que o legado da exploração de urânio é assustador. Em muitos países com uma escala de exploração menor ainda se está a tentar compreender ou avaliar a dimensão do legado resultante.

O confinamento destes materiais terá como missão prevenir 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, nomeadamente dos vectores ambientais, água, vento e processos biológicos que tenderão a provocar a dispersão destes materiais no ambiente, tornando-os disponíveis para a exposição em diversos meios ambientais: solo, águas subterrâneas e superficiais, vegetação e atmosfera respirável.

Neste contexto, a avaliação de risco ao qual o presente e o futuro ambiente estão expostos é primordial para formular uma solução e aplicar um regime regulador

apropriado de forma a garantir que este risco está abaixo do limite legalmente permissível. Para tal, é necessário identificar e definir quantitativamente os processos que podem levar à libertação dos radionuclídeos e ou influenciar os débitos segundo os quais a libertação e o transporte ocorrem. Segue-se a estimativa das consequências para os humanos e para o ambiente resultantes dos processos identificados e quantificados através do desenvolvimento de um sistema integrado definido por modelos matemáticos que simulem o transporte dos radionuclídeos até ao homem e estimem as doses radiológicas resultantes. O primeiro passo consiste na estimativa do débito de libertação e posteriormente da concentração de cada radionuclídeo nos vários compartimentos do ambiente. O segundo passo consiste na estimativa no débito de transporte dos radionuclídeos libertados entre os diversos compartimentos do ambiente e os seres-humanos. O terceiro passo envolve uma estimativa da interacção dos radionuclídeos com os seres-humanos, resultando na estimativa da dose individual e ou para a população mediante um cenário de exposição predefinido. Por último, é necessário verificar se a situação é aceitável do ponto de vista radiológico comparando os resultados das doses com o intervalo de valores aceitáveis. Este procedimento vai constituir a avaliação da exposição que se pode sintetizar da seguinte forma: i) caracterização do local e do receptor; ii) identificação das trajectórias de exposição e iii) quantificação da exposição.

A avaliação da exposição é traduzida por modelos matemáticos em que os processos químicos, físicos e biológicos são representados por funções matemáticas e os diversos meios são os seus domínios representados por compartimentos. Isto implica ter um conhecimento detalhado dos mecanismos envolvidos para formular as expressões matemáticas que descrevam os principais processos. Os modelos matemáticos são uma simplificação de um sistema muito mais complexo sendo, por isso, específicos de local para local dependendo das condições climáticas, da geologia e da topografia da área, e de um vasto número de outras condições locais específicas.

Concluimos que existe, de facto, conhecimento científico e técnico para a avaliação da exposição gerada pelo legado resultante da intensa exploração de materiais radioactivos. No entanto, deve ter-se em atenção que a avaliação completa e compreensível de um dado local pode ser limitada por imposições orçamentais restringindo a obtenção de dados essenciais. Aqui a modelagem matemática assume um papel principal na simulação do transporte dos contaminantes, na simulação da sua transferência e previsão do seu destino final permitindo avaliar o actual estado de

contaminação e também as consequências das várias opções de remediação para o local.

Muitos trabalhos de investigação têm sido desenvolvidos relativamente aos riscos ambientais dos resíduos de alto nível ou resultantes da produção de energia nuclear em detrimento dos resíduos de baixo nível, nos quais se enquadram os resíduos da exploração e mineração do urânio. Existe de facto, bastante bibliografia directamente relacionada com a contaminação do meio ambiental, principalmente dos solos e das águas, mas tendo como objectivo principal a exposição humana. No entanto, existe pouca informação no que se refere à quantificação do impacte para a biosfera causado pelos resíduos da exploração e da mineração de urânio apesar de se verificar a deterioração dos ambientes aquáticos na vizinhança de algumas minas de urânio; a absorção e concentração dos radionuclídeos nas plantas e nos animais, constituindo um risco para a vegetação bem como para os animais no topo da cadeia alimentar, incluindo os seres-humanos e também um perigo potencial para a saúde dos indivíduos, comunidades e ecossistemas, e a acumulação dos radionuclídeos nos sedimentos com a sua transferência na biota aquática a longo prazo. Estes factores desencadearam o interesse na investigação dos impactes biológicos nos seres-humanos resultantes das etapas da produção de combustível nuclear. Permanece, no entanto, uma lacuna neste domínio relativamente à exposição dos ecossistemas com os consequentes impactes na biodiversidade.

O recurso à modelagem integrada da distribuição intercompartimental dos radionuclídeos veio trazer uma nova dimensão ao tratamento deste tema pela avaliação da exposição nos vários compartimentos e subcompartimentos ambientais e humanos estimando a concentração da actividade do radionuclídeo mais relevante em cada compartimento à medida que a transferência se processa entre os compartimentos. Os resultados vão ter um contributo muito valioso quer na fase de caracterização do local quer na fase de avaliação da eficácia do confinamento dos estéreis de urânio ou na avaliação das consequências das várias opções de remediação para o local, não só no presente, mas também a longo prazo.

Apesar de os modelos matemáticos compartimentais serem o resultado de simplificações da realidade e da assumpção de pressupostos o que os torna incompletos, a sua utilidade tem sido reconhecida em várias áreas sendo muitas vezes a única ferramenta disponível para estudar o problema que se tenta compreender.

1.3 Objectivos

O presente trabalho teve como objectivo principal o desenvolvimento de modelos matemáticos fenomenológicos da distribuição intercompartimental aplicáveis às substâncias radioactivas. Os modelos matemáticos traduzem para cada compartimento, um modelo de exposição directa a uma barragem de estêreis resultantes do tratamento hidromineralúrgico do minério de urânio (fonte primária) e indirecta pelas fontes secundárias geradas por estes.

Naturalmente para se atingir o objectivo foi necessário delinear outros objectivos intermédios que passam forçosamente pela compreensão dos processos envolvidos neste estudo, nomeadamente:

- a concepção e desenvolvimento de modelos de: i) equilíbrio dinâmico entre os radioisótopos; ii) mecanismos de libertação; iii) mecanismos de transporte e iv) mecanismos de transferência entre fases;
- a escolha de um local para a recolha de dados e a calibração dos modelos anteriores com os dados obtidos. Tomou-se como local de estudo as barragens de estêreis da Urgeiriça com a colaboração da EXMIN – Companhia de Indústria e Serviços, S.A., para a disponibilização dos dados referentes a este local;
- o desenvolvimento dos modelos fenomenológicos calibrados: i) estabelecimento de procedimentos matemáticos conceptuais; ii) a sua tradução algorítmica e iii) o desenvolvimento dos programas de simulação;
- a modelagem da exposição com a exploração dos modelos parcelares e a interacção entre a experiência real e os modelos conceptuais.

1.4 Contribuições originais

A modelagem da distribuição intercompartimental de compostos tóxicos é um tema relativamente recente, em fase de plena expansão, especialmente no domínio dos pesticidas e de compostos orgânicos de origem petrolífera. No domínio das substâncias radioactivas têm sido utilizadas metodologias idênticas, talvez pela complexidade resultante da coexistência de uma pequena quantidade apreciável de descendentes radioactivos, não sendo possível tratar a repartição isótopo a isótopo, tal como se faz com os compostos químicos ordinários. Podemos considerar que a importância deste trabalho se revelou em duas vertentes:

- De ordem teórica, pois no tema da modelagem da dispersão ambiental de contaminantes radioactivos de baixa actividade existe ainda uma enorme margem de investigação;

- De ordem prática, devido à existência no nosso país de alguns milhões de toneladas de resíduos de minérios radioactivos armazenados ao ar livre sendo necessário dispor das ferramentas analíticas propostas neste trabalho para fundamentar o estabelecimento de prioridades de intervenção.

1.5 Estrutura

O presente trabalho está organizado em 8 capítulos dividido em dois volumes. No segundo volume, além dos capítulos 6, 7 e 8, incluem-se os anexos referidos ao longo do texto com o conjunto de informações úteis para o esclarecimento de dúvidas que a leitura do presente trabalho possa suscitar. Anexamos ainda alguns dos artigos publicados que já resultaram deste trabalho.

Cada capítulo corresponde a um modelo de exposição inserido num dado compartimento. Apresenta-se o modelo conceptual, o modelo matemático e a exploração do modelo. Para todos os modelos foi feita pelo menos uma exploração.

Os parâmetros necessários foram adoptados de diferentes fontes: alguns foram adoptados de medições referentes a um local contaminado em particular; a barragem de estéreis de urânio da Urgeiriça; outros foram adoptados de dados publicados na bibliografia referentes a este local. Os parâmetros para os quais não foi possível obter valores de medições locais foram estimados a partir dos dados disponíveis.

O capítulo dois descreve o modelo para a distribuição da actividade pelos radioisótopos através de um algoritmo baseado no equilíbrio dinâmico entre os radionuclídeos presentes nos resíduos. Faz-se uma descrição do problema radiológico relativamente ao urânio e apresentam-se as séries do urânio ^{238}U e ^{235}U com as sucessivas e respectivas desintegrações radioactivas.

No capítulo três descreve-se o modelo atmosférico constituído pelo modelo de libertação do radão da matriz do resíduo e o modelo de transporte e dispersão atmosférica dos contaminantes libertados da fonte em cada direcção do vento ou na direcção dominante. Descrevem-se e quantificam-se matematicamente os mecanismos de libertação, de transporte ou transferência e de dispersão dos

radionuclídeos. A exploração do modelo foi feita apenas para o radão, o único gás presente nos resíduos.

No capítulo quatro descreve-se o transporte hidrológico constituído pelo modelo de libertação e pelo modelo de transporte. Também se consideram as escorrências superficiais como um mecanismo de libertação devido à força física provocada pelas águas superficiais e também como um mecanismo de transporte. Descrevem-se e quantificam-se matematicamente os mecanismos de libertação, de transporte ou transferência no solo e nas águas subterrâneas.

O capítulo cinco descreve o modelo de exposição da biota aquática nas águas superficiais. É feita uma descrição dos processos de transporte ou transferência nas águas superficiais: rios, estuários, águas costeiras e lagos.

No capítulo seis descreve-se o modelo de transferência para a vegetação. Caracterizam-se os grandes intervenientes neste processo: solo, vegetação e os radionuclídeos mais relevantes na transferência solo/planta. Faz-se ainda uma descrição da fito-reabilitação. Descrevem-se e quantificam-se matematicamente os mecanismos de transferência, de transporte, de absorção e de translocação dos radionuclídeos na vegetação.

O modelo apresentado no capítulo sete completa o modelo anterior com a simulação da transferência dos radionuclídeos na cadeia alimentar através da ingestão da vegetação contaminada pelos animais. Descrevem-se e quantificam-se matematicamente os mecanismos de transferência, de transporte, de absorção e de translocação dos radionuclídeos no solo, na vegetação, nos animais de pasto e no homem. Este modelo é, sem dúvida, o mais completo, mas também o mais complexo, conceptualmente, pois pode incluir cinco, sete ou catorze compartimentos, verificando-se, no entanto, uma lacuna nos parâmetros necessários para efectuar a sua verificação.

Por último, o capítulo oito está dividido em duas partes. Na primeira apresentam-se as principais conclusões deste trabalho e na segunda parte apresentam-se algumas perspectivas para futuros temas de investigação que surgiram no decorrer do presente trabalho.

*“Reencontrar o caminho, os caminhos...;
Propomos muitos trajectos e convidamos cada um a percorrê-los.
Na densidade de páginas cheias de tesouros para descobrir,
pode ser que nos consigamos reencontrar.
Traçados os caminhos, urge percorrê-los...”*

José Rui Teixeira in: “Cadernos 1”

Capítulo 2

Repartição da actividade nos radioisótopos

Resumo

O modelo de repartição da actividade pelos radioisótopos foi desenvolvido com base no equilíbrio radioactivo entre os vários radioisótopos presentes nos resíduos resultantes da actividade mineira e depositados em escombreyras. No minério de urânio, os radioisótopos encontram-se em equilíbrio radioactivo relativamente ao elemento do topo da série, ^{238}U e ^{235}U , reunidos no mesmo mineral (urânio), sendo o equilíbrio quebrado pelo tratamento hidromineralúrgico do minério. No equilíbrio, as quantidades dos diferentes radioisótopos são inversamente proporcionais às suas constantes de desintegração. A libertação do radão, por decaimento radioactivo do rádio presente nos estereis constitui um processo físico que rompe o equilíbrio, passando a estar presente um estado de desequilíbrio. A partir das duas séries da cadeia do urânio, a do urânio-rádio, ^{238}U ($4n+2$), e a série do actíneo, ^{235}U ($4n+3$), com as sucessivas e respectivas desintegrações radioactivas, foi possível obter as expressões que permitem calcular a distribuição da actividade por cada um dos radioisótopos, em cada uma das séries. Fez-se a exploração do modelo para dois casos variando o teor do minério do qual teoricamente resultaram os resíduos da escombreyra bem como o rendimento do processo de beneficiação a que o minério foi submetido. Como resultado, obteve-se a estimativa da concentração da actividade de cada radioisótopo no resíduo.

2.1 Introdução

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 %. Isto significa que o isótopo de ^{238}U compreende cerca de 99 % de todo o urânio natural, devendo-se a restante parte aos isótopos ^{235}U e ^{234}U . Em muitos casos, a natural abundância foi alterada devido a um enriquecimento antropogénico do urânio ou devido a processos geológicos. A concentração média mundial de urânio no solo é de 40 Bq/kg (Vandehove, 2002). Os períodos de semi-vida para os três isótopos são, respectivamente: $4,51 \times 10^9$; $7,1 \times 10^8$ e $2,48 \times 10^5$ anos,

ordenando os isótopos por ordem decrescente do número de massa. Estes isótopos são extraídos com rendimento variável durante a lixiviação. Os radioelementos que constituem as famílias do ^{238}U e do ^{235}U não são todos dissolvidos, sendo repartidos pelos diferentes resíduos sólidos resultantes das operações de beneficiação dos minérios. Estes 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.

No minério, os radionuclídeos encontram-se em equilíbrio radioactivo relativamente ao elemento do topo da série sendo este equilíbrio rompido pelo tratamento hidromineralúrgico. O desequilíbrio resultante pode ser originado por processos físicos e químicos, como por exemplo a libertação do ^{222}Rn ou as diferenças de solubilidade nos descendentes de ^{238}U . Na série do ^{238}U os quatro primeiros radionuclídeos 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 cerca de 71 % da actividade inicial da série do ^{238}U no minério. Na série do ^{235}U , este radionuclídeo é lixiviado juntamente com o ^{231}Th mas 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 .

2.2 Descrição conceptual do modelo de repartição da actividade

O decaimento radioactivo obedece a 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 (Friedlander et al., 1981):

$$-\frac{dN}{dt} = \lambda N \quad (2-1)$$

a constante λ é designada pela constante do decaimento radioactivo ou constante de desintegração, típica de cada radionuclídeo, sendo independente do seu estado físico ou da sua combinação química. Por integração da expressão (2-1), resulta:

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2-2)$$

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 detecção. Neste seguimento, a expressão (2-2) passa a ter a forma:

$$A_i = A_0 e^{-\lambda t} \quad (2-3)$$

em que A_i representa a actividade do radionuclídeo i .

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:

$$-\frac{N_0}{2} = N_0 e^{-\lambda T} \quad (2-4)$$

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}).

A vida média do radionuclídeo (τ) representa o tempo médio de existência de um nuclídeo antes de sofrer uma desintegração. Será assim, a soma da vida de todos os átomos a dividir pelo número inicial de átomos, N_0 , e pode ser descrito pela expressão:

$$\tau = \frac{1}{\lambda} \quad (2-5)$$

Ou seja, a vida média de um nuclídeo corresponde ao inverso da constante radioactiva e vem expressa em unidades de tempo (T).

2.2.1 O equilíbrio radioactivo

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 núclídeos presentes se desintegram com a mesma velocidade: o número de átomos que se desintegram por unidade de tempo é o mesmo para todos os núclídeos. O equilíbrio radioactivo pode ser descrito matematicamente da seguinte forma:

$$\frac{dN_1}{dt} = \frac{dN_2}{dt} = \frac{dN_3}{dt} = \dots \quad (2-6)$$

onde N_1 , N_2 , N_3 representam o número de átomos dos diferentes radionuclídeos presentes no equilíbrio.

$$\frac{dN_1}{dt} = -\lambda_1 N_1 \quad (2-7)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (2-8)$$

$$\frac{dN_3}{dt} = \lambda_2 N_2 - \lambda_3 N_3 \quad (2-9)$$

Das expressões (2-1) e (2-6) deduz-se que no estado estacionário,

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 = \lambda_3 N_3 = \dots \quad (2-10)$$

No equilíbrio radioactivo, as quantidades dos diferentes núclídeos presentes são inversamente proporcionais às suas constantes de desintegração, ou directamente proporcionais aos seus períodos de vida média ou de semi-desintegração. Quanto maior for a vida média dos núclídeos, mais lentamente se alcançará um equilíbrio com todos os seus descendentes.

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

O equilíbrio radioactivo pode ser rompido naturalmente por processos físicos ou químicos, originando o desequilíbrio radioactivo. Um exemplo de um processo físico que origina o desequilíbrio é a libertação do radão (^{222}Rn), 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 noutro local.

2.2.2 Radionuclídeos com ocorrência natural

Quase todos os isótopos radioactivos 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 atómico superior ao do chumbo são radioactivos.

O ^{238}U e o ^{232}Th estão presentes na crosta terrestre em concentrações médias de 4,2 a 12,5 mg/kg, respectivamente, correspondendo a 50 Bq/kg para cada um dos radionuclídeos (Vandehove, 2002).

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

2.2.2.1 A série do urânio-rádio ^{238}U (4n+2)

A série do urânio ^{238}U , representada na Tabela 2-1, 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 cinco 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 dois 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}Tl por emissão de partículas α e este último desintegra-se por uma emissão β originando também o ^{210}Pb .

Tabela 2-1: Série do ^{238}U .

Nuclídeo	Emissor	Período	Unidade	Constante de decaimento, λ	Vida Média, τ
^{238}U	α	$4,50 \times 10^9$	anos	$1,54 \times 10^{-10}$	$6,51 \times 10^9$
^{234}Th	β	24,1	dias	$2,88 \times 10^{-2}$	$3,48 \times 10$
^{234}Pa	β	1,14	minutos	0,61	1,60
^{234}U	α	$2,69 \times 10^5$	anos	$2,58 \times 10^{-6}$	$3,88 \times 10^5$
^{230}Th	α	$8,30 \times 10^4$	anos	$8,35 \times 10^{-6}$	$1,20 \times 10^5$
^{226}Ra	α	$1,62 \times 10^3$	anos	$4,28 \times 10^{-4}$	$2,34 \times 10^3$
^{222}Rn	α	3,82	dias	0,18	5,51
^{218}Po	α	3,05	minutos	0,23	4,40
^{214}Pb	α	26,8	minutos	$2,59 \times 10^{-2}$	$3,87 \times 10$
^{214}Bi	α, β	19,7	minutos	$3,52 \times 10^{-2}$	$2,84 \times 10$
^{210}Tl	β	1,32	minutos	0,52	1,90
^{214}Po	α	$1,50 \times 10^{-4}$	segundos	$4,62 \times 10^3$	$2,16 \times 10^{-4}$
^{210}Pb	β	22,0	anos	$3,15 \times 10^{-2}$	$3,17 \times 10$
^{210}Bi	β	5,00	dias	0,14	7,20
^{210}Po	α	140	dias	$4,95 \times 10^{-3}$	$2,02 \times 10^2$
^{206}Pb					

Fonte: Fiúza (2003).

Depois de catorze 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 $4,5 \times 10^{10}$ 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 seu número mantém-se constante, segundo o equilíbrio radioactivo.

No 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 . Destes isótopos, os de maior preocupação ambiental são o ^{222}Rn no estado gasoso, produzido continuamente em larga escala, emana para a atmosfera e decai originando uma série de descendentes radioactivos (^{210}Pb e ^{210}Po) que podem ser dispersos pelos agentes atmosféricos, e o ^{226}Ra na água que pode ser disperso pelo transporte hidrológico. 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 para a exposição radiológica ambiental através do arrastamento de poeiras.

2.2.2.2 A série do actíneo ^{235}U ($4n+3$)

A família do ^{235}U está representada na Tabela 2-2 com as sucessivas etapas da desintegração.

Tabela 2-2: Série do ^{235}U .

Nuclídeo	Emissor	Período	Unidades	Constante de decaimento, λ	Vida média, τ
^{235}U	α	$7,10 \times 10^8$	anos	$9,76 \times 10^{-10}$	$1,02 \times 10^9$
^{231}Th	β	$2,56 \times 10$	horas	$2,71 \times 10^{-2}$	$3,69 \times 10$
^{231}Pa	α	$3,43 \times 10^4$	anos	$2,02 \times 10^{-5}$	$4,95 \times 10^3$
^{227}Ac	α, β	$2,18 \times 10$	anos	$3,18 \times 10^{-2}$	$3,14 \times 10$
^{223}Fr	β	$2,1 \times 10$	minutos	$3,30 \times 10^{-2}$	$3,03 \times 10$
^{227}Th	α	$1,87 \times 10$	dias	$3,71 \times 10^{-2}$	$2,70 \times 10$
^{223}Ra	α	$1,14 \times 10$	dias	$6,08 \times 10^{-2}$	$1,64 \times 10$
^{219}Rn	α	3,92	segundos	0,18	5,66
^{215}Po	α	$1,83 \times 10^{-3}$	segundos	$3,79 \times 10^2$	0,00
^{211}Pb	β	$3,61 \times 10$	minutos	$1,92 \times 10^{-2}$	$5,21 \times 10$
^{211}Bi	α, β	2,16	horas	0,32	3,12
^{207}Tl	β	4,79	minutos	0,14	6,61
^{211}Po	α	0,52	segundos	1,33	0,75
^{207}Pb					

Fonte: Fiúza (2003).

2.3 Descrição quantitativa do modelo de repartição da actividade

A sequência de equações que a seguir se apresentam constituem o modelo ou o algoritmo para determinar a repartição da actividade pelos radionuclídeos dos resíduos da extracção e beneficiação do minério de urânio, e que vai ser o ponto de partida para o cálculo do fluxo de ^{222}Rn libertado para a atmosfera através do conteúdo (actividade) em rádio no resíduo.

Para a série do ^{238}U , a distribuição dos radionuclídeos nos resíduos encontra-se descrita na Tabela 2-1. Apenas os quatro primeiros radionuclídeos (^{238}U , ^{234}Th , ^{234}Pa , ^{234}U) da cadeia do ^{238}U são solúveis, encontrando-se os restantes radionuclídeos nos resíduos sólidos.

As expressões seguintes descrevem as etapas de dedução das expressões matemáticas do algoritmo para estimar a distribuição da actividade pelos radioisótopos.

Considerando que T_1 (kg/t) representa o teor médio de concentrado de óxido de urânio (U_3O_8) no minério de urânio, o teor de ^{238}U (kg U/t) no concentrado U_3O_8 , T_2 , pode ser calculado pela expressão:

$$T_2 = T_1 \frac{3 M_r(U)}{3 M_r(U) + 8 M_r(O)} \quad (2-11)$$

T_1 : teor médio do concentrado, (kg U_3O_8 /t)
 T_2 : teor médio de ^{238}U no concentrado, (kg U/t)
 $M_r(U)$: massa atómica do urânio, (238 g/mol)
 $M_r(O)$: massa atómica do oxigénio, (16 g/mol).

Sendo o minério de urânio constituído por 99,28 % de ^{238}U e 0,71 % ^{235}U então o concentrado U_3O_8 é composto por:

$$U_3O_8 = 99,28 \text{ } ^{238}U + 0,71 \text{ } ^{235}U \quad (2-12)$$

A massa de ^{238}U , M_t , em 1 kg ou em 1000 g de concentrado de U_3O_8 é:

$$M_t = 1000 \times 0,9928 \times T_2 \quad (2-13)$$

M_t : massa total (g) de ^{238}U em 1000 g de concentrado U_3O_8
 0,9928: proporção de ^{238}U presente em U_3O_8

O número de átomos de ^{238}U presentes em 1 kg de minério é dado por:

$$N(^{238}U) = \frac{M_t(^{238}U)}{M_r(U) 6,05523 \times 10^{23}} \quad (2-14)$$

em que $6,05523 \times 10^{23}$ representa o número de Avogadro.

O número de átomos dos restantes radionuclídeos, presentes em 1 kg de minério, é calculado pela equação do equilíbrio radioactivo:

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 \quad N_2 = \frac{\lambda_1 N_1}{\lambda_2} \quad (2-15)$$

ou seja,

$$\lambda_{^{238}U} N_{^{238}U} = \lambda N \quad (2-16)$$

$$N = \frac{\lambda_{^{238}U} N_{^{238}U}}{\lambda} \quad (2-17)$$

A actividade resultante é dada por:

$$A_1 = \lambda N \quad (2-18)$$

$$A_2 = \frac{A_1}{1000} \quad (2-19)$$

A_1 : actividade no minério, (Bq/t)

A_2 : actividade no minério, (Bq/kg)

λ : constante de decaimento radioactivo, (s^{-1})

N : número de átomos/t.

Se o rendimento da lixiviação for 90 %, significa que no resíduo apenas se encontram cerca de 10 % dos radionuclídeos solúveis (^{238}U , ^{234}Th , ^{234}Pa , ^{234}U). A actividade para estes radionuclídeos (solúveis) é dada por:

$$A_3 = \frac{(100 - \mathfrak{R})}{100} A_2 \quad (2-20)$$

em que A_3 corresponde à actividade nos resíduos sólidos (radionuclídeos solúveis), (Bq/kg) e $\mathfrak{R}$ representa o rendimento da lixiviação expresso em percentagem. A actividade correspondente aos radionuclídeos insolúveis e que portanto não foram lixiviados, é representada por A_2 . A massa de cada radionuclídeo (i) no equilíbrio é estimada por:

$$M_i = \frac{A_i / \lambda}{6,022523 \times 10^{23} M_r \times 1000} \quad (2-21)$$

em que o parâmetro A_i (Bq/kg) é igual a A_3 para os radionuclídeos solúveis ou igual a A_2 para os radionuclídeos nos resíduos sólidos e M_i (g/t) representa a massa de cada radionuclídeo no equilíbrio. A actividade resultante expressa em nCi/kg é estimada por:

$$A_i(\text{nCi/kg}) = \frac{A_i(\text{Bq/kg})}{37(\text{Bq/nCi})} \quad (2-22)$$

Por sua vez, a actividade expressa em Bq é dada por:

$$A_i(\text{Bq}) = \frac{A_i(\text{Bq/kg}) \times M_i(\text{g/ton})}{1000} \quad (2-23)$$

Se o rendimento da lixiviação for 100 %, a actividade resultante dos radionuclídeos solúveis será zero, uma vez que foram completamente removidos do resíduo. Para os restantes radionuclídeos, a actividade será igual a A_2 .

Para a cadeia do ^{235}U a distribuição dos radionuclídeos no resíduo encontra-se na Tabela 2-2. Deve referir-se que apenas os dois primeiros radionuclídeos (^{235}U , ^{231}Th) são solúveis. Para calcular a repartição dos radionuclídeos da cadeia do ^{235}U as equações usadas anteriormente para a série do ^{238}U são válidas também para este radionuclídeo, com excepção do cálculo da massa de ^{235}U em 1 kg de minério, uma vez que este apenas contém 0,71 % de ^{235}U . A expressão a usar para estimar M_t é dada por:

$$M_t = 1000 \times 0,0071 \times T_2 \quad (2-24)$$

2.4 Exploração do modelo da repartição da actividade

Na exploração deste modelo podemos fazer variar o rendimento de lixiviação e o teor do minério. No presente estudo simulou-se a repartição da actividade para rendimentos de lixiviação de 90 % e de 100 %. Consideraram-se dois minérios com diferentes teores médios do concentrado de urânio, nomeadamente, 1 kg $\text{U}_3\text{O}_8/\text{t}$ e 0,2 kg $\text{U}_3\text{O}_8/\text{t}$. Calculou-se ainda repartição das actividades num minério com um teor de 0,2 kg $\text{U}_3\text{O}_8/\text{t}$ para um rendimento de lixiviação igual a zero ou seja, um minério bruto que não foi lixiviado.

2.4.1 Minério com teor 1 kg $\text{U}_3\text{O}_8/\text{t}$ lixiviado a 90 %

Para a primeira simulação consideramos um minério com teor médio (T_1) igual a 1 kg $\text{U}_3\text{O}_8/\text{t}$ e um rendimento da lixiviação ($\mathfrak{R}$) igual a 90 %. O teor médio de urânio no concentrado (T_2) calculado pela expressão (2-13) é igual a 0,847981 kg U/t . A massa (M_t) de ^{238}U em 1 kg de concentrado de U_3O_8 , calculada pela expressão (2-13) é igual a 841,9 g/t. Os restantes parâmetros calculados para a série ^{238}U , encontram-se na Tabela 2-3.

Tabela 2-3: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U ($\mathfrak{R} = 90 \%$).

Nuclídeo	$\lambda \text{ (s}^{-1}\text{)}$	N.º átomos/t	Actividade no minério (Bq/kg)	Actividade (Bq/kg) $\mathfrak{R}=90 \%$	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)
^{238}U	$4,87 \times 10^{-18}$	$2,13 \times 10^{24}$	10375	1037,5	84,19	87,35
^{234}Th	$3,33 \times 10^{-7}$	$3,12 \times 10^{13}$	10375	1037,5	$1,21 \times 10^{-9}$	$1,26 \times 10^{-9}$
^{234}Pa	$1,01 \times 10^{-2}$	$1,02 \times 10^9$	10375	1037,5	$3,98 \times 10^{-14}$	$4,13 \times 10^{-14}$
^{234}U	$8,17 \times 10^{-14}$	$1,27 \times 10^{20}$	10375	1037,5	$4,94 \times 10^{-3}$	$5,12 \times 10^{-3}$
^{230}Th	$2,65 \times 10^{-13}$	$3,92 \times 10^{19}$	10375	10375	$1,50 \times 10^{-2}$	$1,55 \times 10^{-1}$
^{226}Ra	$1,36 \times 10^{-11}$	$7,65 \times 10^{17}$	10375	10375	$2,87 \times 10^{-4}$	$2,98 \times 10^{-3}$
^{222}Rn	$2,10 \times 10^{-6}$	$4,94 \times 10^{12}$	10375	10375	$1,82 \times 10^{-9}$	$1,89 \times 10^{-8}$
^{218}Po	$3,79 \times 10^{-3}$	$2,74 \times 10^9$	10375	10375	$9,92 \times 10^{-13}$	$1,03 \times 10^{-11}$
^{214}Pb	$4,31 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{10}$	10375	10375	$8,55 \times 10^{-12}$	$8,87 \times 10^{-11}$
^{214}Bi	$5,86 \times 10^{-4}$	$1,77 \times 10^{10}$	10375	10375	$6,29 \times 10^{-12}$	$6,52 \times 10^{-11}$
^{210}Tl	$8,75 \times 10^{-3}$	$1,19 \times 10^9$	10375	10375	$4,13 \times 10^{-13}$	$4,29 \times 10^{-12}$
^{214}Po	$1,46 \times 10^{-4}$	$7,09 \times 10^{10}$	10375	10375	$2,52 \times 10^{-11}$	$2,61 \times 10^{-10}$
^{210}Pb	$9,98 \times 10^{-10}$	$1,04 \times 10^{16}$	10375	10375	$3,62 \times 10^{-6}$	$3,76 \times 10^{-5}$
^{210}Bi	$1,60 \times 10^{-6}$	$6,47 \times 10^{12}$	10375	10375	$2,25 \times 10^{-8}$	$2,34 \times 10^{-8}$
^{210}Po	$5,73 \times 10^{-8}$	$1,81 \times 10^{14}$	10375	10375	$6,31 \times 10^{-8}$	$6,55 \times 10^{-7}$
^{206}Pb			155 627	118 277		87,51

A actividade mássica total presente num minério com teor de 1 kg/t é de 155 627 Bq/kg, com origem na série do ^{238}U . Por outro lado, a actividade presente nos resíduos sólidos, admitindo que o rendimento da lixiviação foi de 90 %, é de 118 277 Bq/kg. Para a série do ^{235}U , a massa (M_t) de ^{235}U em 1 kg de concentrado de U_3O_8 pode ser calculada pela expressão 2-13, substituindo a proporção do ^{238}U (99,28 %) no minério pela proporção do ^{235}U (0,71 %) e obtém-se M_t igual a 6 g/t. Os restantes parâmetros calculados para a série do ^{235}U estão representados na Tabela 2-4.

Tabela 2-4: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{235}U ($\mathfrak{R} = 90 \%$).

Nuclídeo	$\lambda \text{ (s}^{-1}\text{)}$	N.º átomos/t	Actividade no minério (Bq/kg)	Actividade (Bq/kg) $\mathfrak{R}=90 \%$	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)
^{235}U	$3,09 \times 10^{-17}$	$1,52 \times 10^{22}$	471	47	0,59	$2,80 \times 10^{-2}$
^{231}Th	$7,52 \times 10^{-6}$	$6,27 \times 10^{10}$	471	47	$2,4 \times 10^{-12}$	$1,13 \times 10^{-13}$
^{231}Pa	$6,40 \times 10^{-13}$	$7,36 \times 10^{17}$	471	471	$2,82 \times 10^{-4}$	$1,33 \times 10^{-4}$
^{227}Ac	$1,01 \times 10^{-9}$	$4,67 \times 10^{14}$	471	471	$1,76 \times 10^{-7}$	$8,30 \times 10^{-8}$
^{223}Fr	$5,5 \times 10^{-4}$	$8,57 \times 10^8$	471	471	$3,17 \times 10^{-13}$	$1,49 \times 10^{-13}$
^{227}Th	$4,29 \times 10^{-7}$	$1,10 \times 10^{12}$	471	471	$4,14 \times 10^{-10}$	$1,95 \times 10^{-10}$
^{223}Ra	$7,05 \times 10^{-7}$	$6,70 \times 10^{11}$	471	471	$2,48 \times 10^{-10}$	$1,17 \times 10^{-10}$
^{219}Rn	$1,77 \times 10^{-1}$	$2,67 \times 10^6$	471	471	$9,60 \times 10^{-16}$	$4,53 \times 10^{-16}$
^{215}Po	$3,79 \times 10^2$	$1,24 \times 10^3$	471	471	$4,44 \times 10^{-19}$	$2,09 \times 10^{-19}$
^{211}Pb	$3,20 \times 10^{-4}$	$1,47 \times 10^9$	471	471	$5,16 \times 10^{-13}$	$2,43 \times 10^{-13}$
^{211}Bi	$8,91 \times 10^{-5}$	$5,29 \times 10^9$	471	471	$1,85 \times 10^{-12}$	$8,73 \times 10^{-13}$
^{207}Tl	$2,41 \times 10^{-3}$	$1,95 \times 10^8$	471	471	$6,72 \times 10^{-14}$	$3,16 \times 10^{-14}$
^{211}Po	$1,33 \times 10^0$	$3,54 \times 10^5$	471	471	$1,24 \times 10^{-16}$	$5,84 \times 10^{-17}$
^{207}Pb			6126	5278		$2,81 \times 10^{-2}$

Para esta série (^{235}U), a actividade mássica total presente num minério com teor de 1 kg/t é de 6126 Bq/kg e a actividade presente nos resíduos sólidos, admitindo um rendimento da lixiviação de 90 %, é de 5278 Bq/kg.

Para um minério com um teor de 1 kg/t, a actividade mássica total originada pelas duas séries radioactivas, ^{238}U e ^{235}U , é igual 161 753 Bq/kg. Nos resíduos sólidos a actividade mássica total é igual a 123 555 Bq/kg ou 3339,65 nCi/kg.

2.4.2 Minério com teor 0,2 kg U_3O_8 /t lixiviado a 100 %

Para a segunda simulação consideramos um minério com teor médio (T_1) igual a 0,2 kg U_3O_8 /t e um rendimento ($\mathfrak{R}$) da lixiviação igual a 100 %. O teor médio de urânio no concentrado (T_2) calculado pela expressão (2-13) é igual a 0,169596 (kg U/t). A massa de ^{235}U (M_l) em 1 kg de concentrado de U_3O_8 calculada pela expressão (2-14) é de 168,4 g/t. Os restantes parâmetros calculados para a série radioactiva do ^{238}U estão representados na Tabela 2-5.

Tabela 2-5: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U ($\mathfrak{R} = 100$ %).

Nuclídeo	N.º átomos/t	Actividade no minério (Bq/kg)	Actividade nos resíduos sólidos (Bq/kg) $\mathfrak{R}=100$ %	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)
^{238}U	$4,26 \times 10^{23}$	2075	0	168,38	0
^{234}Th	$6,23 \times 10^{12}$	2075	0	$2,42 \times 10^{-9}$	0
^{234}Pa	$2,05 \times 10^8$	2075	0	$7,96 \times 10^{-14}$	0
^{234}U	$2,54 \times 10^{19}$	2075	0	$9,87 \times 10^{-3}$	0
^{230}Th	$7,84 \times 10^{18}$	2075	2075	$2,99 \times 10^{-3}$	$6,21 \times 10^{-3}$
^{226}Ra	$1,53 \times 10^{17}$	2075	2075	$5,74 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-4}$
^{222}Rn	$9,88 \times 10^{11}$	2075	2075	$3,64 \times 10^{-10}$	$7,56 \times 10^{-10}$
^{218}Po	$5,48 \times 10^8$	2075	2075	$1,98 \times 10^{-13}$	$4,11 \times 10^{-13}$
^{214}Pb	$4,81 \times 10^9$	2075	2075	$1,71 \times 10^{-12}$	$3,55 \times 10^{-12}$
^{214}Bi	$3,54 \times 10^9$	2075	2075	$1,26 \times 10^{-12}$	$2,61 \times 10^{-12}$
^{210}Tl	$2,37 \times 10^8$	2075	2075	$8,27 \times 10^{-14}$	$1,72 \times 10^{-13}$
^{214}Po	$1,42 \times 10^{10}$	2075	2075	$5,04 \times 10^{-12}$	$1,04 \times 10^{-11}$
^{210}Pb	$2,08 \times 10^{15}$	2075	2075	$7,25 \times 10^{-7}$	$1,50 \times 10^{-6}$
^{210}Bi	$1,29 \times 10^{12}$	2075	2075	$4,51 \times 10^{-10}$	$9,36 \times 10^{-10}$
^{210}Po	$3,62 \times 10^{13}$	2075	2075	$1,26 \times 10^{-8}$	$2,62 \times 10^{-8}$
^{206}Pb					
		31 125	22 825		$6,33 \times 10^{-3}$

A actividade mássica total presente no minério com um teor de 0,2 kg/t é de 31 125 Bq/kg, com origem na série do ^{238}U . A actividade mássica total presente nos resíduos sólidos, para um rendimento de lixiviação igual a 100 %, é de 22 825 Bq/kg. Para a série do ^{235}U , a estimativa dos restantes parâmetros encontra-se representada na Tabela 2-6.

Tabela 2-6: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{235}U ($\mathfrak{R} = 100\%$).

Nuclídeo	N.º átomos/t	Actividade no minério (Bq/kg)	Actividade nos resíduos sólidos (Bq/kg) $\mathfrak{R}=100\%$	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)
^{235}U	$3,05 \times 10^{21}$	94	0	1,19	0
^{231}Th	$1,25 \times 10^{10}$	94	0	$4,81 \times 10^{-12}$	0
^{231}Pa	$1,47 \times 10^{17}$	94	94	$5,65 \times 10^{-5}$	$5,32 \times 10^{-6}$
^{227}Ac	$9,34 \times 10^{13}$	94	94	$3,52 \times 10^{-8}$	$3,32 \times 10^{-9}$
^{223}Fr	$1,71 \times 10^8$	94	94	$6,34 \times 10^{-14}$	$5,98 \times 10^{-15}$
^{227}Th	$2,20 \times 10^{11}$	94	94	$8,28 \times 10^{-11}$	$7,80 \times 10^{-12}$
^{223}Ra	$1,34 \times 10^{11}$	94	94	$4,96 \times 10^{-11}$	$4,67 \times 10^{-12}$
^{219}Rn	$5,33 \times 10^5$	94	94	$1,94 \times 10^{-16}$	$1,81 \times 10^{-17}$
^{215}Po	$2,49 \times 10^{02}$	94	94	$8,88 \times 10^{-20}$	$8,37 \times 10^{-21}$
^{211}Pb	$2,95 \times 10^8$	94	94	$1,03 \times 10^{-13}$	$9,73 \times 10^{-15}$
^{211}Bi	$1,06 \times 10^9$	94	94	$3,07 \times 10^{-13}$	$3,49 \times 10^{-14}$
^{207}Tl	$3,91 \times 10^7$	94	94	$1,34 \times 10^{-14}$	$1,27 \times 10^{-15}$
^{211}Po	$7,07 \times 10^4$	94	94	$2,48 \times 10^{-17}$	$2,33 \times 10^{-18}$
^{207}Pb					
		1225	1037		$5,32 \times 10^{-6}$

Para esta série (^{235}U), um minério com um teor de 0,2 kg/t apresenta uma actividade mássica total de 1225 Bq/kg e os resíduos sólidos apresentam uma actividade mássica de 1037 Bq/kg. A actividade total no minério das duas séries, ^{238}U e ^{235}U , é de 32 350 Bq/kg. Nos resíduos sólidos, a actividade total é de 23 862 Bq/kg ou 645,02 nCi/kg.

2.4.3 Minério com teor 0,2 kg U_3O_8 /t lixiviado a 0 %

A Tabela 2-7 seguinte resume a repartição dos radionuclídeos para as duas cadeias (^{238}U e ^{235}U), resultante de um minério com teor de 0,2 kg/t sem ser lixiviado.

Tabela 2-7: Repartição da actividade pelos radioisótopos da série do ^{238}U e do ^{235}U ($\mathfrak{R} = 0\%$).

Nuclídeo	Actividade (Bq/kg)	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)	Nuclídeo	Actividade (Bq/kg)	Massa no equilíbrio (g/t)	Actividade (Bq)
^{238}U	2075	168,38	349,38	^{235}U	94	1,19	0,11
^{234}Th	2075	$2,42 \times 10^{-9}$	$5,03 \times 10^{-9}$	^{231}Th	94	$4,81 \times 10^{-12}$	$4,53 \times 10^{-13}$
^{234}Pa	2075	$7,96 \times 10^{-14}$	$1,65 \times 10^{-13}$	^{231}Pa	94	$5,65 \times 10^{-5}$	$5,32 \times 10^{-6}$
^{234}U	2075	$9,87 \times 10^{-3}$	$2,05 \times 10^{-2}$	^{227}Ac	94	$3,52 \times 10^{-8}$	$3,32 \times 10^{-9}$
^{230}Th	2075	$2,99 \times 10^{-3}$	$6,21 \times 10^{-3}$	^{223}Fr	94	$6,34 \times 10^{-14}$	$5,98 \times 10^{-15}$
^{226}Ra	2075	$5,74 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-4}$	^{227}Th	94	$8,28 \times 10^{-11}$	$7,80 \times 10^{-12}$
^{222}Rn	2075	$3,64 \times 10^{-10}$	$7,56 \times 10^{-10}$	^{223}Ra	94	$4,96 \times 10^{-11}$	$4,67 \times 10^{-12}$
^{218}Po	2075	$1,98 \times 10^{-13}$	$4,11 \times 10^{-13}$	^{219}Rn	94	$1,94 \times 10^{-16}$	$1,81 \times 10^{-17}$
^{214}Pb	2075	$1,71 \times 10^{-12}$	$3,55 \times 10^{-12}$	^{215}Po	94	$8,88 \times 10^{-20}$	$8,37 \times 10^{-21}$
^{214}Bi	2075	$1,26 \times 10^{-12}$	$2,61 \times 10^{-12}$	^{211}Pb	94	$1,03 \times 10^{-13}$	$9,73 \times 10^{-15}$
^{210}Tl	2075	$8,27 \times 10^{-14}$	$1,72 \times 10^{-13}$	^{211}Bi	94	$3,07 \times 10^{-13}$	$3,49 \times 10^{-14}$
^{214}Po	2075	$5,04 \times 10^{-12}$	$1,04 \times 10^{-11}$	^{207}Tl	94	$1,34 \times 10^{-14}$	$1,27 \times 10^{-15}$
^{210}Pb	2075	$7,25 \times 10^{-7}$	$1,50 \times 10^{-6}$	^{211}Po	94	$2,48 \times 10^{-17}$	$2,33 \times 10^{-18}$
^{210}Bi	2075	$4,51 \times 10^{-10}$	$9,36 \times 10^{-10}$	^{207}Pb			
^{210}Po	2075	$1,26 \times 10^{-8}$	$2,62 \times 10^{-8}$				
^{206}Pb							
	31 125		349		1225		0,11

Podemos resumir que um minério com este teor, em bruto, isto é que não foi sujeito a lixiviação, origina uma actividade mássica total de 32 350 Bq/kg ou 874,12 nCi/kg, a que corresponde uma actividade total de 350 Bq.

2.5 Conclusões

Os radionuclídeos existem naturalmente em todos os meios ambientais receptores. A actividade que vai ser armazenada numa barragem de estêreis sob a forma de resíduos não é nova no local, uma vez que já existia no jazigo. Uma parte da actividade, cerca de 30 %, que constitui o concentrado, é retirada. 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 radionuclídeos presentes nos resíduos 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 até aos aquíferos (Fiúza, 1995). A deposição é, inúmeras vezes, feita à superfície, estando sujeita a diversas formas de erosão, o que não acontecia no jazigo. Depois da fragmentação 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.

Muitas vezes a concentração da actividade dos radionuclídeos no local contaminado é heterogénea e variável sazonalmente, como acontece com o radão que depende das condições climáticas, nomeadamente da humidade, principal factor na emanação deste gás. O modelo de repartição da actividade pelos radionuclídeos permite-nos estimar a actividade de cada nuclídeo presente no resíduo, teoricamente, considerando presente o equilíbrio radioactivo. Os resultados obtidos foram usados nos modelos seguintes sempre que não foi possível obter medições ou valores concretos do local tomado para estudo.

*"O meu intento não é ensinar aqui o método
que cada qual deve seguir para bem conduzir a sua razão,
mas somente mostrar de que maneira procurarei conduzir a minha."*

Descartes

Capítulo 3

Modelo de libertação e de dispersão no ar

Resumo

O transporte atmosférico é composto por um modelo bidimensional para calcular o fluxo de radão (^{222}Rn) emitido a partir de um resíduo e a sua difusão através deste, a concentração de radão a uma altura do solo definida (altura respirável ou altura de mistura) e a sua dispersão na atmosfera. A dispersão atmosférica é modelada pela teoria da pluma atmosférica de Gauss, que estima a dispersão média dos contaminantes libertados da fonte desencadeada pela velocidade do vento. O fluxo de radão que se liberta a partir do decaimento do rádio presente nos resíduos é estimado com base nos princípios da difusão num meio poroso permitindo descrever matematicamente o transporte do radão através do resíduo e de uma cobertura. O fluxo de radão libertado é calculado a partir dos parâmetros característicos de cada um dos meios onde ocorre a difusão do radão. Uma outra abordagem do modelo permite o dimensionamento de um hipotético sistema de cobertura, de uma ou várias camadas de diferentes materiais, para respeitar um fluxo imposto como limite. Desta forma, o modelo desenvolvido prevê a atenuação do radão através do sistema de cobertura pela estimativa da difusão do fluxo nos resíduos e em cada camada da cobertura. O transporte atmosférico do radão pressupõe o cálculo prévio da sua concentração na atmosfera local resultante do fluxo libertado da escombreira. A dispersão atmosférica é simulada tendo por base a equação matemática da pluma de dispersão de Gauss que permite estimar a dispersão da concentração de radão com o regime eólico em várias direcções e especificamente na direcção preferencial do vento, desde a fonte de libertação até uma distância estipulada onde se considera localizado o receptor ou o ponto de exposição.

3.1 Introdução

O armazenamento de resíduos radioactivos resultantes da beneficiação do urânio constitui a maior fonte de contaminação ambiental, das operações envolvidas na exploração e no tratamento de minérios radioactivos. Os materiais depositados estão sujeitos a uma dispersão ambiental pelos agentes naturais, podendo afectar

áreas extensas. O vento e a água da chuva são os principais agentes responsáveis pelo transporte e dispersão na atmosfera.

Um caso particular no transporte atmosférico dos radionuclídeos (RDN) é representado pelo radão (^{222}Rn), no estado gasoso, resultante do decaimento radioactivo do rádio: a sua libertação da matriz do resíduo ocorre por processos diferentes dos outros RDN pelo que o modelo para a sua libertação, transporte e dispersão na atmosfera será abordado especificamente. O modelo atmosférico apresenta-se assim dividido em dois submodelos: o modelo de libertação de radão por difusão e o modelo de transporte e dispersão na atmosfera. Na exploração do modelo foram consideradas várias situações para simulação.

Neste capítulo consideramos que resíduos, estéreis e rejeitados representam indistintamente a fonte de contaminação, da mesma forma que barragem e escombreira representam o local de armazenamento da fonte de contaminação.

3.2 Modelo de libertação do radão por difusão

As emissões do gás radão a partir dos estéreis resultantes da mineração do urânio constituem uma elevada fonte de contaminação ambiental. Este isótopo é gerado pelo decaimento radioactivo do rádio tendo um período de semi-vida de 3,8 dias, permitindo-lhe, neste espaço de tempo, migrar até distâncias consideráveis, antes de decair para outro nuclídeo. A geração de radão mantém-se continuamente por muitos anos devido ao longo período de semi-vida do rádio (^{226}Ra) e do tório (^{230}Th), presentes nos estéreis e nos resíduos. O radão é um gás inerte e por este motivo não se combina quimicamente com outros elementos.

A gestão destes materiais que originam a exalação do radão assume uma forte importância ambiental sendo uma das principais preocupações minimizar as emissões de radão para a atmosfera. O controlo das emissões de radão resultantes de uma barragem de estéreis de urânio pode ser feita através do cálculo da espessura dos materiais de cobertura, que atenuem o fluxo de radão para os níveis de fundo. Este cálculo baseia-se na teoria de difusão que descreve adequadamente o transporte a longo prazo do radão através dos estéreis e dos materiais da cobertura. O efeito da advecção a longo prazo no fluxo de radão para a superfície é muito pequeno podendo ser desprezado (NUREG, 1984).

A migração do radão através da cobertura é um processo complexo, através do qual, o vazio dos poros, o ar e a humidade têm grande influência na eficiência da cobertura para atenuar o fluxo de radão. Esta eficiência depende da capacidade do material para restringir a difusão o tempo suficiente para que o radão sofra um decaimento para um elemento sólido e que fique aprisionado antes de ultrapassar a cobertura. O parâmetro que caracteriza o movimento do radão no solo é o coeficiente de difusão ou a difusividade.

3.2.1 Descrição conceptual do modelo de libertação do radão

Pretende-se estudar a concentração de radão no ar resultante de uma barragem de estéreis de urânio sendo necessário simular a libertação da fonte de contaminação e a dispersão dos contaminantes através de um modelo quantitativo. A fonte de contaminação é constituída por uma barragem de estéreis que pode ou não ter uma cobertura. A cobertura pode ser constituída por uma só camada ou várias camadas de diferentes materiais. Uma outra abordagem do modelo permite o dimensionamento de um hipotético sistema de cobertura, de uma ou várias camadas de diferentes materiais, para respeitar um fluxo imposto como limite.

No local, o radão é gerado a partir do rádio presente nos resíduos; o seu transporte é orientado pelo gradiente de concentração e mantido pela contínua geração do radão; é libertado para o ar essencialmente por um processo de difusão ficando disponível para a dispersão na direcção preferencial do vento. Uma vez na atmosfera respirável, pode ser inalado pela população local ou por um receptor localizado a uma distância definida constituindo assim uma forma de exposição. Poderá sofrer uma deposição nas plantas e no solo e ser ingerido e ainda, originar uma exposição externa através da irradiação directa da superfície do solo. Esta exposição também se verifica fora do local de contaminação, uma vez que o radão poderá ser disperso para outros locais através do transporte atmosférico.

3.2.2 Descrição matemática do modelo de libertação

A atenuação do fluxo de radão pelos materiais de cobertura vai depender da espessura da cobertura, determinada em função de um critério quantitativo fixado como um objectivo: estipular a libertação através da cobertura de um determinado fluxo de radão aceitável. O valor desta espessura pode ser calculado directamente através dos parâmetros característicos dos estéreis e da cobertura, estimados ou

medidos, que incluem o coeficiente de difusão do radão, a porosidade e a humidade, o conteúdo em rádio e o poder de emanação do radão ou pode ser determinado através de cálculos iterativos experimentando vários valores para a espessura até se obter o valor que permite a passagem do fluxo estipulado inicialmente (a espessura calculada apenas deverá permitir a difusão deste valor).

O coeficiente de difusão para o radão nos vazios totais do solo é designado por D e o coeficiente de difusão efectivo no solo é designado por D_e e relacionam-se com a porosidade do solo (ε) da seguinte forma (NUREG, 1984):

$$D = \frac{D_e}{\varepsilon} \quad (3-1)$$

3.2.2.1 A equação de difusão

A equação de difusão para um sistema multifásico pode ser deduzida a partir de balanços mássicos, o que permite obter as expressões que descrevem a difusão através do sistema. Uma vez que a equação básica da difusão pressupõe um sistema unifásico, para um sistema de duas fases serão necessárias duas equações de difusão como ponto de partida. A equação genérica para a difusão é dada por:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda C + \frac{Rp\lambda E}{\varepsilon} = 0 \quad (3-2)$$

As equações que traduzem a difusão no vazio preenchido com ar e no vazio preenchido com água, para um sistema multifásico, podem ser descritas pelas expressões (3-3) e (3-4), respectivamente (NUREG, 1984):

$$D_a \frac{\partial^2 C_a}{\partial x^2} - \lambda C_a + \frac{Rp\lambda E_a}{\varepsilon - \theta} + \frac{T_{wa}}{\varepsilon - \theta} = 0 \quad (3-3)$$

$$D_w \frac{\partial^2 C_{wa}}{\partial x^2} - \lambda C_{wa} + \frac{Rp\lambda E_w}{\theta} - \frac{T_{wa}}{\theta} = 0 \quad (3-4)$$

em que,

$$C = \frac{C_a(\varepsilon - \theta) + C_{wa}\theta}{\varepsilon} \quad (3-5)$$

Combinando as expressões (3-3), (3-4) e (3-5) obtemos a equação genérica da difusão descrita na expressão (3-2) e que traduz a abordagem tradicional da difusão num meio poroso em estado estacionário. O coeficiente de difusão total (no ar e na água que preenchem os poros) é dado por:

$$D = \frac{D_a (\varepsilon - \theta) + D_w \theta K_{wa}}{\varepsilon - (1 - k)\theta} \quad (3-6)$$

$$K_{wa} = \frac{C_{wa}}{C_a} \quad (3-7)$$

em que,

- D_a : coeficiente de difusão nos poros preenchidos com ar, ($m^2.s^{-1}$)
- D_w : coeficiente de difusão nos poros preenchidos com água, ($m^2.s^{-1}$)
- C_a : concentração de rádio nos poros preenchidos com ar, ($Bq.m^{-3}$)
- C_{wa} : concentração de rádio nos poros preenchidos com água, ($Bq.m^{-3}$)
- ε : porosidade total do solo, (-)
- θ : humidade, (-)
- $\varepsilon - \theta$: porosidade preenchida com ar, (-)
- λ : constante de decaimento do radão, (s^{-1})
- R : actividade específica do rádio no solo, ($Bq.kg^{-1}$)
- ρ : massa volúmica do solo, ($kg.m^{-3}$)
- E_a : coeficiente de emanção nos poros preenchidos com ar, (-)
- E_w : coeficiente de emanção nos poros preenchidos com água, (-)
- T_{wa} : débito de transferência de radão da água para o ar, ($Bq.m^{-3}.s^{-1}$)
- K_{wa} : coeficiente de partilha água - ar para o radão ($k = 0,26$ para $T = 20^\circ C$).

A soma do termo E_a com E_w corresponde ao coeficiente de emanção total do solo, E , e o parâmetro C representa a concentração de radão no vazio total dos poros (NUREG, 1984). O fluxo de radão, J ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$), que se liberta através do volume de material no solo relaciona-se com a concentração de radão no vazio dos poros pela lei de Fick:

$$J = -D\varepsilon \frac{dC}{dx} \quad (3-8)$$

3.2.2.2 Fluxo de radão que se liberta dos estéreis sem cobertura

O fluxo de radão que se liberta para a atmosfera é a condição determinante para o cálculo da espessura da cobertura. A aplicação da expressão (3-2) para o caso particular de uma pilha de estéreis sem cobertura, pode ser deduzida para as seguintes condições iniciais (NUREG, 1984):

$$\frac{dC}{dx}(x = x_t) = 0 \quad (3-9)$$

$$C(x = 0) = 0 \quad (3-10)$$

o que origina a seguinte expressão para o fluxo de radão através do material estéril depositado sem cobertura (NUREG, 1984):

$$J_t = R_p E \sqrt{\lambda D_t} \operatorname{tgh} \left(\sqrt{\frac{\lambda}{D_t}} x_t \right) \quad (3-11)$$

J_t : fluxo de radão através do resíduo para a superfície sem cobertura, ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)

x_t : espessura dos estéreis, (m).

A Figura 3-1 representa a variação do fluxo normalizado, $J_t / (R_p E)$, em função da espessura dos estéreis (x_t) para diferentes valores do coeficiente de difusão (D):

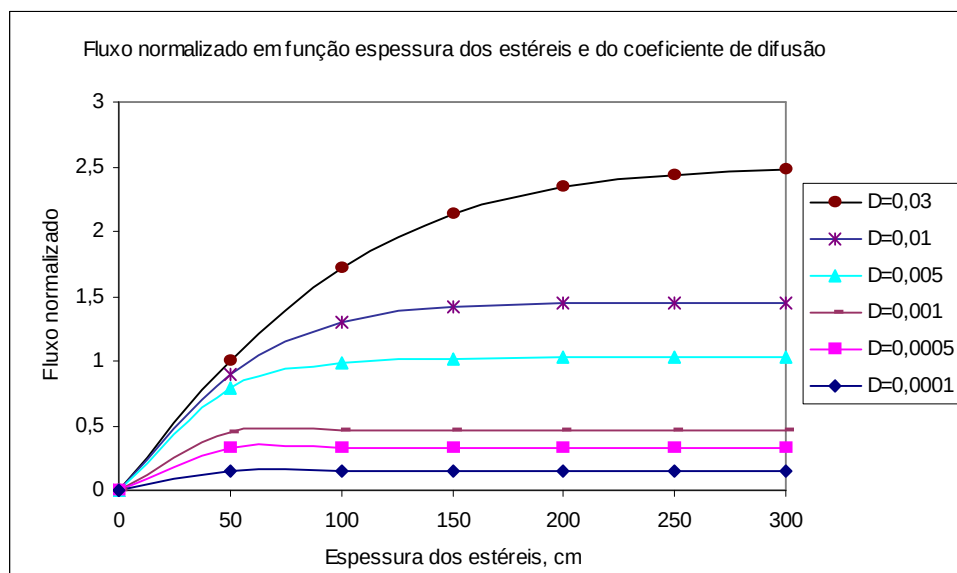


Figura 3-1: Fluxo normalizado dos estéreis sem cobertura, $J_t / (R_p E)$, em função da espessura dos estéreis, x (cm), e do coeficiente de difusão, D , ($\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$). Fonte: NUREG (1984).

Verifica-se pela análise da Figura 3-1 que a maioria do fluxo de radão tem origem nas camadas superficiais dos estéreis e que depois de atingir um valor máximo, permanece praticamente constante passando a ser independente do aumento da espessura dos mesmos.

3.2.2.3 Fluxo de radão que se liberta dos estéreis com cobertura

No caso de existir uma camada de cobertura, a solução da equação de difusão aplica-se a um sistema de duas fases (cobertura e estéreis) como o representado na Figura 3-2.

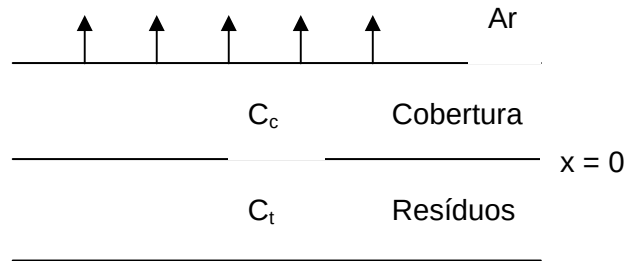


Figura 3-2: Sistema de duas fases cobertura/estéreis.

Para simplificar os cálculos, admite-se que não existe contaminação na cobertura (fonte nula) e que a contaminação tem origem na interface cobertura - estéreis. Desta forma há que considerar a continuidade do fluxo e da concentração de radão no ar e na água através da interface. Estes pressupostos podem ser traduzidos através das seguintes condições na interface (NUREG, 1984):

- a igualdade de concentração na interface:

$$\frac{C_t}{1 - (1 - k_{wa}) \frac{\theta}{\varepsilon}} = \frac{C_c}{1 - (1 - k_{wa}) \frac{\theta}{\varepsilon}} \quad (3-12)$$

$$C = \frac{C_a (\varepsilon - \theta) + C_w \theta}{\varepsilon} \quad (3-13)$$

- a continuidade do fluxo na interface:

$$D_t \varepsilon_t \frac{\partial C_t}{\partial x} = D_c \varepsilon_c \frac{\partial C_c}{\partial x} \quad (3-14)$$

- as condições fronteira:

$$\frac{dC}{dx}(x = x_c) = 0 \quad (3-15)$$

A solução da expressão (3-2) para as condições fronteira consideradas representa a solução exacta de modelos difusioniais para um sistema de 2 fases (estéreis - cobertura), e pode ser traduzida pela expressão (3-16) (NUREG, 1984):

$$J_c(x_c) = \frac{2 \cdot J_t e^{-b_c x_c}}{\left[1 + \sqrt{\frac{a_t}{a_c}} \operatorname{tgh}(b_t x_t) \right] + \left[1 - \sqrt{\frac{a_t}{a_c}} \operatorname{tgh}(b_t x_t) \right] e^{-2 \cdot b_c x_c}} \quad (3-16)$$

$$b_i = \sqrt{\frac{\lambda}{D_i}} \quad (i = c \text{ ou } t), \quad (m^{-1}) \quad (3-17)$$

$$a_i = \varepsilon_i^2 D_i [1 - (1 - k)m_i]^2, \quad (m^2 \cdot s^{-1}) \quad (3-18)$$

$$m = 10^{-2} \frac{\rho M}{\varepsilon} \quad (3-19)$$

x_c : espessura da cobertura, (m)

M : teor em humidade, (% de peso seco)

m : saturação em humidade, (-)

K_{wa} : 0,26 Bq/m³ em água por Bq/m³ de ar.

É possível definir algumas condições para os parâmetros a_c e a_t para analisar a sensibilidade do parâmetro J mediante algumas variações dos parâmetros envolvidos. O quociente entre J_c e J_t vai representar a atenuação obtida pela variação destes parâmetros em função da espessura da cobertura. Os resultados para as seguintes condições definidas encontram-se representados na Figura 3-3:

- para $a_t = a_c$ e para uma espessura dos estéreis tal que a tangente hiperbólica do termo $(b_t x_t)$ é aproximadamente igual a 1, a expressão (3-16) toma a forma:

$$J_c = J_t e^{-b_c x_c} \quad (3-20)$$

descrita pela curva A da Figura 3-3.

- se $a_t \ll a_c$, a expressão (3-16) toma a forma:

$$J_c = \frac{2J_t e^{-b_c x_c}}{1 + e^{(-2b_c x_c)}} \quad (3-21)$$

- para pequenos valores de x_c , J_c é aproximadamente igual a J_t descrito pela curva B da Figura 3-3, antes do fluxo começar a diminuir. Para elevados valores de x_c , a expressão (3-21) transforma-se em:

$$J_c(x_c \text{ elevado}) = 2 \cdot J_t e^{-b_c x_c} \quad (3-22)$$

Verifica-se que J_c decresce exponencialmente da mesma forma que na expressão (3-20), mas a atenuação é superior como se pode ver na curva B da Figura 3-3.

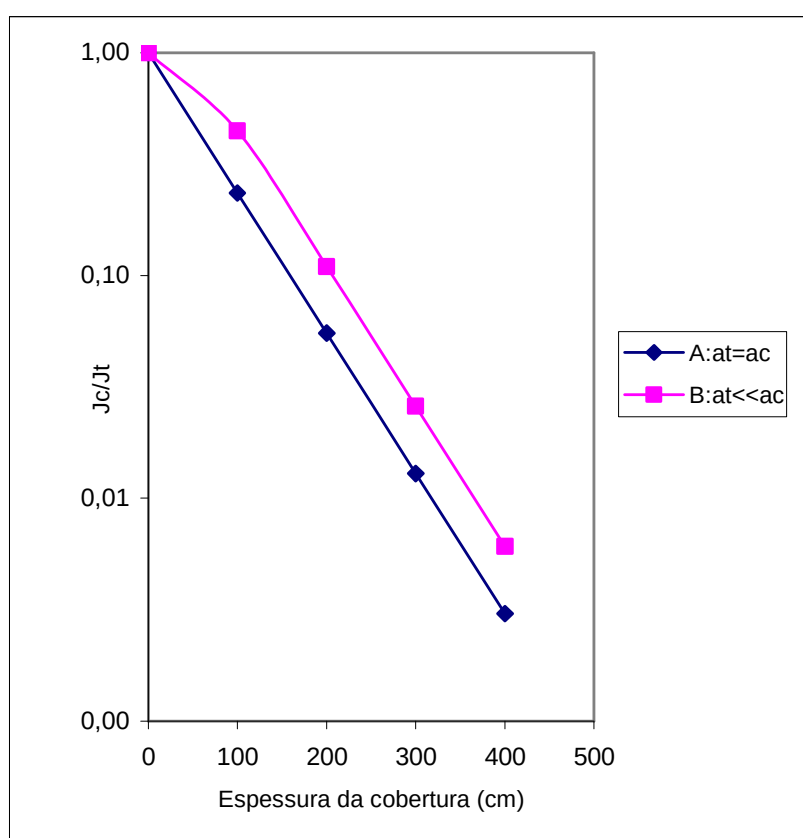


Figura 3-3: Fluxo de radão através da cobertura para a variação da espessura da cobertura e da camada de estêreis, $D = 1,0 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Fonte: NUREG (1984).

3.2.2.4 Espessura da cobertura a partir do fluxo estabelecido

O valor de x_c necessário para um permitir apenas a libertação de um fluxo específico pode ser obtido pela adaptação da expressão (3-16), assumindo que a

camada do resíduo tem uma espessura superior a 1 m e admitindo que $\exp(-2 \cdot b_c \cdot x_c)$ é aproximadamente igual a $(J_c / J_t)^2$. A expressão resultante é dada por:

$$x_c = \sqrt{\frac{D_c}{\lambda}} \ln \left[\frac{2 \cdot J_t / J_c}{\left(1 + \sqrt{a_t / a_c} \tanh(b_t x_t)\right) + \left(1 - \sqrt{a_t / a_c} \tanh(b_t x_t)\right) (J_c / J_t)^2} \right] \quad (3-23)$$

Na prática, pretende-se obter um significativo grau de atenuação do fluxo, tal que o último termo aditivo do denominador da expressão (3-23) seja desprezável. As soluções mais relevantes abrangem três situações distintas:

- fluxo de radão dos resíduos directamente para a atmosfera respirável;
- o fluxo através de uma cobertura de material homogéneo;
- e o fluxo através de uma cobertura constituída por várias camadas de diferentes materiais.

3.2.2.5 Sistema de cobertura com várias camadas

Para determinar o fluxo e a concentração de radão para a atmosfera e otimizar a espessura da cobertura de forma a satisfazer um fluxo máximo estipulado, é necessário aplicar sequencialmente as expressões (3-16) e (3-23) para cada camada da cobertura. Cada camada em questão é tratada como uma camada simples.

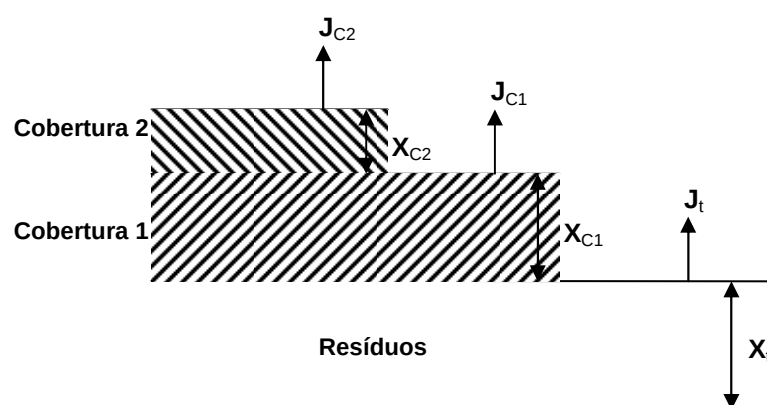


Figura 3-4: Parâmetros necessários para um sistema de cobertura com várias camadas de diferentes materiais. Fonte: NUREG (1984).

Para aplicar a expressão (3-23) à 1.^a camada a considerar, deve-se proceder a uma estimativa do fluxo de radão a partir da camada anterior, J_t , e do coeficiente de difusão da fonte, D_t . A metodologia a adoptar é descrita a seguir (NUREG, 1984).

- I. Calcular o fluxo de radão da 1.^a cobertura, J_{c1} , através da expressão (3-16) para os parâmetros dos estêreis e da 1.^a camada de cobertura.
- II. Calcular um coeficiente de difusão equivalente ao da fonte, D_{t1} , a partir da expressão (3-24):

$$D_{t1} = D_t e^{-b_{c1}x_{c1}} + D_{c1}(1 - e^{-b_{c1}x_{c1}}) \quad (3-24)$$

- III. O valor de D_{t1} é utilizado na análise da segunda camada de cobertura. Se a cobertura total consiste apenas em 2 camadas, usa-se J_{c1} como J_t e D_{t1} como D_t na expressão (3-23) para calcular a espessura requerida para a camada 2, x_{c2} . A espessura do novo termo da fonte é $x_{c1} + x_t$. O valor de D_{t1} é usado para calcular a_t e b_t com a expressão (3-17) e com a expressão (3-18), necessários à expressão (3-23).
- IV. Se x_{c2} é definido previamente e se pretende ajustar a espessura de uma 3.^a camada de forma a satisfazer um determinado fluxo estabelecido, então pode-se usar a expressão (3-16) para calcular um novo J_{c2} com J_{c1} como J_t , D_{t1} e D_t e $x_{c1} + x_t$ como a espessura da fonte. O D_{t1} é usado para determinar a_t e b_t na expressão (3-16).
- V. Obter um novo coeficiente de difusão para a fonte a partir da expressão (3-25):

$$D_{t2} = D_t e^{-b_{c1}x_{c1} - b_{c2}x_{c2}} + D_{c1}(1 - e^{-b_{c1}x_{c1}})e^{-b_{c2}x_{c2}} + D_{c2}(1 - e^{-b_{c2}x_{c2}}) \quad (3-25)$$

- VI. Se a cobertura for constituída por três camadas, então usa-se J_{c2} com J_t , D_{t2} como D_t para determinar a_t e b_t , e a soma de $x_{c1} + x_{c2} + x_t$ para a espessura da fonte na expressão (3-23) para calcular a espessura necessária para a terceira camada.
- VII. Para mais de três camadas deve-se repetir o processo tantas vezes quantas as necessárias, usando a expressão (3-26) para obter o coeficiente de difusão para o termo da fonte modificado para a camada $n+1$.

$$D_{tn} = D_t e^{-\sum_{i=1}^n b_{ci}x_{ci}} + D_{cn}(1 - e^{-b_{cn}x_{cn}}) + \sum_{i=1}^{n-1} D_{ci}(1 - e^{-b_{ci}x_{ci}}) e^{-\sum_{j=i+1}^n b_{cj}x_{cj}} \quad (3-26)$$

Em resumo, a libertação de radão a partir dos estêreis pode ser estimada através da teoria da difusão num meio poroso, se forem usados os coeficientes de difusão apropriados. Estes podem ser medidos ou estimados empiricamente, tendo presente a sua considerável variação com a humidade. A sequência de cálculo a usar para a estimativa da espessura de um adequado sistema de cobertura é a seguinte:

- cálculo de todos os parâmetros da fonte (1);
- cálculo dos parâmetros da cobertura (2);
- cálculo dos parâmetros de atenuação da cobertura e do fluxo dos estêreis sem cobertura (3);
- cálculo da espessura da cobertura necessária (4);
- no caso de um sistema de multicamada, cálculo do fluxo superficial da 1.^a camada (5);
- cálculo do coeficiente de difusão para a potência da fonte efectiva (6);
- repetir (5) e (6) até a camada de topo estar calculada.

3.2.3 Medições do coeficiente de difusão do radão

O grau de atenuação do fluxo de radão resultante de uma dada cobertura depende do tempo necessário para o radão se difundir através da cobertura e parcialmente decair nesta mesma cobertura.

Os coeficientes de difusão são praticamente constantes na ausência de humidade, tendo por valor médio $6 \times 10^{-6} \pm 0,006 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ para os solos secos, mas este valor diminui à medida que aumenta a humidade.

A variação do coeficiente de difusão a humidades intermédias pode ser atribuída, em grande parte, à variabilidade na distribuição do tamanho dos poros, contudo para a variação de elevados teores de humidade ($0,9 > \theta < 1$) esta justificação já não é lícita (NUREG, 1984). Em vez disso, esta variação resultará da acentuada oscilação do coeficiente de difusão com a humidade, à medida que θ se aproxima da unidade. O coeficiente de difusão para solos completamente saturados é de $6,0 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Este parâmetro tem sido medido com o objectivo de avaliar a eficiência dos materiais usados como cobertura dos estêreis.

3.2.4 Estimativa dos coeficientes de difusão

A humidade do solo e a compactação são parâmetros importantes para determinar o valor do coeficiente de difusão, D , de um tipo de solo.

O teor de humidade nos materiais da cobertura pode afectar as suas propriedades para a difusão do gás radão e para o transporte dos radionuclídeos, a estabilidade física e o suporte da vegetação. Por estes motivos, o teor de humidade na cobertura dos estêreis de urânio é de particular interesse para a própria contenção e estabilização destes materiais e dos seus produtos de decaimento radioactivo. Uma vez que estes sistemas de confinamento têm de durar longos períodos, o equilíbrio da humidade, a longo prazo, é de grande importância.

Existem várias abordagens empíricas e semi-empíricas que permitem uma estimativa razoável da humidade a longo prazo. A correlação entre o grau de saturação expresso em percentagem, m (%), e a porosidade ε permite estimar o coeficiente de difusão, expresso em unidades $m^2.s^{-1}$ (NUREG, 1984):

$$D_t = 7 \times 10^{-6} e^{[-4(m - m\varepsilon^2 + m^5)]} \quad (3-27)$$

Existem vários modelos mais complexos e completos para calcular a humidade de equilíbrio no solo, contudo são necessários dados variáveis sazonalmente (meteorologia, hidrogeofísica e geofísica) que nem sempre se encontram disponíveis. Uma das fórmulas empíricas mais simples permite uma estimativa satisfatória da humidade a longo prazo e é dada pela expressão (3-28) (NUREG, 1984):

$$m_r = [0,124 \cdot P^{0,5} - 0,0012 \cdot E_{vap} - 0,04 + 0,156 \cdot f_{cm}] \quad (3-28)$$

m_r : humidade residual do solo ou grau de saturação, (-)

f_{cm} : % de finos (material que passa a 200 #)

E_{vap} : evaporação anual, (m)

P : precipitação anual, (m).

A relação entre o grau de saturação, m , e a humidade expressa em percentagem, M , é dada por:

$$m = 10^{-2} \frac{M}{(1/\rho - 1/g)} \quad (3-29)$$

m : fracção de saturação, (-)

M: humidade, % do peso seco (gm de água / gm de solo seco) $\times 10^2$

ρ : densidade seca ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) = 1,67

g: peso específico ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) = 2

A expressão (3-28) também pode ser expressa de forma a representar a percentagem de humidade (peso seco) no solo (M):

$$M = 3,1 \cdot P^{0,5} - 0,03 \cdot E_{\text{vap}} + 3,9 \cdot f_{\text{cm}} - 1 \quad (3-30)$$

3.2.5 Outros factores que influenciam a migração do radão

Existem outros factores que influenciam a migração do radão no solo descritos pela potência da fonte, o transporte advectivo do radão e os danos na cobertura. Nas subsecções seguintes é feita uma breve descrição da influência destes factores.

3.2.5.1 Potência da fonte

Os parâmetros principais que caracterizam a potência da fonte são a concentração de rádio, o peso específico dos estéreis (densidade), o coeficiente de emanção e o coeficiente de difusão.

A concentração de rádio nos estéreis pode ser estimada (na impossibilidade da sua medição) pela concentração de urânio no minério em função do seu teor, através da expressão (NUREG, 1984):

$$C_{\text{Ra}} = K_a T_3 \quad (3-31)$$

C_{Ra} : concentração da actividade de rádio nos estéreis, (Bq/g)

T_3 : teor do minério (% de U_3O_8)

K_a : 104,04 Bq (^{226}Ra) por g de solo.

Esta equação pressupõe o equilíbrio entre o urânio e o rádio no minério e que todo o rádio está contido nos estéreis sendo, por isso, a única fonte de radão.

A massa volúmica (densidade) do material sólido de uma barragem de estéreis pode ter o valor de 1500 a 1600 kg/m^3 . O poder de emanção descrito pelo coeficiente, E, representa a fracção de radão gerado nos estéreis de urânio e que está livre para se difundir nos poros. Sabe-se que este parâmetro varia com a humidade e pode variar consideravelmente de local para local, contudo, um valor igual a 0,2 é bastante aceitável para a maioria dos casos (Reis et al., 2000).

3.2.5.2 Materiais constituintes da camada de cobertura

Alguns materiais resultantes do processo de extração e de beneficiação do urânio podem ser reutilizados como material de cobertura, como é o caso das areias dos estéreis, diminuindo o fluxo de radão libertado. Estes materiais não são tão eficientes como seria um material de cobertura limpo, uma vez que podem ter elevadas concentrações de rádio. No entanto, o seu uso como camada de base da cobertura resulta numa diminuição da quantidade de material limpo necessário, cuja eficiência varia de 60 % a 80 %, diminuindo com o aumento da espessura da camada de estéreis. Uma eficiência de cobertura de 70 % significa que 1 m das areias dos resíduos como cobertura é equivalente a 0,7 m de uma cobertura de solo limpo com o mesmo coeficiente de difusão. Geralmente, os materiais de cobertura utilizados são caracterizados por um coeficiente de difusão de $10^{-6} \text{ cm}^2.\text{s}^{-1}$ ou $10^{-10} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ (NUREG, 1984).

Existem alguns mecanismos que podem danificar a cobertura e uma vez que o radão geralmente segue as trajectórias de menor resistência, estes mecanismos podem levar a uma menor eficiência da cobertura em atenuar o fluxo de radão para a superfície. Os mecanismos responsáveis pela difusão e advecção permitem o transporte de radão através dos materiais porosos podendo levar o radão a migrar até distâncias consideráveis, relativamente ao ponto de origem, se houver defeitos no material da cobertura. Alguns destes mecanismos são o crescimento da vegetação, a fissuração e a escavação feita pelos animais na cobertura.

No caso da vegetação, as plantas vão remover a humidade da cobertura e esta perda de humidade pode reduzir drasticamente a eficiência da cobertura em atenuar a libertação do radão. Por outro lado, a fissuração é relativamente superficial tendo um efeito menor no fluxo de radão para a superfície, até porque o risco de fissuração pode ser reduzido evitando certos materiais com tendência para estes riscos. Inclui-se nestes, os solos ricos em argilas com aluminossilicatos que podem formar fissuras em extensão e em profundidade e os solos de fácil erosão pela precipitação e escorrências, como é o caso dos solos sódicos que contém uma invulgar percentagem do ião sódio e por isso são facilmente lixiviáveis.

3.3 Modelo de transporte e dispersão de radão

O modelo proposto pretende simular o transporte atmosférico do radão, sendo constituído por vários submodelos que estimam primeiro a difusão de radão através do solo e depois a sua concentração na atmosfera local e a dispersão pelo regime eólico ou na direcção dominante do vento, ao longo de uma distância estipulada onde se considera que existe um potencial receptor.

Pretende-se que o modelo desenvolvido estime a variação espacial da concentração do radão a uma altura do solo definida (altura respirável) e a sua transferência no ambiente vizinho originada pela dispersão ao longo de uma distância estipulada. Desta forma, o modelo permite uma quantificação da fonte de libertação para o radão, a sua dispersão na atmosfera imediata e fora do local contaminado com a introdução de algumas variáveis do transporte ambiental (parâmetros locais e regionais) e de alguns dados meteorológicos (categoria de estabilidade, velocidade e frequência do vento).

3.3.1 Descrição conceptual do modelo de transporte e de dispersão

A libertação do radão do solo para a atmosfera é descrita pela teoria da difusão. A fonte de contaminação é definida como uma área de emissão, adoptando-se o modelo de “caixa” (ou compartimento) em estado estacionário com diluição do radão pelo vento (Figura 3-5). O modelo quantifica a diluição do radão devido à mistura que ocorre na zona de “ar respirável” imediatamente por cima da superfície de solo afectada (atmosfera local) com base numa altura de mistura definida e numa velocidade média e constante do vento. A área de libertação é rectangular e constitui a soma de várias fontes pontuais gerando uma concentração homogénea e constante em toda a área. A extensão da zona de mistura é igual à dimensão lateral da superfície do solo da área exposta, paralela à direcção do vento considerada.

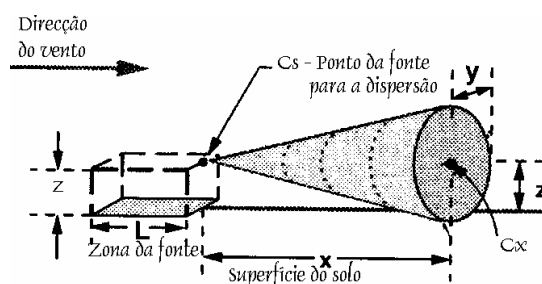


Figura 3-5: Modelo da “caixa” e da dispersão segundo a pluma Gaussiana.

A adopção deste modelo de transporte e de dispersão implica os seguintes pressupostos:

- não há construção habitacional sobre o local contaminado, logo o transporte de radão no solo é dominado pelo processo de difusão para a atmosfera exterior;
- a área de libertação é descrita pelo modelo da “caixa” que representa a soma de várias fontes pontuais e na qual ocorre a diluição do radão pelo vento;
- a altura da mistura atmosférica é a altura respirável que corresponde à altura média de um adulto (1,7 m);
- dentro da “caixa” considera-se a existência de uma velocidade média e constante do vento para a qual se adoptou um valor igual a $4,4 \text{ m.s}^{-1}$.

A abordagem mais comum para representar a concentração atmosférica e a deposição do material na direcção do vento, desde o ponto de libertação, é o modelo de transporte atmosférico da pluma de Gauss. O modelo da pluma Gaussiana simula o transporte atmosférico dos contaminantes para fontes pontuais e a consequente dispersão na direcção do vento.

A concentração estimada para a atmosfera local à altura respirável representa a concentração inicial para a dispersão. Seguidamente ao cálculo da dispersão, é possível quantificar a depleção da pluma que pode ocorrer durante o transporte devido à deposição por via húmida, à deposição por via seca e ao decaimento radioactivo.

O modelo adaptado para este caso em estudo implementa assim um algoritmo com base na pluma de dispersão Gaussiana (Moore et al., 1979), (Colls, 1997) para estimar a dispersão média dos radionuclídeos libertados da fonte. O modelo inclui ainda algoritmos para a avaliação de diversos componentes do transporte atmosférico, nomeadamente a ascensão da pluma, a dispersão da pluma e a depleção resultante da remoção dos radionuclídeos da pluma por decaimento radioactivo, pela deposição húmida e pela deposição seca (Colls, 1997), (Briggs, 1969).

As equações matemáticas que definem o modelo de dispersão da pluma de Gauss são baseadas nos seguintes processos (Briggs, 1969), (Pasquill, 1961): i) no parâmetro de flutuabilidade do fluxo, tendo em consideração a diferença entre a temperatura do contaminante emitido e a do ar uma vez que o modelo da pluma de Gauss foi inicialmente desenvolvido para estimar contaminações originadas por emissões gasosas, a temperaturas elevadas, a partir de chaminés; ii) na fórmula de Briggs que estima a elevação da pluma a uma certa distância da fonte na direcção do

vento; iii) nos coeficientes de dispersão, σ_y e σ_z , calculados de acordo com a classe de estabilidade atmosférica de Pasquill e com a distância à fonte; iv) na equação de Pasquill que descreve a distribuição Gaussiana do poluente, usando a elevação e os coeficientes de dispersão da pluma.

Foi necessário adoptar os mesmos pressupostos, e as limitações inerentes em que se baseia a equação Gaussiana da pluma de dispersão, à formulação matemática do modelo conceptual do transporte atmosférico do radão. Os pressupostos de que partimos para adoptar as equações matemáticas do modelo de dispersão Gaussiana são os seguintes:

- a difusão ocorre num terreno plano e a variação na concentração do radão, devido à topografia, não pode ser modelada;
- a avaliação da contaminação é feita para distâncias e direcções numa grelha circular com um raio que pode ser variável;
- o potencial receptor encontra-se dentro da grelha circular definida;
- a contaminação da área é considerada uniforme;
- o débito de emissão é constante;
- não ocorre decaimento radioactivo durante o transporte do radão;
- 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 da distância x ;
- os perfis da concentração na pluma seguem a distribuição de Gauss segundo as direcções y e z ;
- a dispersão na direcção x é desprezável quando comparada com o transporte originado pela velocidade média do vento;
- a velocidade do vento é considerada constante com a altura, o que raramente se verifica: na realidade, as variações da velocidade do vento com a altura podem ser descritas por um perfil logarítmico (Taylor, 1999);
- para a altura efectiva da pluma adoptou-se a mesma altura da fonte de contaminação: nas emissões ao nível do solo a diferença de temperatura e a velocidade de emissão não são significativas, pelo que a ascensão da pluma é desprezável contrariamente ao que se passa com as emissões gasosas a partir de chaminés.

O modelo atmosférico de transporte e de dispersão para o gás radão pode ser então descrito em duas fases:

- (1) Cálculo da concentração de radão na atmosfera local emitida por uma fonte definida como uma área de emissão, representada pelo modelo de “caixa” (ou compartimento) em estado estacionário com diluição do radão pelo vento dentro da caixa;
- (2) Cálculo da dispersão atmosférica pelo modelo da pluma Gaussiana resultante da diluição em que a fonte passa a ser considerada como uma emissão pontual.

3.3.2 Descrição matemática do modelo de transporte e dispersão

Para a calcular a dispersão do radão na atmosfera é necessário quantificar o fluxo libertado do solo por difusão, a sua diluição na atmosfera local e a respectiva concentração no ar respirável. Estes valores vão ser os dados de partida para a estimativa da variação espacial da concentração do radão em função da sua dispersão ao longo de uma distância estipulada.

3.3.2.1 Coeficiente de difusividade

No caso em estudo, considera-se que a libertação do radão ocorre para a atmosfera livre em consequência do transporte por difusão no solo ou nos estêreis. O coeficiente de difusão no meio onde ocorre o transporte pode ser estimado pela expressão (3-32) (Lyman, 1990):

$$D = 10^{-4} \cdot D_{ar} \frac{\theta_{as}^{3,33}}{\varepsilon} \quad (3-32)$$

- D: coeficiente de difusão, (m².s⁻¹)
 θ_{as} : volume de ar nos poros do material onde se dá a difusão, (cm³ ar / cm³ solo)
 ε : porosidade total, (cm³ solo / cm³ solo)
 D_{ar} : coeficiente de difusão no ar, (cm².s⁻¹)
 10^{-4} : factor de conversão de cm² a m².

O coeficiente de difusão no ar (D_{ar}) resulta do transporte molecular num meio gasoso movido pela colisão intermolecular. O processo pode ser desencadeado pelos gradientes de pressão, de temperatura e de concentração. O débito de difusão é uma função das propriedades dos dois compostos envolvidos não dependendo apenas da natureza do composto em questão mas também do meio através do qual o componente se move.

O coeficiente de difusão no ar pode ser estimado por vários métodos, nomeadamente pelo método de “*Wilke and Lee*” (WL) que permite obter o coeficiente teórico da difusão de um contaminante num gás. A difusão dos gases por colisão intermolecular é uma função da constante de Boltzmann (k), da massa molar do ar (M_A) e do contaminante (M_B), do integral de colisão que representa a colisão entre os átomos (Ω) e do comprimento característico (σ_{AB}) da molécula A interagindo com a molécula B. Este método é descrito pela expressão (3-33) (Lyman, 1990) em que o índice “A” refere-se ao ar e o “B” refere-se ao poluente, que neste caso é o radão:

$$D_{ar} = \frac{B \cdot T^{3/2} \cdot \sqrt{\frac{M_A + M_B}{M_A \cdot M_B}}}{P \cdot \sigma_{AB}^2 \cdot \Omega} \quad (3-33)$$

O coeficiente de difusão do radão no ar é representado por (D_{ar} , $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), B é uma constante empírica calculada pela expressão (3-34), T é a temperatura absoluta (K), M_A é a massa molar do ar ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$), M_B é a massa molar do radão ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$), P é a pressão absoluta (atm), σ é o diâmetro da colisão (Å) e Ω é o integral da colisão para a difusão (função adimensional da temperatura). Os valores de Ω e de σ_{AB} são funções da temperatura e dependem do potencial intermolecular. A constante B pode ser estimada pela expressão (3-34) (Lyman et al., 1990):

$$B = 0,00217 - 0,00050 \sqrt{\frac{1}{M_A} + \frac{1}{M_B}} \quad (3-34)$$

O integral da colisão (Ω) é uma função da energia molecular de atracção¹ (ω) e da constante de Boltzmann (k) e é expresso em função da variável adimensional T^* (Neufell et al., 1972):

$$\Omega = \frac{a}{(T^*)^b} + \frac{c}{e^{T^*d}} + \frac{e}{e^{T^*f}} + \frac{g}{e^{T^*h}} \quad (3-35)$$

em que T^* é dado por:

$$T^* = \frac{T}{(\omega/k)_{AB}} \quad (3-36)$$

¹ Originalmente e na bibliografia da especialidade a energia molecular de atracção é representada por ϵ , mas como este símbolo já foi atribuído neste trabalho para a porosidade, adoptamos ω para a representar.

e as constantes, a, b, c, d, e, f, g, h, têm os seguintes valores (Lyman et al., 1990): a = 1,06036; b = 0,15610; c = 0,19300; d = 0,47635; e = 1,03587; f = 1,52996; g = 1,76474; h = 3,89411.

O denominador da expressão (3-36) pode ser expresso em Kelvin (K) por:

$$(\omega/k)_{AB} = \sqrt{(\omega/k)_A (\omega/k)_B} \quad (3-37)$$

em que $(\omega/k)_A$ é relativo ao ar e tem o valor tabelado de 78,6 K definido por Hirschfelder et al. (1954), enquanto que a forma $(\omega/k)_B$ é definida por Wilke & Lee (1955) em função da temperatura de ebulição, T_b :

$$(\omega/k)_B = 115 \cdot T_b \quad (3-38)$$

O diâmetro da colisão² σ_{AB} ou o comprimento característico da molécula A interagindo com a molécula B é dado pela expressão (3-39):

$$\sigma_{AB} = \frac{\sigma_A + \sigma_B}{2} \quad (3-39)$$

em que σ_A para o ar é igual a 3,711 (Å) obtido a partir de dados da viscosidade (Hirschfelder et al., 1954) enquanto que σ_B é determinado pela correlação proposta por Wilke & Lee (1955) em função do volume molar, V'_B :

$$\sigma_B = 118 (V'_B)^{1/3} \quad (3-40)$$

$$V_B \approx (0,85 \text{ a } 0,90) V'_B \quad (3-41)$$

$$V'_B = \frac{\text{massa molar}}{\text{densidade}} = \frac{0,22202 \text{ (kg/mol)}}{9,73 \times 10^{-3} \text{ (kg/cm}^3\text{)}} = 22,818 \text{ (cm}^3 \text{ / mol)} \quad (3-42)$$

D_{ar} : coeficiente de difusão no ar, (cm².s⁻¹)

k: constante de Boltzmann, (J/K) (1 J/K = kg.m².s⁻².K⁻¹)

M_A : massa molar do ar, (27,96 g.mol⁻¹)

M_B : massa molar do contaminante B, (g.mol⁻¹)

P: pressão, (atm) (1 atm = 101 325 Pa = 101 325 kg.m⁻¹s⁻²)

T: temperatura, (K)

² Num gás ideal, as moléculas não interagem e movem-se como esferas rígidas colidindo umas com as outras e com as paredes do recipiente que as contém. As esferas rígidas só interagem durante as colisões e o diâmetro resultante da junção das esferas durante a colisão é definido pelo diâmetro da colisão.

- T_b : temperatura de ebulição, (K)
 B : constante empírica, (-)
 σ_A : diâmetro da colisão, (Å) ($1 \text{ Å} = 10^{-10} \text{ m}$)
 σ_{AB} : comprimento característico, função do volume molal no ponto de ebulição, (Å)
 Ω : integral da colisão para a difusão, (-)
 ω : energia molecular de colisão, (erg) ($1 \text{ erg} = 10^{-7} \text{ J} = 10^{-7} \text{ kg.m}^2.\text{s}^{-2}$)
 V'_B : volume molal, ($\text{cm}^3.\text{mol}^{-1}$).

O coeficiente de difusão na forma gasosa é uma função da densidade, pressão e temperatura sendo inversamente proporcional relativamente aos dois primeiros parâmetros. Esta mesma expressão (3-32) pode ser usada para o cálculo do coeficiente de difusividade do radão no resíduo (D_r), substituindo os valores do volume de ar na zona vadosa do solo (cobertura) e da porosidade total do solo (cobertura) pelos valores referentes ao resíduo.

3.3.2.2 Concentração de radão na atmosfera exterior

Para qualquer um dos casos anteriores, o fluxo de radão no exterior é calculado pela equação de difusão que pode consistir de quantas componentes quantas as camadas consideradas para a cobertura ou para os resíduos que por sua vez podem ter diferentes concentrações de rádio e originar diferentes fluxos de radão. A concentração de radão no exterior a uma altura de mistura igual a H_d é calculada por (Hung, 2000):

$$C_0 = \frac{J \cdot L_x}{H_d \cdot \mu_m} \quad (3-43)$$

- C_0 : concentração de radão no exterior (atmosfera local), (Bq.m^{-3})
 J : fluxo de radão que se liberta, ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
 L_x : extensão do local contaminado, (m)
 H_d : altura de mistura no exterior, (m)
 μ_m : velocidade média do vento, (m.s^{-1}).

3.3.2.3 Cálculo da dispersão atmosférica

A abordagem tradicional de análise do transporte de contaminantes na atmosfera pode ser dividida em duas fases: i) estimativa da ascensão da pluma e ii) a estimativa da dispersão da pluma após ter atingido a altura máxima (Figura 3-6).

A ascensão da pluma dá-se em resposta à velocidade de emissão dos contaminantes (origina o fluxo quantidade de movimento) e à diferença de temperatura entre o contaminante emitido e a atmosfera (origina o fluxo défice de densidade ou de temperatura). 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 ($\Delta_h = H - h$), é descrita pela fórmula de Briggs (1969), em função do fluxo de excesso de calor relativamente ao ambiente (F_p), o que vai originar um défice de densidade em função da distância na direcção do vento (x). A expressão (3-44) pode ser usada para estimar a ascensão da pluma (La Grega, 1994) se a distância x considerada for inferior a dez vezes a altura da fonte de emissão. No caso de exceder esta distância, deve-se substituir x na expressão (3-44) por dez vezes a altura da fonte de libertação (La Grega, 1994):

$$A_h = \frac{16 \cdot F_p^{1/3} \cdot x^{2/3}}{\mu} \quad (3-44)$$

- Δ_h : ascensão da pluma relativamente à linha central horizontal da pluma, (m)
 F_p : fluxo défice de densidade ou $3,7 \times 10^5 \cdot Q_H$
 Q_H : emissão de calor resultante da libertação, ($\text{cal} \cdot \text{s}^{-1}$)
 x : distância na direcção do vento, (m).

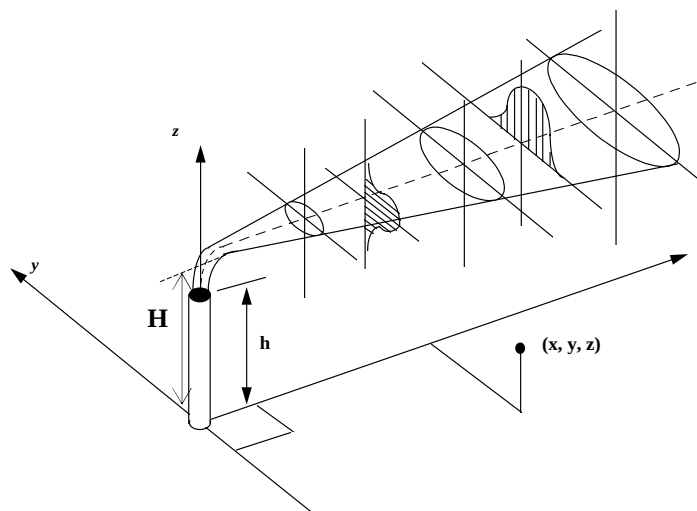


Figura 3-6: Distribuição Gaussiana da concentração dos contaminantes (La Grega et al., 1994).

Em locais contaminados a libertação não ocorre através de uma chaminé mas sim ao nível do solo em que o fluxo quantidade de movimento é desprezável e o défice de densidade é muito pequeno. Apesar de existirem diferenças entre o peso molecular do ar e o peso molecular do contaminante libertado, a sua concentração não é suficiente para originar um fluxo défice de densidade que permita a ascensão da pluma. Desta forma, para a maioria das libertações ao nível do solo em locais contaminados, a ascensão da pluma é desprezável.

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 for a ascensão da pluma, menor é a concentração de contaminantes ao nível do solo segundo a direcção do vento e maior é a diluição. A turbulência torna-se o agente principal na dispersão dos contaminantes. Não tem um padrão uniforme devido às muitas variações temporais e espaciais com origem na estabilidade atmosférica.

A estabilidade atmosférica é um indicador da turbulência que depende da estabilidade estática (variação da temperatura com a altura), da turbulência térmica (originada pelo aquecimento do solo), da turbulência mecânica (função da velocidade do vento e da rugosidade) e traduz a tendência para a mistura na vertical por correntes de convecção naturais.

Pasquill (1961) e Gifford (1976) 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 na horizontal (σ_y) e parâmetros de dispersão na vertical (σ_z) (Moore et al., 1979). Estes coeficientes de dispersão dependem da distância na direcção do vento, do tipo de terreno e da estabilidade atmosférica.

O sistema de classificação da estabilidade definido por Pasquill-Gifford é descrito pelas características apresentadas na Tabela 3-1 (Connor et al., 1998):

Tabela 3-1: Classificação da estabilidade para a modelagem do transporte atmosférico.

Classe de estabilidade Pasquill-Gifford					
A	Muito instável	Aumento da cobertura pelas nuvens	Aumento da velocidade do vento	Aumento da rugosidade	Aumento da turbulência da mistura
B	Moderadamente instável				
C	Levemente instável				
D	Neutra	(reduzida transferência de calor)			
E	Levemente estável				
F	Moderadamente estável				

Fonte: Connor et al. (1998).

Os coeficientes de dispersão atmosférica são estimados em função da distância do receptor à fonte (x) e da categoria de estabilidade atmosférica de Pasquill (A, B, C, D, E, ou F), presente durante a emissão a partir da fonte, de acordo com as expressões da Tabela 3-2 (Hung, 1996).

Tabela 3-2: Coeficientes de dispersão, segundo a categoria de estabilidade de Pasquill.

Categoria de Pasquill	σ_y (m)	σ_z (m)
A	$0,22.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,20.x$
B	$0,16.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,12.x$
C	$0,11.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,08.x.(1+0,0002.x)^{-1/2}$
D	$0,08.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,06.x.(1+0,0015.x)^{-1/2}$
E	$0,06.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,03.x.(1+0,0003.x)^{-1}$
F	$0,04.x.(1+0,0001.x)^{-1/2}$	$0,016.x.(1+0,0003.x)^{-1}$

Fonte: EPA (2000).

A classe de estabilidade de um dado local pode variar com as rápidas alterações atmosféricas. Os desvios padrões σ_y e σ_z podem ser estimados a partir dos ábacos de Pasquill-Gifford (Figura 3-7 e Figura 3-8), desde que se conheça a distância x e a categoria de estabilidade a considerar. Estes 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 pela distribuição de Gauss ou seja, uma distribuição normal (Moore et al., 1979), (Colls, 1997).

O modelo Gaussiano resulta da solução de uma equação de advecção-dispersão tridimensional. A advecção ocorre devido ao transporte pelo vento e a dispersão é originada pela turbulência atmosférica.

Com base na distribuição Gaussiana, Pasquill derivou a seguinte equação, na versão modificada por Gifford, para descrever a concentração dos contaminantes da pluma na direcção do vento (Moore et al., 1979), (Pasquill, 1961):

$$X = \frac{Q}{2\pi\mu\sigma_y\sigma_z} e^{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]} \left\{ e^{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right]} + e^{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right]} \right\} \quad (3-45)$$

em que,

$$H = \Delta h + h \quad (3-46)$$

- $X_{(i)}$: concentração do RDN (i) no ar a x (m) na direcção do vento, a y (m) na direcção contrária ao do vento e a z (m) acima da superfície do solo, ($Bq.m^{-3}$)
- Q: potência da fonte (débito de libertação da fonte), ($Bq.s^{-1}$)
- H: altura efectiva da fonte de libertação, (m)
- σ_y : parâmetros de dispersão, desvio padrão na horizontal, (m)
- σ_z : parâmetros de dispersão, desvio padrão na vertical, (m)
- y: direcção transversal a partir da linha central da pluma, (m)
- z: elevação relativamente à superfície do solo, (m)
- μ_m : velocidade média do vento, ($m.s^{-1}$)

A expressão (3-45) permite calcular a concentração de um contaminante em qualquer ponto (x, y, z) da pluma. O sistema de coordenadas corresponde à seguinte localização na origem: x = 0 na chaminé, y = 0 na linha central da pluma e z = 0 na superfície do solo.

Se a altura efectiva da fonte de libertação for H, a coordenada z da linha central da pluma é (z - H), sendo z medido em sentido ascendente a partir da superfície do solo. Pressupondo a lei da conservação da massa, admite-se que todo o contacto da pluma com o solo é reflectido sendo representado pelo último termo exponencial da expressão (3-45).

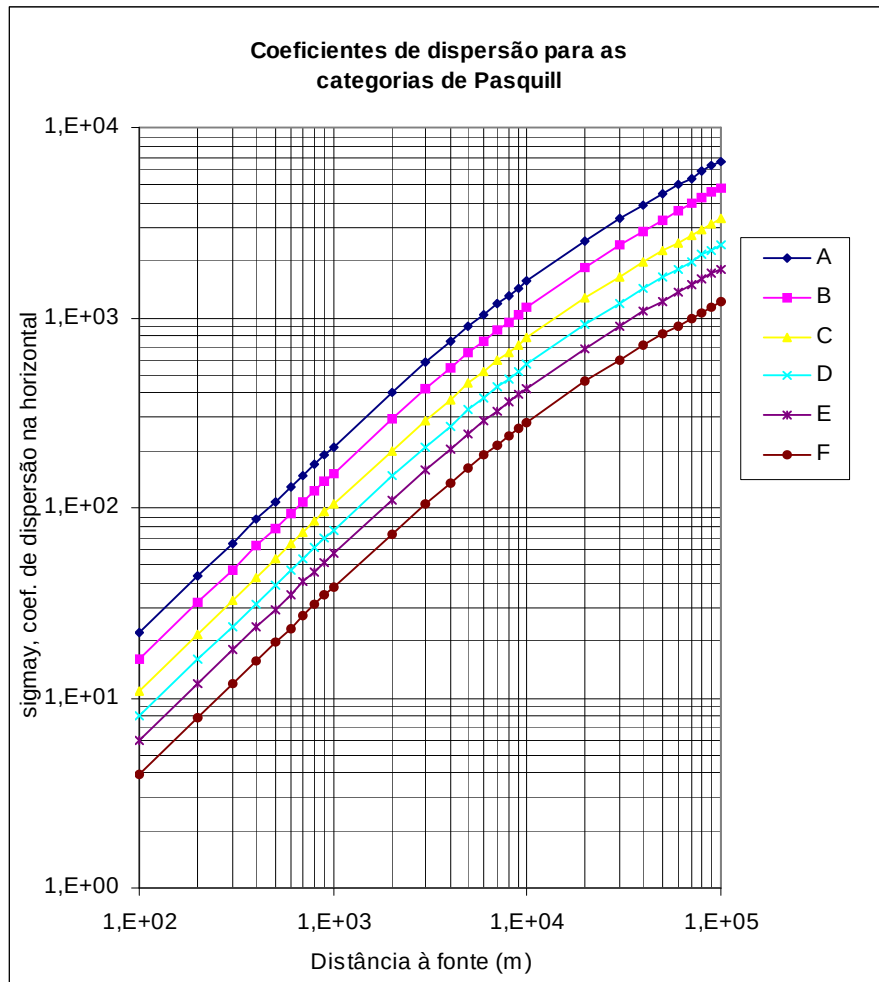


Figura 3-8: Coeficiente de dispersão σ_y .

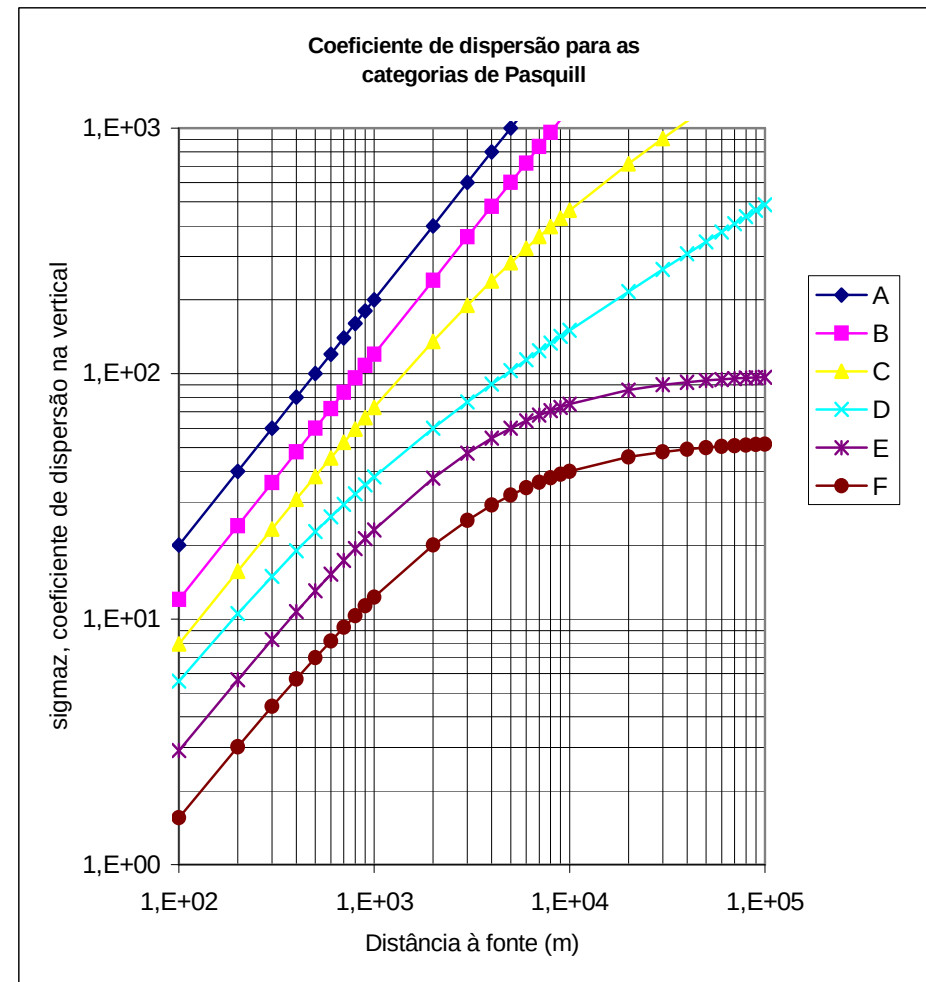


Figura 3-7: Coeficiente de dispersão σ_z .

No caso em estudo, a área considerada é representada por um círculo, dividido em oito partes iguais (sectores) nas quais o vento sopra com uma determinada velocidade, afectando distintamente a população concentrada em cada sector. A divisão adoptada no modelo para simular o transporte atmosférico em cada direcção (N, S, E, W, NW, NE, SE, SW) deve-se ao facto de os dados nacionais meteorológicos referentes à velocidade do vento apenas contemplarem octantes.

A expressão (3-45) pode ser modificada para representar a concentração ao nível do solo na linha central da pluma, com o pressuposto de $y = z = 0$:

$$X = \frac{Q}{\pi \mu \sigma_y \sigma_z} e^{\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right]} \quad (3-47)$$

A concentração no ar ao nível médio do solo em cada sector pode ser aproximada pela expressão (3-48) (EPA, 2000a):

$$\chi_{ar} = f' \chi \quad (3-48)$$

em que,

$$f' = \int_0^{\infty} e^{\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right]} dy \quad (3-49)$$

O valor de y na fronteira de cada sector, representado por y_s , é dado pelo valor da distância x , na direcção do vento, multiplicado pela tangente de metade do ângulo do sector. Considerando na expressão (3-45) o intervalo de integração de 0 até infinito e dividindo pelo valor de y na fronteira de cada sector, y_s , a expressão que define f' é dada por (EPA, 2000a):

$$y_s = x \operatorname{tg}(\alpha/2) \quad (3-50)$$

$$f' = \frac{\int_0^{\infty} e^{\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right]} dy}{y_s} \quad (3-51)$$

y_s : valor de y na fronteira de cada sector, (m)

α : ângulo de cada sector (45°).

O integral definido no numerador da expressão (3-51) pode ser simplificado em (EPA, 2000a):

$$f' = \frac{\int_0^{\infty} e^{\left[-0,5 \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]} dy}{y_s} = \frac{\sigma_y \cdot (\pi/2)^{1/2}}{x \cdot \operatorname{tg}(\alpha/2)} = \frac{3,026 \cdot \sigma_y}{x} \quad (3-52)$$

Substituindo na expressão (3-48), f' e X (EPA, 2000a) obtemos a concentração no ar ao nível médio do solo:

$$X_{\text{ar}} = \frac{Q \cdot f}{0,3305 \pi x \mu \sigma_z} e^{\left[-0,5 \cdot \left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right]} \quad (3-53)$$

X_{ar} : concentração média no ar ao nível médio do solo, (Bq.m⁻³)

f : frequência do vento em cada direcção considerada, (-)

y_s : valor de y na fronteira de cada sector, (m)

α : ângulo de cada sector (45°).

Em condições normais, a temperatura atmosférica diminui com o aumento da altitude. Os poluentes libertados na atmosfera são transportados na vertical no sentido da camada mais quente para a camada mais fria até uma distância máxima (Figura 3-9, a). Contudo, na presença de certas condições meteorológicas pode formar-se uma camada atmosférica em que a temperatura aumenta com a altitude. Esta camada é conhecida pela camada de inversão térmica. O ar que se situa abaixo desta camada é muito estável, com pouco movimento e reduzida mistura na vertical. A camada atmosférica entre a superfície do solo e a base da camada de inversão, representa a camada de mistura atmosférica e a respectiva distância na vertical representa a altura de mistura atmosférica.

A camada de inversão térmica é uma camada atmosférica de espessura da ordem de uma centena de metros que ocorre a uma altitude de cerca de 1 km sobre áreas continentais. A inversão térmica de altitude funciona como uma “tampa” para os poluentes emitidos. Neste caso, os poluentes ficam aprisionados ao nível do solo, onde a exposição é maior. O ar frio fica aprisionado entre a camada mais quente (camada de inversão) e os poluentes na camada mais fria não podem ser dispersos sendo concentrados ao nível médio do solo (Figura 3-9, b).

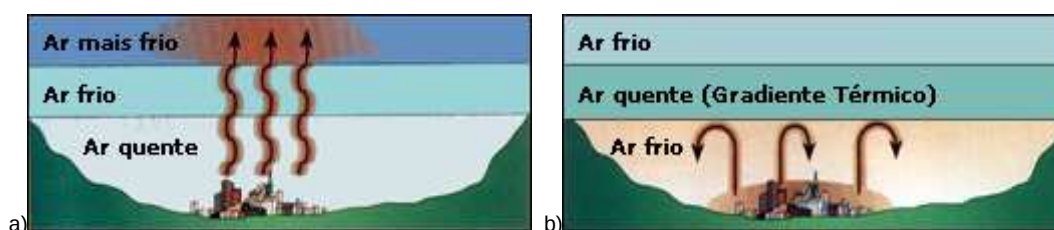


Figura 3-9: Dispersão dos poluentes atmosféricos em condições atmosféricas normais (a) e com o efeito de inversão térmica (b). Fonte: Miller (1998).

A dispersão da pluma na vertical é então travada quando encontra uma camada atmosférica estável a uma dada altura dentro da troposfera. A troposfera estende-se desde a superfície do solo até uma altitude média de 12 km e contém todo o vapor de água, incluindo nuvens e precipitação. Na troposfera verifica-se uma mistura rápida na vertical dos componentes atmosféricos. A parte mais baixa da troposfera é a camada limite atmosférica que se estende em altitude até 2 km da superfície do solo e onde se forma a camada de inversão térmica (Moore et al., 1979), (Taylor, 1999).

O modelo assume que a camada de inversão térmica não afecta a pluma para distâncias inferiores a $2.x_L$, 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 de inversão térmica (Turner, 1969). Para valores maiores do que $2.x_L$, a dispersão vertical é restrita e a concentração dos radionuclídeos 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 não é mais do que a concentração no ar ao nível do solo, para valores de x maiores do que $2.x_L$, pode ser expressa por (Barry, 1992):

$$\chi_{at} = \frac{\int_0^{\infty} \chi \, dz}{L_d} \quad (3-54)$$

em que X é dado pela expressão (3-45) e L_d representa a altura da base da camada de inversão térmica.

O valor de H na expressão (3-45) pode ser assumido como zero, uma vez que X_{at} não é uma função da altura efectiva da fonte de libertação. A expressão resultante pode ser simplificada com x e y constantes, mantendo σ_z e σ_y constantes, através de um integral similar ao da expressão (3-52):

$$X_{at} = \frac{\int_0^{\infty} \frac{Q \cdot f}{\pi \cdot x \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot \mu} e^{(-z^2/2\sigma_z^2)} e^{(-y^2/2\sigma_y^2)} dz}{L_d} \quad (3-55)$$

e resulta na simplificação:

$$X_{at} = \frac{Q \cdot f}{2,5066 \cdot L_d \cdot \sigma_y \cdot \mu} e^{(y^2/2\sigma_y^2)} \quad (3-56)$$

Finalmente, obtém-se a concentração média entre o solo e a base da camada de inversão térmica substituindo a expressão exponencial contendo y na expressão (3-54) por f' da expressão (3-52):

$$X_{at} = \frac{Q \cdot f}{0,8283 \cdot L_d \cdot x \cdot \mu} \quad (3-57)$$

No modelo desenvolvido, considerou-se que a base da camada de inversão térmica encontra-se a uma altitude de 800 m (baixa troposfera) à qual a velocidade do vento é constante e tem o valor de 5,347 m.s⁻¹ (Barry, 1992). Deve referir-se que para valores de distâncias na direcção do vento maiores do que a dispersão 2.x_L, como acontece na expressão (3-57), a concentração deixa de ser representada pela equação de Pasquill. O modelo é simplesmente, uma distribuição uniforme em rectângulo com dimensões L_d e 2.x.tg (α/2).

3.3.2.4 Deposição seca e deposição húmida

O modelo da pluma Gaussiana 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: a deposição seca e a deposição húmida. A deposição húmida consiste na transferência de uma substância da atmosfera para a superfície da terra através da chuva ou da neve. A deposição 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 seca é calculada a partir da velocidade de deposição sendo proporcional à concentração de RDN ao nível do solo (Moore et al., 1979):

$$R_d = V_d \cdot \chi_{ar} \quad (3-58)$$

R_d : fluxo de deposição seca, ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$)

V_d : velocidade de deposição, ($m.s^{-1}$)

χ_{ar} : concentração do RDN na atmosfera ao nível médio do solo, ($Bq.m^{-3}$).

A velocidade de deposição para os gases pode ser calculada pelo quociente entre o fluxo que se liberta por difusão ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$) e a concentração na atmosfera respirável ($Bq.m^{-3}$) (Colls, 1997):

$$V_d = \frac{J}{C_0} \quad (3-59)$$

V_d : velocidade de deposição para o radão, ($m.s^{-1}$)

J : fluxo de radão que se liberta por difusão, ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$)

C_0 : concentração na atmosfera respirável, ($Bq.m^{-3}$).

A deposição húmida é calculada em função do fluxo de remoção por via húmida, (Λ), expresso em função da precipitação (P_r) e do coeficiente de deposição por via húmida (ϕ) (EPA, 2000a):

$$R_w = \Lambda \cdot \chi_{at} \cdot L_d \quad (3-60)$$

$$\Lambda = \phi \cdot P_r \quad (3-61)$$

R_w : débito de deposição por via húmida, ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$)

Λ : fluxo de remoção por via húmida, (s^{-1})

ϕ : coeficiente de deposição por via húmida, ($ano.m^{-1}.s^{-1}$)

χ_{at} : concentração do RDN desde a superfície do solo até à camada atmosférica estável, ($Bq.m^{-3}$)

L_d : altura da camada atmosférica estável ou de inversão térmica, (m)

P_r : precipitação, ($m.ano^{-1}$).

3.3.3 A depleção da pluma

À medida que ocorre o transporte e a dispersão, a pluma sofre uma depleção pela remoção dos radionuclídeos por deposição húmida, por deposição seca e por decaimento radioactivo. A depleção da pluma pode ser quantificada através da substituição de um débito de libertação reduzido (Q_1) por um débito de libertação original (Q) para cada distância x na direcção do vento e para cada um dos processos

de remoção dos radionuclídeos. O quociente entre a libertação reduzida e a libertação original representa a fracção de depleção (Q_1/Q) para cada distância x na direcção do vento. A depleção total é estimada pelo produto das três fracções de depleção: por deposição húmida, por deposição seca e a resultante do decaimento radioactivo, que se verificam durante o transporte.

Na metodologia adoptada para estimar a fracção de depleção devido à deposição húmida e ao decaimento radioactivo consideraram-se três velocidades do vento representativas das fronteiras inferior e superior da maioria dos dados meteorológicos (1 m.s^{-1} e 6 m.s^{-1}) e a velocidade média no respectivo octante para simular o espectro actual da velocidade numa das direcções e para cada categoria de estabilidade de Pasquill. Se f_1 , f_2 , e f_3 representarem as fracções de tempo para as três velocidades consideradas, então:

$$f_1 + (\mu_a \cdot f_2) + 6 \cdot f_3 = \mu_a \quad (3-62)$$

$$f_1 + \frac{f_2}{\mu_a} + \frac{f_3}{6} = \frac{1}{\mu_r} \quad (3-63)$$

$$f_1 + (\mu_a \cdot f_2) + 6 \cdot f_3 = \mu_a \quad (3-64)$$

em que,

μ_a : média aritmética da velocidade do vento, (m.s^{-1})

μ_r : média harmónica da velocidade do vento, (m.s^{-1}).

Resolvendo as três expressões (3-62), (3-63) e (3-64):

$$f_1 = 1 - f_2 - f_3 \quad (3-65)$$

$$f_2 = \frac{\left(\frac{7}{6}\right) - \left(\frac{\mu_a}{6}\right) - \left(\frac{1}{\mu_r}\right)}{\left(\frac{7}{6}\right) - \left(\frac{\mu_a}{6}\right) - \left(\frac{1}{\mu_a}\right)} \quad (3-66)$$

$$f_3 = \frac{(\mu_a - 1)(1 - f_2)}{5} \quad (3-67)$$

A fracção de depleção para quantificar o decaimento radioactivo (EPA, 2000a):

$$\frac{Q_{1a}}{Q} = f_1 e^{(-\lambda_R X)} + f_2 e^{[-\lambda_R (X/\mu_a)]} + f_3 e^{[-\lambda_R (X/6)]} \quad (3-68)$$

A fracção de depleção devido à deposição húmida (EPA, 2000a):

$$\frac{Q_{1b}}{Q} = f_1 e^{(-\phi X)} + f_2 e^{[-\phi (X/\mu_a)]} + f_3 e^{[-\phi (X/6)]} \quad (3-69)$$

A fracção de depleção devido à deposição seca é obtida através da expressão (3-45) fazendo $z = 0$ para as concentrações ao nível médio do solo e subtraindo a quantidade $V_g \cdot x / \mu$, à altura efectiva, H (EPA, 2000a):

$$\frac{Q_{1c}}{Q} = e^{\left\{ - \left((2/\pi)^{1/2} \right) \frac{V_d}{\mu} \int_0^x \frac{e^{\left[\frac{(H-V_g x/\mu)^2}{2\sigma_z^2} \right]}}{\sigma_z} dx \right\}} \quad (3-70)$$

Apesar da precipitação poder absorver os gases e actuar como um impulsor da deposição, o efeito deste mecanismo na dispersão de poluentes com origem em áreas contaminadas é desprezável (La Grega et al., 1994). No entanto, a deposição de matéria particulada devido à força da gravidade pode ser bastante significativa.

E por último, a fracção de depleção total (Q_1/Q) é calculada pelo produto das três fracções de depleção:

$$\left(\frac{Q_1}{Q} \right) = \left(\frac{Q_{1a}}{Q} \right) \left(\frac{Q_{1b}}{Q} \right) \left(\frac{Q_{1c}}{Q} \right) \quad (3-71)$$

3.4 O modelo matemático adaptado ao caso de estudo

3.4.1 Definição da forma da área

Para a adopção do modelo atmosférico definiu-se como área de estudo a área representada por um polígono regular dividida em áreas iguais (sectores) em que cada área é caracterizada por uma velocidade média do vento o que vai gerar diferentes concentrações de radão em cada sector. A área definida por um polígono regular de n lados com um comprimento L para cada lado é dada pela expressão (3-72).

$$A = \frac{1}{4} n L^2 \cot g \left(\frac{\pi}{n} \right) \quad (3-72)$$

Para o caso de estudo em particular, definiu-se um polígono com oito lados fazendo corresponder a cada sector os dados meteorológicos nacionais, que apenas contemplam octantes, segundo as seguintes direcções do vento: N S E W NW NE SE SW (Figura 3-10).

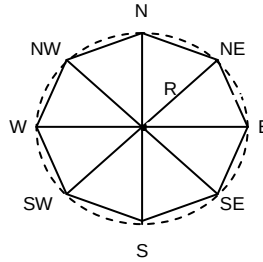


Figura 3-10: Definição da área em estudo segundo um polígono regular de 8 lados.

Neste caso, a área delimitada pelo octógono é dada por:

$$A = \frac{8}{4} L^2 \cot g \left(\frac{\pi}{8} \right) = 2 L^2 \cot g \left(\frac{\pi}{8} \right) \quad (3-73)$$

Se A for conhecido, então L é dado por:

$$L = \sqrt{\frac{A}{2 \cot g \left(\frac{\pi}{8} \right)}} \quad (3-74)$$

A relação entre o lado de um polígono regular de n lados e o raio da circunferência circunscrita, R, é dado por:

$$R = \frac{L}{2} \operatorname{cosec} \left(\frac{\pi}{n} \right) \quad (3-75)$$

Para um octógono, o número de lados é igual a oito e a expressão (3-75) toma a forma:

$$R = \frac{L}{2} \operatorname{cosec} \left(\frac{\pi}{8} \right) \quad (3-76)$$

3.4.2 Implementação do modelo de cálculo da concentração de radão num local de deposição de resíduos

A área de libertação do radão para a atmosfera é descrita por um compartimento em que se pressupõe que a emissão da fonte é uniforme ao longo de toda a área contaminada. O débito de emissão da área ou a potência da fonte é igual à massa de contaminante libertada por unidade de área por unidade de tempo. As dimensões da área contaminada são definidas pela largura e pelo comprimento do compartimento e que juntamente com a altura de mistura, definem o volume no qual toda a emissão é uniformemente misturada: uma mistura completa, instantânea e espacialmente homogénea dentro do volume definido. Este compartimento pode ser assim comparado a um reactor tipo mistura no qual a variação da massa de radão dentro do compartimento de volume constante, V , é dada pela diferença entre a quantidade de radão que entra no compartimento ($\phi \cdot A$) e a quantidade que sai ($\mu \cdot S \cdot y$):

$$V \frac{dy}{dt} = \phi A - \mu S y \quad (3-77)$$

No estado estacionário, a variação da concentração ao longo do tempo é nula:

$$V \frac{dy}{dt} = 0 \quad (3-78)$$

o que equivale a ter:

$$y = \frac{\phi A}{\mu S} \quad (3-79)$$

em que, para a divisão octógono em 8 sectores definidos pela velocidade do vento disponível para 8 direcções:

$$S = 8 \cdot L \cdot h \quad (3-80)$$

L : comprimento de cada lado, (m)

h : altura média respirável, (m)

μ : velocidade média do vento segundo cada uma das 8 direcções, ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

A concentração de radão no exterior (atmosfera local), à altura média respirável, h , segundo cada direcção do vento (Figura 3-11), pode ser definida pela seguinte expressão:

$$C_0 = \frac{Q}{\mu \cdot 8 \cdot L \cdot h} \quad (3-81)$$

com a seguinte correspondência: $y = C_0$, $\phi = J$ e $J \cdot A = Q$.

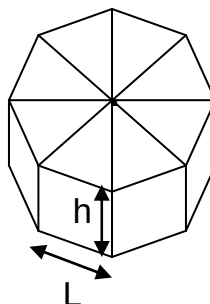


Figura 3-11: Representação da área em estudo para estimar a concentração à altura h.

Para calcular a concentração à altura respirável, h, segundo a direcção dominante do vento, apenas se considera um dos lados do octógono a que corresponde a direcção dominante do vento (Figura 3-12). Nestas condições, C_0 , é estimado por:

$$C_0 = \frac{Q}{\mu \cdot L \cdot h} \quad (3-82)$$

em que μ passa a ser a velocidade média do vento na direcção predominante.

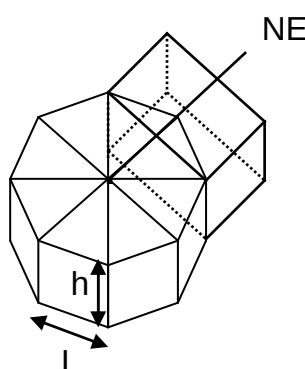


Figura 3-12: Representação da área em estudo segundo a direcção dominante do vento.

Para o caso em estudo definiram-se várias áreas com diferente concentração em rádio ($A_1, A_2, A_3, \dots, A_i$). Calculou-se a área aproximada de cada zona e definiram-se as coordenadas do ponto central de cada uma. A área total (A) é representada pela soma das áreas parciais e o ponto médio da área total é representado pela média das coordenadas do ponto central de cada área considerada. O fluxo de radão que se

liberta pode ser estimado pelas expressões já apresentadas ou ser introduzido como um *input* se o valor de J for conhecido para cada uma das áreas consideradas. O fluxo total pode ser estimado pela expressão (3-83):

$$J = \frac{M}{A} \quad (3-83)$$

em que M representa a massa total de radão que se liberta estimada por:

$$M = J_1 \cdot A_1 + J_2 \cdot A_2 + J_3 \cdot A_3 + J_4 \cdot A_4 + \dots + J_i \cdot A_i \quad (3-84)$$

e o débito total de libertação da fonte:

$$Q = J \cdot A \quad (3-85)$$

A concentração de radão à altura respirável (h) no ponto médio da emissão é estimada pela expressão (3-81), em que μ representa a velocidade média do vento ponderada pela sua frequência. À distância R (raio da circunferência circunscrita no polígono) do ponto médio, em cada direcção do vento, a concentração é dada por:

$$X_{ar} = \frac{Q \cdot f}{\mu \cdot L \cdot h} \quad (3-86)$$

Desde o ponto médio até distância x, que se definiu ser de 2 km, e em cada direcção do vento, a concentração é dada por:

$$X_{ar} = \frac{Q \cdot f}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot \mu} \quad (3-87)$$

3.4.3 Parâmetros de dispersão para uma fonte pontual

Os desvios padrões σ_y e σ_z podem ser estimados a partir de equações que se aproximam das curvas de Pasquill-Gifford (Turner, 1994) e nas quais se baseiam o cálculo de σ_z e σ_y para a opção rural. A equação usada para calcular σ_z (em metros) é da forma:

$$\sigma_z = a \cdot x^b \quad (3-88)$$

A equação usada para determinar σ_y (em metros) é da forma:

$$\sigma_y = 465,11628 \cdot x \cdot \text{tg}(\text{TH}) \quad (3-89)$$

$$TH = 0,017453293 \cdot [c - d \cdot \ln(x)] \quad (3-90)$$

Nas expressões (3-88), (3-89), e (3-90) a distância na direcção do vento (x) está expressa em quilómetros e o ângulo (TH) está expresso em radianos. Os coeficientes a e b obtêm-se a partir da Tabela 3-3.

Tabela 3-3: Parâmetros de dispersão vertical, σ_z , segundo Pasquill-Gifford (Turner, 1994).

Classe de estabilidade de Pasquill	x (km)	a	b
A*	< 0,10	122,800	0,94470
	0,10 - 0,15	158,080	1,05420
	0,16 - 0,20	170,220	1,09320
	0,21 - 0,25	179,520	1,12620
	0,26 - 0,30	217,410	1,26440
	0,31 - 0,40	258,890	1,40940
	0,41 - 0,50	346,750	1,72830
	0,51 - 3,11	453,850	2,11660
	> 3,11	**	**
B*	< 0,20	1,0857	0,93198
	0,21 - 0,40	98,483	0,98332
	> 0,40	109,300	1,09710
C*	0 - ∞	61,141	0,91465
D	< 0,30	34,459	0,86974
	0,31 - 1,00	32,093	0,81066
	1,01 - 3,00	32,093	0,64403
	3,01 - 10,00	33,504	0,60486
	10,01 - 30,00	36,650	0,56589
	> 30,00	44,053	0,51179
E	< 0,10	24,260	0,83660
	0,10 - 0,30	23,331	0,81956
	0,31 - 1,00	21,628	0,75660
	1,01 - 2,00	21,628	0,63077
	2,01 - 4,00	22,534	0,57154
	4,01 - 10,00	24,703	0,50527
	10,01 - 20,00	26,970	0,46713
	20,01 - 40,00	35,420	0,37615
	> 40,00	47,618	0,29592
F	< 0,20	15,209	0,81558
	0,21 - 0,70	14,457	0,78407
	0,71 - 1,00	13,953	0,68465
	1,01 - 2,00	13,953	0,63227
	2,01 - 3,00	14,823	0,54503
	3,01 - 7,00	16,187	0,46490
	7,01 - 15,00	17,836	0,41507
	15,01 - 30,00	22,651	0,32681
	30,01 - 60,00	27,074	0,27436
	> 60,00	34,219	0,21716

* Se o valor calculado de σ_z exceder 5 000 m, $\sigma_z = 5\,000$ m; ** $\sigma_z = 5000$ m.

Os coeficientes c e d obtêm-se a partir da Tabela 3-4:

Tabela 3-4: Parâmetros de dispersão horizontal, σ_y , segundo Pasquill-Gifford (Turner, 1994).

Classe de estabilidade de Pasquill	c	d
A	24,1670	2,53340
B	18,3330	1,80960
C	12,5000	1,08570
D	8,33300	0,72382
E	6,25000	0,54287
F	4,16670	0,36191

Na Tabela 3-5 e na Tabela 3-6 apresentam-se as equações usadas para determinar σ_y e σ_z para a opção urbana.

Tabela 3-5: Coeficientes de dispersão horizontal urbana, σ_y , segundo Briggs (Turner, 1994).

Classe de estabilidade de Pasquill	σ_y (metros); x (metros)
A	$0,32.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
B	$0,32.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
C	$0,22.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
D	$0,16.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
E	$0,11.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
F	$0,11.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$

Tabela 3-6: Coeficientes de dispersão vertical urbana, σ_z , segundo Briggs (Turner, 1994).

Classe de estabilidade Pasquill	σ_z (metros); x (metros)
A	$0,24.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
B	$0,24.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
C	$0,20.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
D	$0,14.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
E	$0,08.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$
F	$0,08.x.(1,0 + 0,0004.x)^{-1/2}$

3.5 A exploração do modelo

Para verificar a sensibilidade dos modelos desenvolvidos para a simulação da libertação de radão por difusão e a sua dispersão no ar, efectuaram-se algumas simulações em casos muito simples bem como uma análise de sensibilidade à alteração de alguns dos parâmetros.

Foram realizadas várias explorações com diferentes características para o material de um local de deposição de resíduos e com diferentes tipos de dados referentes ao mesmo local de estudo. A exploração do modelo teve por objectivo a estimativa da dispersão da concentração do radão na direcção do vento para diferentes distâncias específicas da fonte em função da estabilidade atmosférica e da velocidade do vento. A exploração do modelo foi feita na seguinte sequência:

- (i). o cálculo da actividade de rádio gerada pela cadeia do ^{238}U , uma vez que o radão resulta do rádio por decaimento radioactivo;
- (ii). cálculo dos coeficientes de difusão do radão no material constituinte do resíduo e na cobertura;
- (iii). a concentração de radão na atmosfera respirável e
- (iv). a dispersão atmosférica do radão.

A depleção da pluma por deposição para o radão não foi considerada na exploração do modelo. O radão é um gás inerte que não reage quimicamente e apesar de ser continuamente gerado pelo decaimento do rádio não está sujeito à deposição seca ou húmida porque a sua semi-vida é apenas de 3,8 dias. Contudo, a sua diminuição na pluma pode ocorrer por decaimento radioactivo para o elemento seguinte da série do ^{238}U , o ^{210}Pb , que adere rapidamente aos aerossóis atmosféricos. No caso deste último radionuclídeo, com uma semi-vida de 22 anos, os processos dominantes de remoção da pluma são a deposição húmida e seca, contrariamente à remoção por decaimento radioactivo, como acontece com a restante matéria particulada.

O modelo atmosférico foi desenvolvido para estimar a concentração de um poluente (neste caso o radão), na direcção do vento (direcção segundo x), de uma fonte de contaminação, a distâncias específicas em função da estabilidade atmosférica e da velocidade do vento. Basicamente, o modelo pode ser dividido em duas fases: (1) o cálculo da concentração de radão na atmosfera local, em que a fonte é definida como uma área de emissão, adoptando-se o modelo de “caixa” (ou compartimento) em estado estacionário com diluição do radão pelo vento e (2) a dispersão atmosférica, em que a fonte passa a ser considerada como uma emissão pontual, descrita pelo modelo da pluma Gaussiana, traduzindo a diluição pela dispersão atmosférica.

O modelo calcula a concentração máxima à “altura respirável” (direcção segundo $z = 1,7$ m) e que ocorre directamente abaixo da linha central da pluma (direcção segundo $y = 0$), em função da distância à fonte, para as diferentes categorias de estabilidade (6 classes), representando uma medida da mistura vertical na atmosfera, por convecção. O modelo utiliza os coeficientes de dispersão de Pasquill-Gifford permitindo seleccionar qualquer uma das classes de estabilidade atmosférica (A, B, C, D, E, F). Considera-se a velocidade do vento dentro de cada octante representativo da área contaminada. A distância da simulação varia entre 0 e 2000 metros. A plataforma do software é o Matlab.

3.5.1 Dados de entrada

Para a exploração do modelo são necessários os seguintes dados de entrada em cada fase da simulação.

Coeficiente de difusão para o radão (resíduo e cobertura)

θ_{as} :	volume de ar nos poros do material da cobertura, ($\text{cm}^3 - \text{ar} / \text{cm}^3 - \text{solo}$)
ε_c :	porosidade total da cobertura, ($\text{cm}^3 - \text{solo} / \text{cm}^3 - \text{solo}$)
D_{ar} :	coeficiente de difusão no ar, ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
M_A :	massa molar da espécie A, ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)
M_B :	massa molar da espécie B, ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)
P :	pressão, (atm)
T :	temperatura, (K)
T_b :	temperatura de ebulição, (K)
σ_{AB}^2 :	comprimento característico, função do volume molal no ponto de ebulição, (Å)
Ω :	integral da colisão (-)
V'_B :	volume molal, ($\text{cm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$).

Fluxo de radão libertado directamente para a atmosfera

x_t :	espessura da camada de resíduo, (m)
R :	conteúdo de rádio no resíduo, ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)
ρ_t :	densidade do resíduo, ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
E :	coeficiente de emanção do radão, (-)
λ :	constante de decaimento radioactivo, (s^{-1})
ε_t :	porosidade do resíduo, (-).

Fluxo de radão libertado através da cobertura por difusão

- x_c : espessura da camada de cobertura, (m)
 ε_c : porosidade do material da cobertura, (-).

Concentração de radão na atmosfera respirável

- L_x : extensão do local contaminado, (m)
 h : altura média respirável, (m)
 μ_m : velocidade média do vento, (m.s⁻¹).

Dispersão de radão na atmosfera pela pluma de Gauss

- σ_y : parâmetros de dispersão horizontal, (m)
 σ_z : parâmetros de dispersão na vertical, (m)
 y : distância horizontal transversal a partir do centro da pluma, (m)
 z : elevação da superfície, (m)
 A : área da fonte emissora, (m²)
 α : ângulo de cada sector, (45 °)
 f : frequência do vento em cada direcção considerada, (-)
 y_s : valor de y na fronteira de cada sector, (m).

Depleção da pluma

- V_d : velocidade de deposição, (m.s⁻¹)
 ϕ : coeficiente de deposição por via húmida, (ano.m⁻¹.s⁻¹)
 L_d : altura da camada atmosférica estável, (m)
 P_r : precipitação, (m.ano⁻¹)
 μ_a : média aritmética da velocidade do vento, (m.s⁻¹)
 μ_r : média harmónica da velocidade do vento, (m.s⁻¹)
 λ_r : constante de decaimento efectivo na pluma, (s⁻¹)
 V_g : velocidade gravitacional, (m.s⁻¹)
 x : distância na direcção do vento, (m).

3.5.2 1.º Caso de exploração

A primeira exploração do modelo foi feita para um caso teórico. A fonte de contaminação é representada pelos resíduos de uma escombreira com um sistema de cobertura. No local, a concentração de radão é gerada pelo decaimento radioactivo do rádio presente nos resíduos e é libertado para a atmosfera ocorrendo a partir daqui a

sua dispersão na direcção do vento. Como resultado obtém-se o fluxo de radão que se liberta do solo por difusão, a sua diluição na atmosfera local e a dispersão pelo vento quantificando os valores da concentração do radão no local à “altura respirável” e a sua distribuição resultante da dispersão ao longo de uma distância estipulada.

3.5.2.1 Coeficiente de difusão dos resíduos e da cobertura

O cálculo do coeficiente de difusão do radão no resíduo (D_i) é feito pelas expressões descritas na secção 3.2 substituindo os valores dos parâmetros referentes ao solo pelos valores dos parâmetros referentes ao resíduo. Foram feitas duas estimativas com valores diferentes de porosidades para a cobertura e para o resíduo que se apresentam na Tabela 3-7.

Tabela 3-7: Porosidade total e volume de ar para o material da cobertura e do resíduo.

	Exemplo	Porosidade total	Volume de ar	$D \text{ (m}^2 \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$
1.º	Resíduo	0,438	0,30	$1,2979 \times 10^{-6}$
	Cobertura	0,287	0,20	$7,8350 \times 10^{-7}$
2.º	Resíduo	0,30	0,207	$8,0410 \times 10^{-7}$
	Cobertura	0,30	0,207	$8,0410 \times 10^{-7}$

3.5.2.2 Fluxo de radão libertado para o exterior por difusão

Para o cálculo do fluxo libertado consideraram-se três situações distintas e que abrangem as hipóteses possíveis: i) fluxo de radão libertado directamente dos resíduos para o ar sem sistema de cobertura; ii) fluxo de radão libertado para o ar com uma camada de cobertura e iii) fluxo de radão libertado com um sistema de cobertura de duas camadas.

No primeiro caso considera-se que a espessura dos resíduos é igual a 3 m; o conteúdo de rádio no resíduo é de $10\,376 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$; a densidade do resíduo é de $1600 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, a porosidade total do resíduo é de 0,438 para o 1.º exemplo e 0,30 para o 2.º exemplo, o coeficiente de emanção para o radão é 0,2 e a constante de decaimento radioactivo para o radão é igual a $2,10 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$.

Os resultados obtidos para o 1.º exemplo e para o 2.º exemplo são, respectivamente: $J_t = 5,13 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ e $J_t = 4,04 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

No segundo caso considera-se uma cobertura de material homogéneo, com 2 m de espessura, de forma a apresentar as seguintes características:

Tabela 3-8: Características do material de cobertura.

Coeficiente de difusão	D (m ² .s ⁻¹)
D _c (1.º exemplo)	7,835 x 10 ⁻⁷
D _c (2.º exemplo)	8,041 x 10 ⁻⁷
Porosidade	(%)
ε _c (1.º exemplo)	0,287
ε _c (2.º exemplo)	0,30

Obteve-se um fluxo igual a 0,131 Bq.m⁻².s⁻¹ para o 1.º exemplo e igual a 0,159 Bq.m⁻².s⁻¹ no segundo exemplo. O fluxo libertado diminui consideravelmente para ambos os exemplos em que se considerou a existência da camada de cobertura.

Se for aceitável um fluxo superior ao obtido, podemos repetir os cálculos com uma espessura da cobertura menor ou determinar a espessura necessária para permitir apenas o valor de um fluxo imposto. Os resultados obtidos nestas condições para o primeiro exemplo e para o segundo exemplo foram, respectivamente, x_c = 94,73 cm e x_c = 105,1 cm, respeitando um fluxo imposto de 0,74 Bq.m⁻².s⁻¹. Assim, com uma camada de espessura inferior à inicialmente considerada (2 m), é possível limitar o fluxo libertado para o valor que constitui a referência da libertação máxima de radão em presença de um sistema eficaz de armazenamento de resíduos radioactivos.

No terceiro caso considera-se um sistema de cobertura com duas camadas semelhante ao representado na Figura 3-4. O objectivo é dimensionar um sistema de cobertura com várias camadas para cobrir os resíduos. É necessário efectuar os cálculos anteriores para cada camada que compõe o sistema.

Considerou-se a aplicação de uma camada de argila com 50 cm e uma camada de material da decapagem limpo, com espessura suficiente para apenas permitir um fluxo médio à superfície de 0,74 Bq.m⁻².s⁻¹. O fluxo através do resíduo sem cobertura (J_i) já foi calculado no exemplo anterior e é igual a 5,13 Bq.m⁻².s⁻¹.

De seguida, é necessário calcular a espessura das duas camadas (x_{c1}, x_{c2}). Os valores dos parâmetros básicos necessários à simulação encontram-se na Tabela 3-9:

Tabela 3-9: Parâmetros necessários ao sistema de cobertura com duas camadas.

Parâmetros	D (m ² .s ⁻¹)	ε	M	m
Resíduo (t)	1,2979 x 10 ⁻⁶	0,438	11,7	0,4
Argila (c ₁)	7,8350 x 10 ⁻⁷	0,287	6,3	0,4
Material inerte (c ₂)	2,2083 x 10 ⁻⁶	0,37	5,4	0,25

Para estimar o fluxo libertado dos resíduos bem como de cada camada do sistema de cobertura deve-se seguir a metodologia já descrita.

- Cálculo da atenuação do fluxo (J_{c1}) através da camada de argila: $J_t = 5,13$ ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e $J_{c1} = 1,63$ ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).
- Cálculo do coeficiente de difusão equivalente (D_{t1}) da fonte para o material inerte de cobertura. A camada de resíduo e a camada de argila passam a constituir a nova fonte e a sua espessura passa a ser a soma das duas ($3 + 0,5 = 3,5$ m). O coeficiente de difusão para a nova fonte (D_{t1}) é $1,06 \times 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$.
- O valor de D_{t1} é substituído por D_t e $J_{c1} = 1,63 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ é substituído por J_t e a espessura de material inerte constituinte da 2.^a camada da cobertura é igual a $x_{c2} = 102$ cm.
- A espessura total da cobertura obtém-se somando a espessura de cada uma das camadas do sistema de cobertura: $102 + 50 = 152$ cm.

Este exemplo não pressupõe qualquer fluxo de radão proveniente do rádio na cobertura. No entanto, quando existe contaminação na cobertura, o fluxo resultante é muito pequeno e pode ser adicionado ao calculado, não alterando significativamente o resultado (NUREG, 1984).

Se aplicarmos a mesma metodologia ao 2.º exemplo, em que a porosidade do resíduo é igual à porosidade da cobertura ($\epsilon_c = \epsilon_t = 0,30$), obtemos os valores descritos na Tabela 3-10, para o fluxo através dos resíduos sem cobertura (J_t), a atenuação do fluxo através de uma camada de cobertura de 50 cm de argila (J_{c1}), e a espessura necessária de uma cobertura de com duas camadas (argila + material inerte) para permitir apenas um fluxo de $0,74 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (J_{c2}).

Tabela 3-10: Fluxo e espessura de cada camada.

Fluxo	($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
J_t	5,13
J_{c1}	1,63
J_{c2}	0,74
Espessura	(cm)
x_{c1}	50
x_{c2}	115,79
x_c (total)	165,79

3.5.2.3 Cálculo da concentração de radão na atmosfera respirável

A exploração deste modelo baseou-se numa área de libertação rectangular representando a soma de várias fontes de emissão pontuais. A extensão do local contaminado é de 400 m (L_x : extensão da zona de mistura) e a altura da mistura atmosférica é de 1,70 m (h : altura respirável ou de inalação). A velocidade do vento é considerada constante dentro deste compartimento e tem um valor médio igual a 4,4 m.s^{-1} (μ_m). A concentração na atmosfera local originada pelo fluxo que se liberta através dos resíduos sem cobertura é dada por C_t , a concentração gerada pelo fluxo de resíduos através da camada de cobertura de argila, com espessura de 50 cm, é dada por C_{c1} e a concentração gerada pelo fluxo libertado, através de um sistema de cobertura de duas camadas (argila + material inerte da decapagem), é dado por C_{c2} . A simulação foi feita para os dois exemplos da Tabela 3-7. Os resultados encontram-se representados na Tabela 3-11.

Tabela 3-11: Concentração na atmosfera local.

Resultados	C, Concentração no local (Bq.m^{-3})
1.º	$C_t = 274,55$ $C_{c1} = 87,30$ $C_{c2} = 39,57$
2.º	$C_t = 216,28$ $C_{c1} = 96,41$ $C_{c2} = 39,57$

3.5.2.4 Dispersão de radão na atmosfera pela pluma de Gauss

A partir da concentração de radão na atmosfera local é possível determinar a potência da fonte, Q , para os dois exemplos considerados. Os parâmetros necessários encontram-se descritos na Tabela 3-12.

Tabela 3-12: Parâmetros necessários para a estimativa da potência da fonte.

Parâmetros	Valores
$\mu_m (\text{m.s}^{-1})$	4,4
$A (\text{m}^2)$	60 000
$z (\text{m})$	1,70
$\mu (\text{m/s})$	[4,5278; 6,5556; 4,3889; 3,1944; 3,7778; 4,0556; 4,6667; 3,9444; 4,5278]
$f (-)$	[0,0288; 0,1703; 0,0440; 0,0426; 0,1181; 0,3503; 0,1964; 0,045; 0,0288]

A velocidade média do vento (μ , m/s) é apresentada para cada rumo (8 direcções) com a respectiva frequência de ocorrência desse rumo (f , %). Os rumos considerados são: N S E W NW NE SE SW. Repetiu-se no final do intervalo a velocidade e frequência do primeiro rumo para fechar o octógono representativo da área que representa a fonte de libertação.

Analogamente, a potência da fonte originada pelos resíduos sem cobertura é dada por Q_t , pelo fluxo através de uma camada de argila de 50 cm é dada por Q_{c1} e a originada pelo fluxo através de um sistema de cobertura de duas camadas (argila + material inerte da decapagem) é dada por Q_{c2} (Tabela 3-13).

Tabela 3-13: Potência da fonte para cada caso considerado.

Resultados	Q, Potência da fonte ($Bq.s^{-1}$)
1.º	$Q_t = 3,08 \times 10^5$ $Q_{c1} = 8,83 \times 10^4$ $Q_{c2} = 4,44 \times 10^4$
2.º	$Q_t = 2,43 \times 10^5$ $Q_{c1} = 1,08 \times 10^5$ $Q_{c2} = 4,44 \times 10^4$

A potência da fonte vai ser o ponto de partida para a dispersão do radão em cada octante segundo a respectiva direcção do vento. Simulou-se esta dispersão apenas para o 1.º exemplo da Tabela 3-7 (porosidade do resíduo = 0,438), considerando as duas situações: a 1.ª sem cobertura e a 2.ª com um sistema de cobertura de duas camadas, constituída por argila, ($\epsilon_{c1} = 0,287$) e material inerte da decapagem ($\epsilon_{c2} = 0,37$), segundo cada uma das categorias de estabilidade de Pasquill. O valor mais elevado para a dispersão, em função das diferentes categorias de estabilidade, encontra-se na Tabela 3-14 consoante se considere a existência ou não de cobertura.

Tabela 3-14: Dispersão em função da categoria de estabilidade atmosférica.

Sem cobertura	A	B	C	D	E	F
$X_{ar} (Bq.m^{-3})$	2,05	3,41	5,22	7,96	14,28	22,94
Com cobertura						
$X_{ar} (Bq.m^{-3})$	0,295	0,492	0,755	1,143	2,057	3,578

Se consideramos que não há cobertura, o fluxo de radão libertado é superior e, consequentemente, a quantidade disponível para a dispersão. No caso de existir uma

cobertura, ocorre a atenuação do fluxo libertado, diminuindo a quantidade de radão disponível para a dispersão.

Em ambos os casos considerados (com ou sem cobertura), os valores mais elevados para a concentração ao nível médio do solo verificam-se na categoria F. Esta categoria de estabilidade ocorre predominantemente durante a noite. As categorias A e B apresentam os valores mais baixos. Os valores das categorias C e D são inferiores às categorias E e F e superiores aos valores das categorias A e B. A categoria D (neutra) abrange características meteorológicas bastante vastas e os valores da velocidade do vento utilizados para esta simulação aproximam-se bastante do espectro de velocidades que caracterizam esta categoria de estabilidade (EPA, 2000a).

Das seis categorias de estabilidade exploradas, a categoria F apresenta os valores mais elevados para dispersão de radão na atmosfera. Embora estejam associados a esta categoria os valores mais baixos de σ_z , este parâmetro é inversamente proporcional à dispersão atmosférica, pelo que gera os valores mais elevados. A dispersão do radão é inversamente proporcional ao parâmetro que caracteriza cada categoria de estabilidade, ou seja ao desvio padrão σ_z .

A análise destas considerações e destes valores tiveram na origem da escolha das categorias F e D para o seguimento da exploração dos modelos, isto porque a categoria F representa o pior cenário para todos os parâmetros estudados e a categoria D abrange condições meteorológicas bastante vastas, sendo a sua probabilidade de ocorrência bastante elevada relativamente às outras categorias. No entanto, embora a categoria F represente o pior cenário, em termos de valores de concentração e fluxo de radão, esta categoria de estabilidade ocorre especificamente durante a noite, logo, o período de exposição durante o dia será sempre superior, uma vez que se considerou que receptor estará permanentemente em exposição. Por outro lado, os dados da velocidade do vento utilizados enquadram-se nas velocidades para as categorias de estabilidade C ou D, afastando-se muito das velocidades típicas das categorias A, B, E e F.

3.5.3 2.º Caso de exploração

Numa segunda abordagem do modelo adoptaram-se alguns valores referentes a um local em particular, as escombreyras da mina da Urgeirça, nomeadamente os

valores do fluxo médio de radão publicados por Reis et al. (2000) referentes à barragem velha de rejeitados da Urgeiriça.

Considerou-se que a área contaminada a estudar é constituída por 4 zonas de armazenamento de resíduos com características diferentes, identificadas por B_1 , B_2 , B_3 e B_4 . A área correspondente a cada uma das zonas foi calculada por aproximação. Definiram-se as coordenadas do ponto central de cada uma das áreas que representam a fonte pontual de emissão. Estipulou-se que todas as zonas têm uma altura de 15 m (x_i) e uma cobertura de 1,2 m de solo limpo (x_c).

Pressupõe-se que o material presente nas diferentes zonas apresenta actividade diferente consoante o teor do minério em que tiveram origem e o rendimento do processo de tratamento a que o mesmo foi submetido: um minério pobre com teor de 0,2 kg/t lixiviado a 100 % e um minério com teor de 1 kg/t lixiviado a 90 %. Isto significa que, no primeiro caso, os radionuclídeos solúveis foram removidos totalmente e não se encontram presentes no resíduo sólido e que, no segundo caso, apenas 10 % dos radionuclídeos solúveis irão para o resíduo.

Tabela 3-15: Área de cada zona a estudar e a respectiva coordenada do ponto médio.

Local	Área (m ²)	Coordenadas (x, y), m
B_1	28 255	(20 456,93 288)
B_2	37 622	(20 540,93 200)
B_3	26 476	(20 580,93 356)
B_4	17 969	(20 872,93 460)
Total	110 321	-----

3.5.3.1 A actividade de rádio gerada pela cadeia do ^{238}U

A actividade no material do resíduo foi calculada com base no modelo apresentado no capítulo 2. Fez-se corresponder às zonas B_1 , B_2 e B_3 , os resíduos do tratamento do minério de urânio com teor igual a 1 kg/ton, lixiviado a 90 %, e à zona B_4 os resíduos do tratamento do mesmo minério, mas com teor igual a 0,2 kg/ton e lixiviado a 100 %. A actividade resultante para cada área encontra-se representada na Tabela 3-16.

Tabela 3-16: Actividade estimada para cada uma das zonas consideradas.

Local	Teor do minério (kg/ton)	Rendimento da lixiviação (%)	Actividade (Bq/kg)
B ₁	1	90	10 376
B ₂	1	90	10 376
B ₃	1	90	10 376
B ₄	0,2	100	2 075

3.5.3.2 Cálculo de coeficiente de difusão para o radão

Para estimar o fluxo de radão para a atmosfera é necessário calcular o coeficiente de difusão do radão no material do resíduo que depende do coeficiente de difusão do radão no ar, D_{ar} . Este coeficiente foi calculado através do método de Wilke & Lee (Lyman, 1990) com os parâmetros de entrada descritos na Tabela 3-17.

Tabela 3-17: Parâmetros de entrada necessários à estimativa do coeficiente de difusão no ar.

Parâmetros de entrada	Valores	Parâmetros de entrada	Valores
ε_t (resíduos), %	0,438	V_B' (cm ³ .mol ⁻¹)	22,818
θ_t (resíduos), %	0,30	$(\varepsilon/k)_A$ (K)	78,6
ε_c (cobertura), %	0,37	a	1,06036
θ_c (cobertura), %	0,318	b	0,15610
M_A (g.mol ⁻¹)	28,97	c	0,19300
M_B (radão) (g.mol ⁻¹)	222,02	d	0,47635
P (atm)	1	e	1,03587
T (K)	273	f	1,52996
T_b (K)	211,4	g	1,76474
σ_A (Å)	3,711	h	3,89411

Na Tabela 3-18 são apresentados os resultados do coeficiente de difusão no ar para o radão obtidos com estes valores de entrada.

Tabela 3-18: Parâmetros estimados para o cálculo do coeficiente de difusão no ar.

Parâmetros calculados	Valores
B (constante)	$2,0712 \times 10^{-3}$
Ω (-)	1,0801
$(\omega/k)_{AB}$ (K)	138,23
$(\omega/k)_B$ (K)	243,11
σ_{AB} (Å)	3,5289
σ_B (Å)	3,3469
T^* (K)	1,9749

O valor obtido para o coeficiente de difusão no ar é igual a $1,372 \times 10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ e vai ser o valor a usar nos cálculos do coeficiente de difusão na cobertura (D_c) e nos resíduos (D_t). Na bibliografia consultada (Yu, 1993) é indicado o valor de $1,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ para a difusão do radão em ar aberto. Comparando este valor, determinado experimentalmente, com o valor calculado verifica-se um ligeiro desvio entre os dois valores. Os resultados obtidos para o coeficiente de difusão, na cobertura e nos resíduos, respectivamente, são:

Tabela 3-19: Coeficiente de difusão para a cobertura e para os resíduos (método Wilke & Lee).

Coeficiente de difusão	($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)
D_c	$2,2083 \times 10^{-6}$
D_t	$1,2979 \times 10^{-6}$

O passo seguinte é estimar o fluxo de radão que se liberta para o exterior. Os parâmetros de entrada para calcular o fluxo de radão são os seguintes:

Tabela 3-20: Parâmetros de entrada necessários para estimar o fluxo libertado para o exterior.

Parâmetros de entrada	Valores
A ($\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$) - $B_1 = B_2 = B_3$	10 376
A ($\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$) - B_4	2 075
x_t (m)	15
x_c (m)	1,2
λ (^{222}Rn) (s^{-1})	$2,10 \times 10^{-6}$
E (-)	0,25
ρ_t (kg/m^3)	1600

O parâmetro E representa o coeficiente de emanação de radão e pode ser definido como sendo a fracção de átomos que, após libertação, fica disponível para se

difundir, ou seja, representa a razão entre a quantidade de radão que se liberta das partículas e a que é gerada por desintegração do rádio. Adoptou-se um valor igual a 0,25 (Yu, 1993).

O fluxo que se liberta através do resíduo, J_t , e através da cobertura, J_c , em cada uma das zonas para a espessura considerada, encontra-se representado na Tabela 3-21.

Tabela 3-21: Fluxo de radão que se liberta em cada área considerada.

Local	$J_t (\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1})$	$J_c (\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1})$
B ₁	6,852	2,219
B ₂	6,852	2,219
B ₃	6,852	2,219
B ₄	1,370	0,444

O fluxo de radão que se liberta depende directamente da porosidade do material e, consequentemente, do coeficiente de difusão. A humidade da cobertura é um parâmetro dominante que também afecta o coeficiente de difusão e influencia a atenuação do radão. No caso de não haver cobertura, o fluxo obtido varia segundo a porosidade do resíduo: quanto mais poroso, maior o coeficiente de difusão e maior é o fluxo que se liberta para a atmosfera. O fluxo gerado pelo minério pobre não tratado é inferior ao gerado pelos resíduos do minério rico. A cobertura de 1,2 m de solo limpo permitiu uma atenuação de cerca de 32% do fluxo libertado.

Considerou-se até agora a emissão pontual de quatro fontes de contaminação, georeferenciadas segundo o ponto médio de cada área, obtendo-se quatro fluxos de radão. O modelo vai associar as quatro fontes pontuais, passando a ser uma só fonte de emissão, com ponto médio central dado pela coordenada (x, y) resultante da média aritmética das coordenadas de cada uma das fontes pontuais (Tabela 3-22).

Tabela 3-22: Média das coordenadas de cada área considerada.

Local	Coordenadas (x, y), m
B ₁	(20 456,93 288)
B ₂	(20 540,93 200)
B ₃	(20 580,93 356)
B ₄	(20 872,93 460)
Coordenada média	(20 612,93 326)

A área total contaminada a considerar (A) será a soma das 4 áreas parcelares e igual a $110\,321\text{ m}^2$, e o fluxo total que se liberta desta nova área é dado pelo quociente entre a massa total de radão que se liberta ($J_1.A_1 + J_2.A_2 + J_3.A_3 + J_4.A_4$) e a área total ($A_1 + A_2 + A_3 + A_4$).

A potência da fonte, Q (Bq.s^{-1}) é dada pelo produto da área total pelo fluxo total e representa a radiação libertada em toda a zona contaminada. Os resultados obtidos para o fluxo total e para a potência da fonte para os resíduos e para a cobertura encontram-se representados na Tabela 3-23.

Tabela 3-23: Fluxo total (J) e potência da fonte (Q) para os resíduos (t) e para a cobertura (c).

Material	J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	Q (Bq.s^{-1})
Resíduos (t)	5,9591	$6,5742 \times 10^5$
Cobertura (c)	1,9299	$2,1291 \times 10^5$

3.5.3.3 A concentração de radão na atmosfera respirável

Definiu-se uma área contaminada de $110\,321\text{ m}^2$ que corresponde à área definida pela geometria de um polígono regular, dividido em 8 partes iguais ou sectores, constituindo o octógono já referido na secção anterior. Cada sector é caracterizado pela velocidade média do vento com diferentes concentrações de radão segundo a direcção do vento associada a cada sector (N S E W NW NE SE SW).

As dimensões da área contaminada são definidas pela área do octógono, pelo comprimento de cada um dos 8 lados e pelo raio da circunferência circunscrita ao polígono e que juntamente com a altura de mistura, h, definem o volume no qual toda a emissão é uniformemente misturada o que resulta numa emissão uniforme em toda a área contaminada.

A concentração de radão na atmosfera local, à altura de mistura, h, ou seja a altura média respirável (1,7 m), vai descrever a concentração de radão que se liberta e que se dilui pela velocidade média do vento, μ_m (constante), até à altura h, em toda a área constituída pelos 8 sectores.

A velocidade média do vento a adoptar na zona de mistura deverá ser a média do espectro de velocidades anual ponderada pela sua frequência (f) segundo a direcção associada a cada octante.

Tabela 3-24: Parâmetros locais necessários à estimativa da concentração de radão.

Parâmetros	Valores
A (m ²)	110 321
L _x (m)	151,16 ³
h (m)	1,7
μ (m/s)	[4,5278;6,5556;4,3889;3,1944;3,7778;4,0556;4,6667;3,9444]
f (-)	[0,0288; 0,1703; 0,0440; 0,0426; 0,1181; 0,3503; 0,1964; 0,045]
Direcção	N S E W NW NE SE SW
μ _m (m/s)	4,557

Se não houver camada de cobertura, a concentração de radão no exterior na atmosfera local à altura média respirável, é dada por C_t . No caso de se considerar a existência de uma camada de cobertura, a concentração resultante do fluxo que atravessa a cobertura, é dada por C_c . Os resultados obtidos no modelo para estes dois parâmetros são: $C_t = 70,171$ (Bq.m⁻³) e $C_c = 22,725$ (Bq.m⁻³).

A direcção NE representa a orientação segundo a qual a respectiva velocidade se verifica com maior frequência ao longo do ano, o que significa que esta é a direcção dominante do vento no espectro de velocidades considerado. A concentração à altura respirável, h, na direcção dominante do vento corresponde apenas ao lado do octógono que limita o sector que apresenta esta direcção do vento (apenas se considera um lado). A velocidade média do vento na direcção dominante e que foi usada no cálculo C_t e de C_c , corresponde a 4,0556 m/s. Os resultados obtidos no modelo para estes dois parâmetros na direcção dominante do vento são: $C_t = 630,83$ (Bq.m⁻³) e $C_c = 204,30$ (Bq.m⁻³).

3.5.3.4 Dispersão de radão na atmosfera pela pluma de Gauss

Após a libertação de radão para a atmosfera vai ocorrer a sua dispersão pelo vento a partir da fonte de emissão que se considerou estar localizada no centro da área contaminada localizada pela coordenada média do seu ponto central.

A concentração originada pela dispersão vai ser diferente em cada sector de acordo com os diferentes valores da velocidade do vento (μ_m) e as respectivas frequências (f) de cada um dos octantes que constituem a área contaminada. A Figura 3-13 e a Figura 3-14 representam a dispersão do radão desde a fonte de emissão até

³ Comprimento do lado do octógono para a área de 110 321 m².

a uma distância x , que se definiu ser de 2 km, em cada direcção do vento. As figuras contemplam a exploração com e sem camada de cobertura, respectivamente.

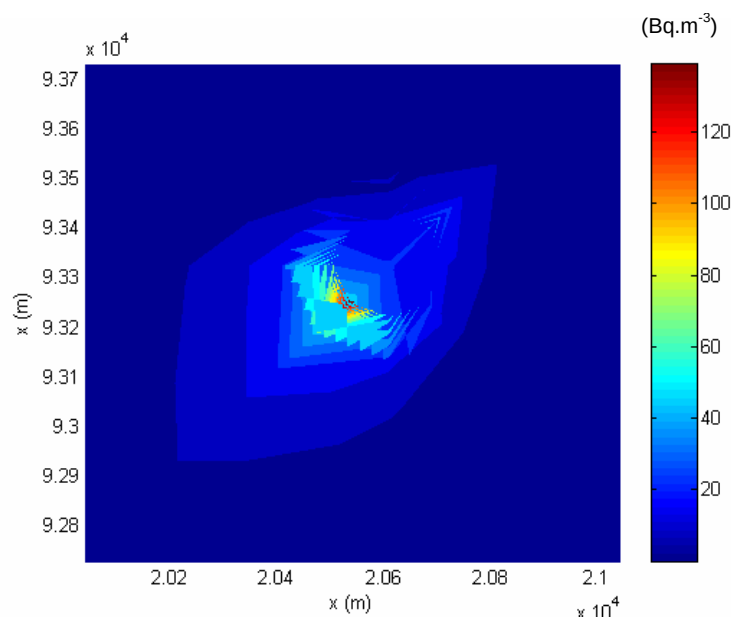


Figura 3-13: Dispersão de radão em cada direcção do vento (com cobertura), (Bq.m^{-3}).

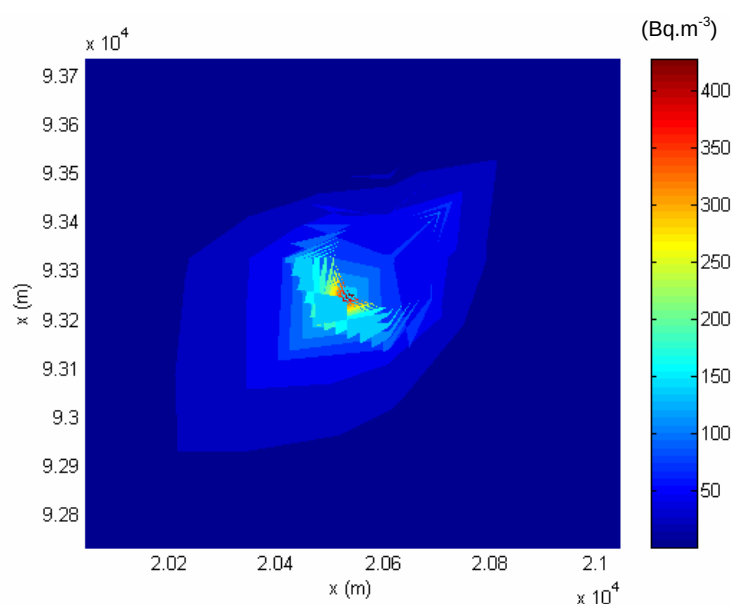


Figura 3-14: Dispersão de radão em cada direcção do vento (sem cobertura), (Bq.m^{-3}).

No caso da dispersão na direcção dominante do vento, estamos a considerar que a dispersão apenas ocorre no lado do octógono associado a esta direcção, NE. Isto significa que toda a emissão de radão desde o centro até ao limite do octógono é constante e igual à concentração à altura média respirável para um só lado. A sua

dispersão só ocorre a partir deste limite, tendo como ponto central o alinhamento definido pela direcção NE, sendo nula nas restantes direcções e nos sectores definidos por estas. Também em toda a extensão do lado do octógono, a concentração de radão é constante e igual à concentração à altura de 1,7 m até cerca de 200 m na horizontal.

É possível associar ao modelo da dispersão na direcção dominante do vento o modelo da “caixa” (ou compartimento), em que a fonte disponível para a dispersão é definida como uma área de emissão e não por um ponto como acontecia no caso anterior. A área é representada por um compartimento rectangular, com concentração homogénea e constitui a soma de várias fontes pontuais. As dimensões consideradas para a área de emissão, a partir da qual ocorre a dispersão, são dadas pela largura de 200 m e pelo comprimento igual ao lado do octógono.

A Figura 3-15 e a Figura 3-16 representam a dispersão do radão na direcção dominante do vento desde a fonte de emissão até uma distância de 2 km. As figuras contemplam os dois casos de exploração com e sem camada de cobertura, respectivamente.

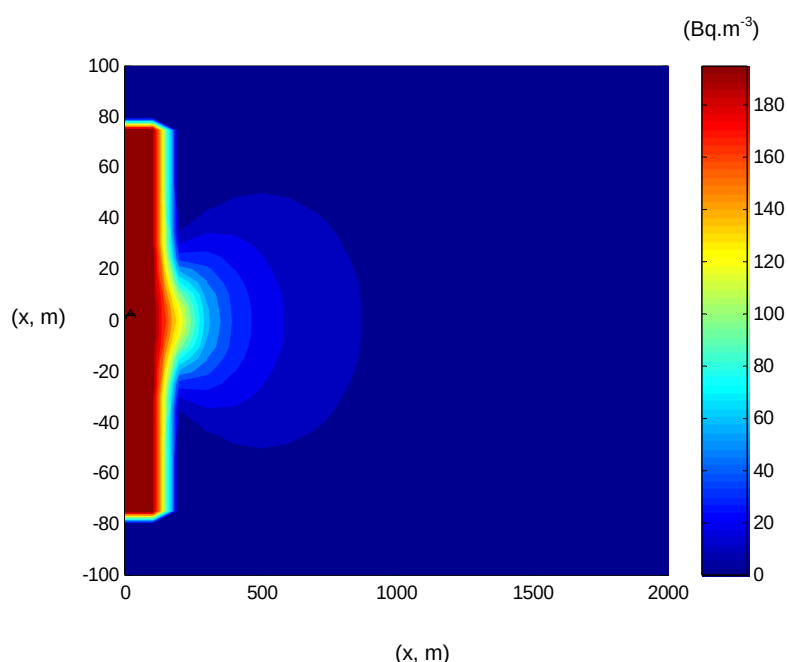


Figura 3-15: Dispersão de radão na direcção dominante do vento (com cobertura), (Bq.m^{-3}).

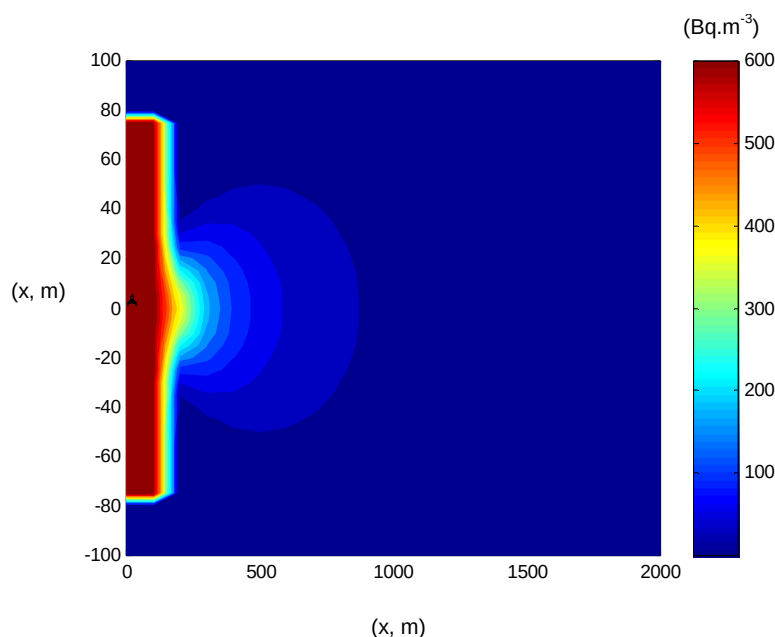


Figura 3-16: Dispersão de radão na direcção dominante do vento (sem cobertura), (Bq.m^{-3}).

3.5.4 3.º Caso de exploração

No 3.º caso de exploração foram efectuadas sucessivas modelagens inversas para definir os valores dos parâmetros que deram origem ao fluxo de radão, que se liberta em cada uma das zonas, publicado por Reis et al. (2000).

Os resultados obtidos no estudo efectuado pelo Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN) resultaram de uma primeira avaliação efectuada na barragem velha de rejeitados da mina da Urgeiriça (BV) com detectores sólidos de traço (detectores passivos). Os fluxos médios anuais medidos para o fluxo de exalação de radão nas diferentes zonas encontram-se representados na Tabela 3-25, (Reis et al., 2000).

Tabela 3-25: Fluxo de radão medido nas diferentes zonas da BV da Urgeiriça.

Local	J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) – valores médios anuais
B ₁	0,288
B ₂	0,163
B ₃	0,206
B ₄ ⁴	0,156

A expressão apresentada em Reis et al. (2000) para o cálculo do fluxo de radão pressupõe que não existe camada de cobertura sobre o material depositado na

⁴ Identificada no relatório do ITN com o n.º 8.

barragem velha de rejeitados ou que esta pode ser desprezada. Fazendo uma modelagem inversa tendo como partida o fluxo de radão medido e sabendo a actividade em rádio que lhe deu origem, calculou-se os respectivos coeficientes de difusão, D, pela expressão (3-91):

$$D = \left(\frac{J}{R\rho E} \right)^2 \cdot \frac{1}{\lambda} \quad (3-91)$$

Aplicando esta expressão a cada uma das zonas em estudo, obtiveram-se os seguintes fluxos:

Tabela 3-26: Coeficiente de difusão para o radão estimado com a expressão (3-91).

Local	R (Bq/kg)	ρ (kg/m ³)	E (-)	D (m ² .s ⁻¹)
B ₁	47 000	1600	0,25	1,12 x 10 ⁻¹⁰
B ₂	8 000	1600	0,25	1,24 x 10 ⁻⁹
B ₃	8 000	1600	0,25	1,97x 10 ⁻⁹
B ₄	2 000	1600	0,25	1,81 x 10 ⁻⁸

Fez-se ainda uma modelagem inversa para calcular o valor de m, a percentagem de humidade do solo (% em peso seco) adaptando a seguinte expressão empírica em função do coeficiente de difusão (Reis et al., 2000):

$$D = 1,06 \times 10^{-5} e^{(-0,261 \cdot m)} \quad (3-92)$$

$$m = -\frac{1}{0,261} \cdot [\ln(1,06 \times 10^{-5}) + \ln(D)] \quad (3-93)$$

Os resultados obtidos encontram-se representados na Tabela 3-27.

Tabela 3-27: Humidade do solo, m, estimada pela expressão empírica (3-93).

Local	m (% em peso)
B ₁	43,91
B ₂	34,70
B ₃	32,91
B ₄	24,41

Os valores apresentados em Reis et al. (2000) resultaram da determinação da humidade em amostras de solo colhidas numa camada de 10 cm de profundidade, as quais foram posteriormente secas a 110°C, e determinada a percentagem de

humidade do solo. Estes valores obtidos experimentalmente são ligeiramente diferentes dos valores calculados. Os resultados encontram-se na Tabela 3-28.

Tabela 3-28: Humidade do solo, m , determinada experimentalmente.

Local	m (% em peso)
B ₁	27 - 38
B ₂	1 - 33
B ₃	1 - 33
B ₄	- ⁵

Tentou-se adaptar os parâmetros físicos do solo do local em estudo, nomeadamente para a humidade (% em peso ou % em saturação), aos modelos já desenvolvidos. Na estimativa do coeficiente de difusão, as variações mais significativas são dadas pela porosidade total (ϵ) e pelo volume de ar (θ) tendo-se adoptado para estes parâmetros os valores da Tabela 3-29 para cada uma das zonas.

Tabela 3-29: Porosidade total (ϵ) e volume de ar (θ) no material de cada zona.

Local	ϵ (cm ³ - solo/cm ³ - solo)	θ (cm ³ - ar/ cm ³ - solo)	D (m ² .s ⁻¹)
B ₁	0,46	0,0186	$1,12 \times 10^{-10}$
B ₂	0,46	0,0383	$1,24 \times 10^{-9}$
B ₃	0,46	0,0440	$1,97 \times 10^{-9}$
B ₄	0,46	0,0857	$1,81 \times 10^{-8}$

Considerou-se que a porosidade total é igual em todas as zonas obtendo-se assim os mesmos coeficientes de difusão de Reis et al. (2000) e portanto os mesmos valores para o fluxo de radão.

Efectuou-se a exploração dos modelos de dispersão com os fluxos determinados em Reis et al. (2000) adoptando as áreas do 1.º caso de exploração, bem como as coordenadas do ponto médio de cada área.

O fluxo total obtido para uma só fonte de emissão, representativa das quatro áreas iniciais, é igual a $J = 0,2042 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. A concentração de radão à altura média respirável é $C = 2,4045 \text{ Bq.m}^{-3}$ e a dispersão segundo cada direcção do vento e em cada sector encontra-se representada na Figura 3-17.

⁵ Não há referência para esta zona.

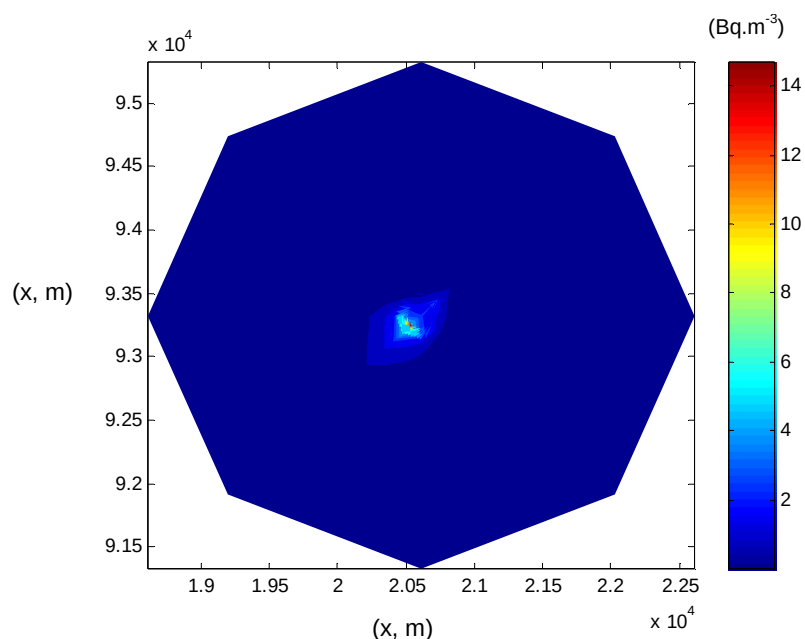


Figura 3-17: Dispersão de radão em cada direcção do vento, (Bq.m^{-3}).

A concentração de radão na direcção dominante do vento, NE, é igual a $21,616 \text{ Bq.m}^{-3}$ e a dispersão segundo esta mesma direcção encontra-se representada na Figura 3-18.

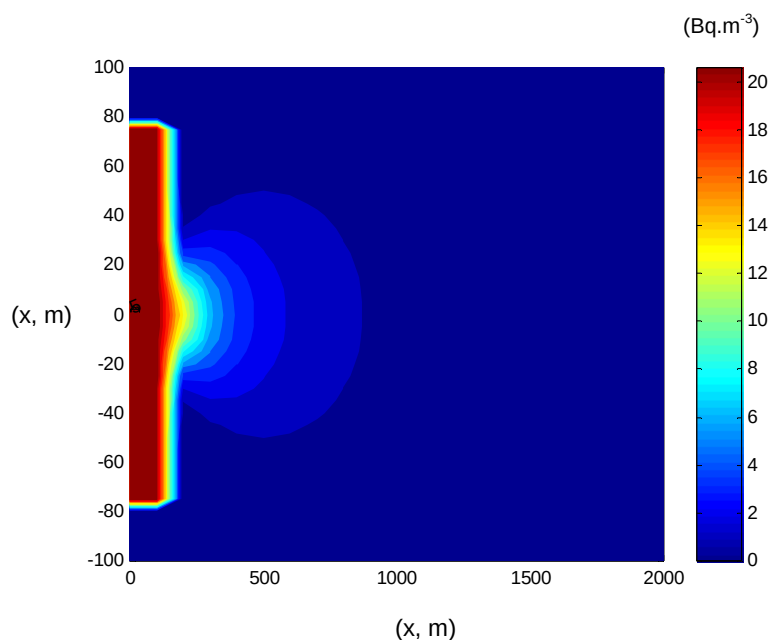


Figura 3-18: Dispersão de radão na direcção dominante do vento, (Bq.m^{-3}).

Por fim, aplicaram-se alguns valores do 2.º caso de exploração ao 1.º caso fazendo a exploração do 1.º caso teórico com os coeficientes de difusão determinados para o 2.º caso de exploração a partir dos valores medidos da humidade no solo (Tabela 3-30).

Tabela 3-30: Coeficientes de difusão determinados para o 2.º caso de exploração a partir dos valores da humidade no solo obtidos experimentalmente.

Local	ϵ (cm ³ - solo/cm ³ - solo)	θ (cm ³ - ar/cm ³ -solo)	D (m ² .s ⁻¹)
B ₁	0,46	0,0383	1,24 x 10 ⁻⁹
B ₂	0,46	0,0383	1,24 x 10 ⁻⁹
B ₃	0,46	0,0383	1,24 x 10 ⁻⁹
B ₄	0,46	0,0857	1,81 x 10 ⁻⁸

O fluxo de radão obtido para cada uma das zonas consideradas encontra-se representado na Tabela 3-31.

Tabela 3-31: Fluxo de radão estimado com os valores da Tabela 3-30.

Local	R (Bq/kg)	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)
B ₁	10376	0,2119
B ₂	10376	0,2119
B ₃	10376	0,2119
B ₄	2075	0,8101

O fluxo total (J) é igual a 0,3093 (Bq.m⁻².s⁻¹), a potência da fonte (Q) é igual a 3,4126 x 10⁴ (Bq.s⁻¹) e a concentração à altura de 1,7 m para a área total (C₀), em cada direcção do vento é igual a 3,6425 (Bq.m⁻³). A dispersão destes valores encontra-se representada na Figura 3-19.

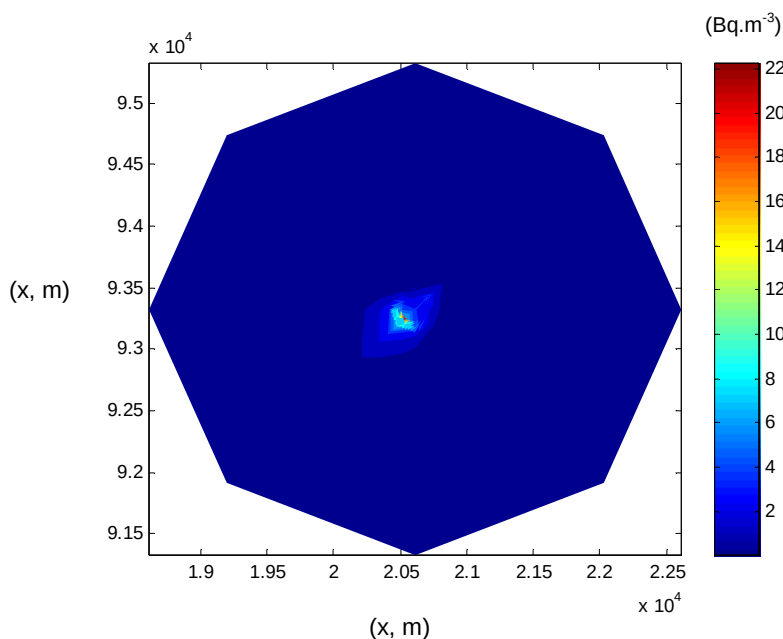


Figura 3-19: Dispersão de radão em cada direcção do vento, (Bq.m⁻³).

Na direcção dominante do vento, o fluxo total (J) é igual a $0,3093 \text{ (Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1})$, a potência da fonte (Q) é igual a $3,4126 \times 10^4 \text{ (Bq.s}^{-1})$ e a concentração à altura de 1,7 m (C_0) é igual a $32,7459 \text{ (Bq.m}^{-3})$. A dispersão destes valores encontra-se representada na Figura 3-20.

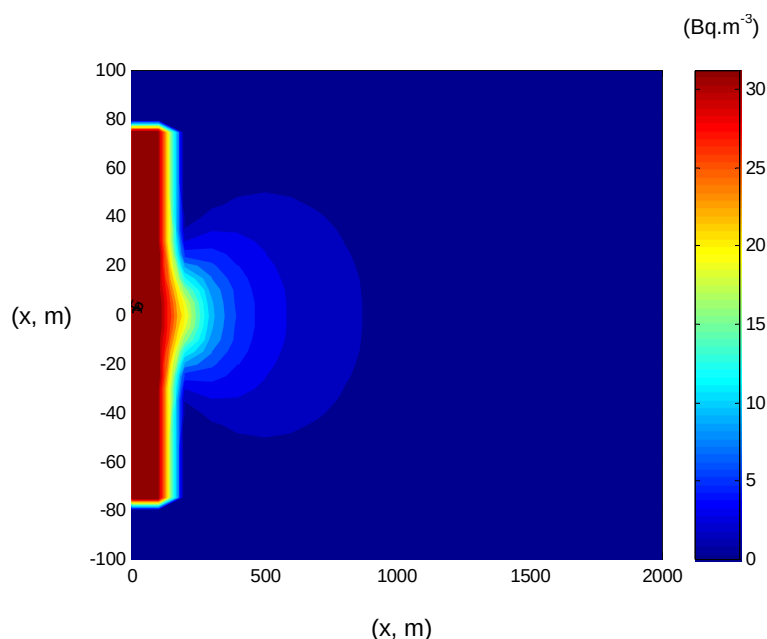


Figura 3-20: Dispersão de radão na direcção dominante do vento, (Bq.m^{-3}) .

3.5.5 4.º Caso de exploração

Este caso de exploração refere-se ao mesmo local de estudo do caso anterior mas os dados a usar têm origem diferente tendo sido cedidos pela EXMIN (2003).

Com os valores de alguns parâmetros medidos localmente tentou-se relacionar o mais possível a exploração do modelo atmosférico com o local em estudo. Assim, foi necessário estimar a área correspondente a cada zona individualizada de acordo com o teor em rádio (Bg/kg), estimar a concentração média para cada uma destas zonas, converter as coordenadas de UTM obtidas pelo GPS em coordenadas militares M e P (meridiano e paralelo) para a representação espacial da concentração de radão, determinar a coordenada média que teoricamente representará o ponto médio de cada zona definida e finalmente adaptar os valores de humidade georeferenciados, determinados em % do peso húmido, nas unidades necessárias para estimar o coeficiente de difusão do radão. As etapas seguidas podem ser sintetizadas da seguinte forma:

- Determinar a área a que corresponde zonas com diferentes teores em rádio. Consideraram-se 7 áreas e que se identificam por: A₁, B₁, B₂, B₃, B₄, B₅ e B₆;
- Determinar o teor médio em rádio para cada área;
- Transformar as coordenadas UTM em coordenadas militares M e P;
- Determinar a coordenada do ponto médio;
- Converter os valores da humidade de % em peso húmido nas unidades necessárias, consoante a expressão a usar no cálculo do coeficiente de difusão do radão;
- Determinar o coeficiente de difusão do radão;
- Determinar o fluxo médio do radão em cada zona;
- Determinar o fluxo médio do radão para toda área contaminada, a concentração ao nível médio do solo e a sua dispersão espacial.

3.5.5.1 Área de cada zona, teor médio em rádio e coordenada do ponto médio

A área das zonas B₁, B₂, B₃, B₄, B₅ e B₆ foi estimada geometricamente através da representação cartográfica da barragem velha da Urgeiriça (EXMIN, 2003). A área da zona A₁ foi estimada por diferença entre a área total da escombreira velha (133 000 m²) e a soma das áreas das zonas B₁, B₂, B₃, B₄, B₅ e B₆ (22 425 m²). O teor médio em rádio para cada área foi estimado a partir dos teores obtidos nas sondagens efectuadas pela EXMIN (2003) em cada uma destas áreas. Foram efectuadas 10 sondagens na área total da escombreira numeradas de 1 a 10.

Tabela 3-32: Actividade média do ²²⁶Ra (Bq.kg⁻¹) determinada nas amostras colhidas nas sondagens efectuadas na barragem velha da Urgeiriça (EXMIN, 2003).

Sondagem	Actividade ²²⁶ Ra (Bq.kg ⁻¹)	M (X)	P (Y)
S ₁	21500	20 563,45	93 230,73
S ₂	3440	20 530,08	93 130,91
S ₃	27200	20 474,10	93 160,93
S ₄	60025	20 432,79	93 242,90
S ₅	66600	20 465,70	93 279,08
S ₆	6355	20 506,47	93 224,34
S ₇	16700	20 543,81	93 310,01
S ₈	39850	20 568,87	93 340,62
S ₉	3360	20 616,59	93 531,57
S ₁₀	16167	2 0641,29	93 609,99

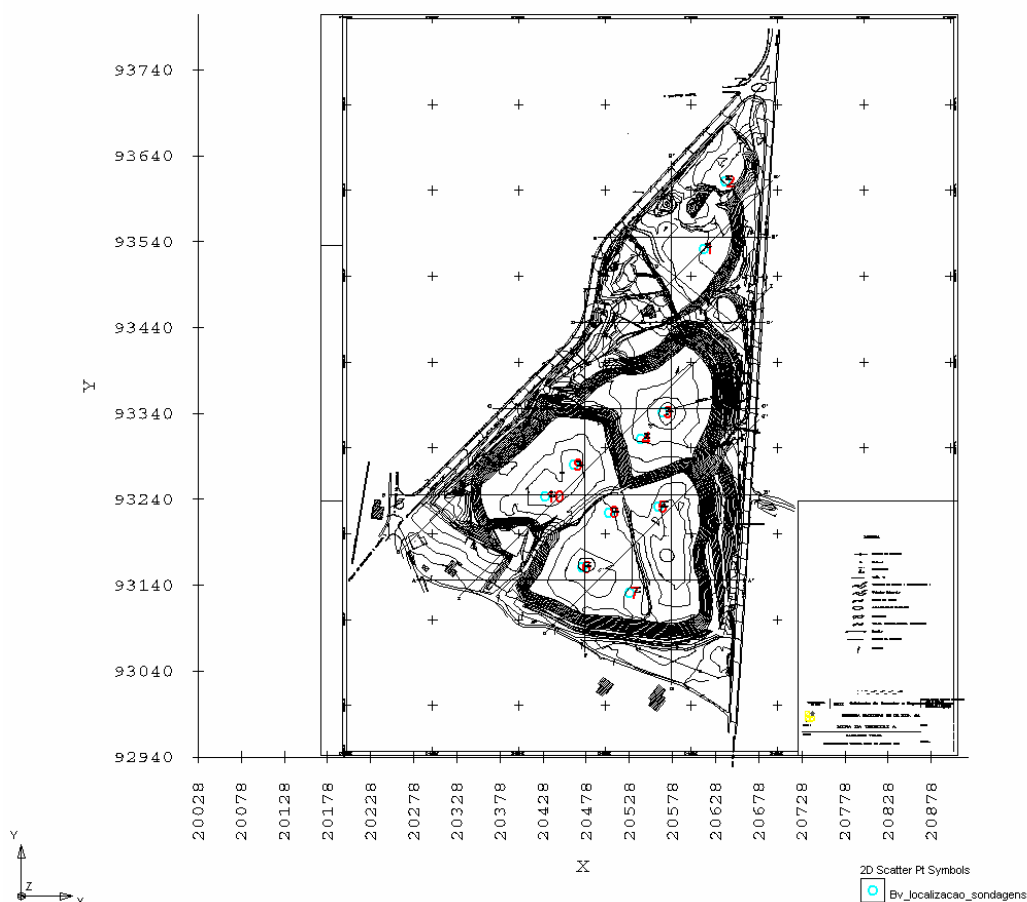


Figura 3-21: Localização dos furos de sondagens na barragem velha da Urgeirica.

A correspondência entre cada uma das sondagens e as áreas definidas e o respectivo teor médio em rádio encontram-se na Tabela 3-33 (EXMIN, 2003):

Tabela 3-33: Actividade média do ^{226}Ra (Bq.kg^{-1}) em cada área a estudar.

Área	Sondagem	Actividade média em ^{226}Ra (Bg.kg^{-1})
A ₁	S ₆ e S ₂	4898
B ₁	S ₁₀	9764
B ₂	S ₉	9764
B ₃	S ₇ e S ₈	28275
B ₄	S ₁	21500
B ₅	S ₃	27200
B ₆	S ₅ e S ₄	63312

As coordenadas foram convertidas de UTM (aferidas ao *Datum* Europeu de 1950) em coordenadas militares Meridiano e Paralelo com recurso aos utilitários da página do Instituto Geográfico do Exército (IGeoE).

Tabela 3-34: Localização do ponto médio de cada área, em coordenadas UTM (aferidas ao Datum Europeu de 1950) e em coordenadas militares M e P (meridiano e paralelo).

Designação	A (m ²)	Rádio (Bg.kg ⁻¹)	UTM (X)	UTM (Y)	M (X)	P (Y)
A ₁	110575	4898	594072	4484998	20512	93321
B ₁	1575	9764	594197	4485300	20640	93621
B ₂	1575	9764	594175	4485244	20618	93566
B ₃	2750	28275	594128	4485018	20581	93340
B ₄	6825	21500	594121	4484867	20560	93189
B ₅	4075	27200	594050	4484852	20489	93175
B ₆	5625	63313	594005	4484953	20445	93276
B total	22425					
Área total	133000					

Em trabalhos anteriores, Faísca e al. (1999) efectuaram medições em dois locais distintos da escombreira velha, em quatro alturas do ano e obtiveram actividades em rádio da ordem dos 47 000 Bq/kg para um dos locais (que corresponderá à zona B = B₁ + B₂ + B₃ + B₄ + B₅ + B₆) e actividades em rádio da ordem dos 8 000 Bq/kg para o outro local (que corresponderá à zona A₁).

Outros autores, nomeadamente, Reis et al. (2000) subdividiram a barragem velha em 5 zonas numeradas de 1 a 5 em que a primeira área apresenta actividade em rádio da ordem de 47 000 Bq/kg, as áreas 2 e 3 apresentam actividade em rádio da ordem de 8000 Bq/kg. Nada é referido relativamente à actividade das zonas 4 e 5. Na exploração anterior do modelo usaram-se estes valores de actividade ao considerarem-se quatro zonas com as seguintes actividades: 47 000; 8 000; 8 000 e 2 000 Bq.kg⁻¹ numa área total 133 000 m². O fluxo médio estimado para toda a área, resultante destes valores da concentração em rádio, foi de 5,96 Bq.m⁻².s⁻¹.

Como resultado da caracterização radiológica, mineralógica e litológica do material das sondagens efectuadas pela EXMIN (2003), a área total foi classificada em 4 zonas principais identificadas por: A; B (periferia); B (centro) e C.

Tabela 3-35: Áreas definidas segundo a caracterização radiológica, mineralógica e litológica.

Unidade	A	B (periferia)	B (centro)	C
Sondagem	S ₂ + S ₆	S ₁ + S ₃ + S ₇	S ₈ + S ₄ + S ₅	S ₉ + S ₁₀
Rádio (Bg.kg⁻¹)	4898	21800	55492	9764

Estamos assim em presença de três situações distintas mediante a concentração em rádio que define o número de áreas a estudar: inicialmente temos 7

zonas definidas pela EXMIN (2003) e adoptadas também em outros trabalhos (Vicente, 2005); no estudo de Faísca et al. (1999) são definidas duas zonas e por fim, com base na radiologia de superfície e nas análises do material das sondagens, EXMIN (2003) resume as 7 zonas definidas inicialmente a 4 zonas principais de acordo com a sua caracterização radiológica, mineralógica e litológica.

Cada caso foi abordado separadamente apresentando-se no final uma comparação ente os resultados obtidos para as três situações diferentes.

3.5.5.2 Humidade determinada experimentalmente em cada local

A humidade do material constituinte de cada zona foi determinada em função da % de peso húmido. Na Figura 3-22 e na Figura 3-23 estão representados graficamente a localização dos pontos onde foram recolhidas as amostras para determinar a humidade.

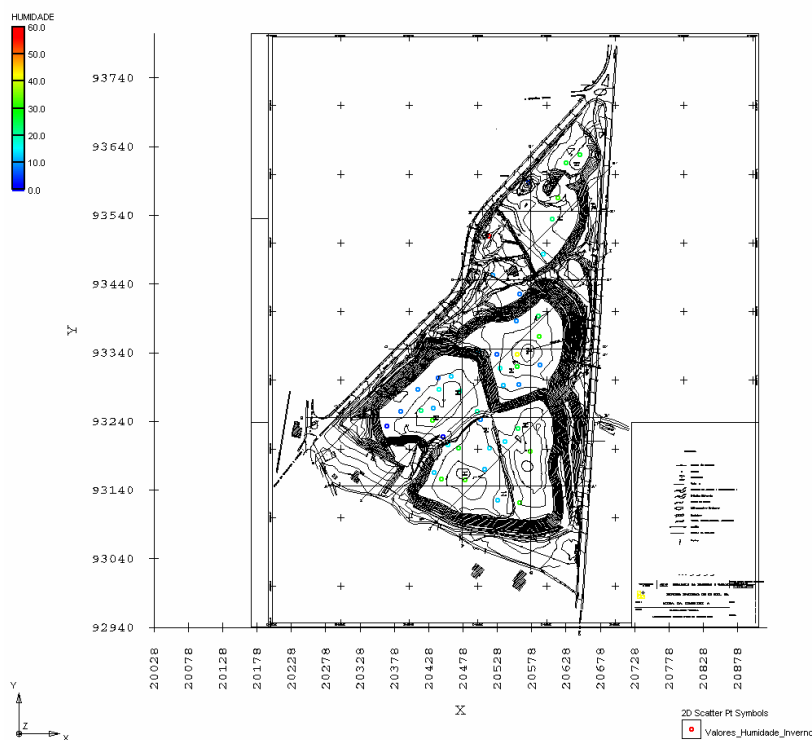


Figura 3-22: Localização dos pontos onde foi determinada a humidade.

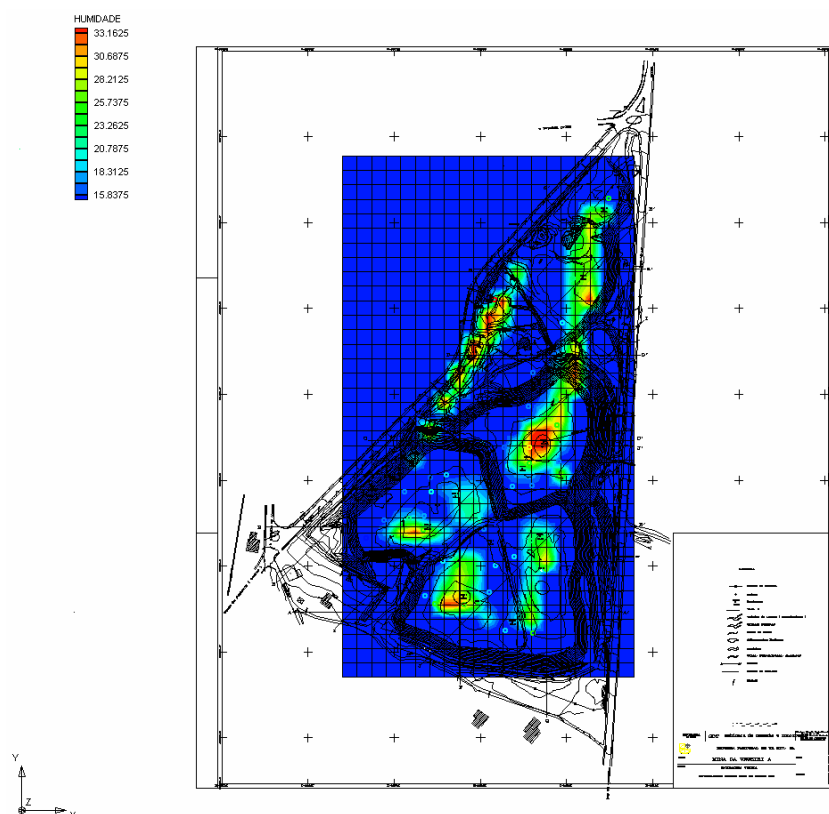


Figura 3-23: Interpolação dos valores da humidade em % (software GMS).

Os valores médios resultantes para cada zona encontram-se na Tabela 3-36 (Vicente, 2005):

Tabela 3-36: Humidade calculada em função da % de peso húmido (Vicente, 2005).

Local	W % (peso húmido)
A ₁	14,6
B ₁	27,5
B ₂	32,8
B ₃	34,4
B ₄	25,8
B ₅	24,4
B ₆	17,7

Nas expressões apresentadas anteriormente para a estimativa do coeficiente de difusão, a fracção de saturação do solo é estimada com a % em peso seco. Como os dados obtidos experimentalmente referem-se à humidade em peso húmido é necessário estimar este parâmetro em % de peso seco. Assim, foi necessário assumir que a massa volúmica das partículas do solo é $2,6 \text{ g.cm}^{-3}$ (Yu, 2001); a massa da

amostra inicial (amostra húmida) é em média 750 g, uma vez que a massa de cada amostra variou entre 500 e 1000 g (Vicente, 2005) e a densidade da amostra húmida (*wet density*, ρ_{wet}) varia entre 1,67 e 1,83 g.cm⁻³ (Bowles, 2002).

A humidade, W, em % de massa húmida foi calculada pela seguinte expressão:

$$W(\%) = \frac{P_{\text{húmido}} - P_{\text{seco}}}{P_{\text{húmido}}} \cdot 100 \quad (3-94)$$

A massa seca da amostra (P_{seco}) foi determinada assumindo que todas as amostras analisadas apresentavam inicialmente uma massa média de 750 g.

Tabela 3-37: Humidade referente a cada área a estudar, W, % em peso seco.

Local	W % (peso húmido)	P _{húmido} (g)	P _{seco} (g)	W % (peso seco)
A ₁	14,6	750	640,5	17,1
B ₁	27,5	750	544	37,9
B ₂	32,8	750	504	48,8
B ₃	34,4	750	492	52,4
B ₄	25,8	750	556,5	34,8
B ₅	24,4	750	567	32,3
B ₆	17,7	750	617	21,5

3.5.5.3 Coeficiente de difusão determinado por vários métodos

Na bibliografia é possível encontrar várias expressões para o cálculo do coeficiente de difusão. Como este parâmetro é decisivo para a estimativa do fluxo libertado fez-se uma abordagem de cada uma das expressões na exploração do modelo. As diferentes expressões usadas no cálculo do coeficiente de difusão foram identificadas por: a) método de Wilke & Lee; b) expressão (1) de Rogers; c) expressão (2) de Rogers e d) expressão (3) de Rogers.

a) Coeficiente de difusão calculado pelo método de Wilke & Lee

Para os parâmetros de entrada referentes ao local vão ser necessários os seguintes valores:

- a porosidade do material da cobertura;
- a fracção volumétrica do conteúdo em água do material da cobertura;
- a porosidade do material que constitui o resíduo;

- a fracção volumétrica do conteúdo em água do material que constitui o resíduo.

O coeficiente de difusão efectivo na fase gasosa pode ser calculado pela seguinte expressão (Trap, 1997):

$$D_{e(\text{fase gasosa})} = \frac{D_{ar} (\epsilon - \theta)^{\frac{10}{3}}}{\epsilon^2} \quad (3-95)$$

em que D_{ar} é o coeficiente de difusão do radão em ar aberto e pode ser calculado pela expressão de Wilke & Lee já descrita anteriormente. O coeficiente de difusão efectivo do radão na fase aquosa é dada por (Trap, 1997):

$$D_{e(\text{fase aquosa})} = \frac{D_w \cdot \theta^{\frac{10}{3}}}{\epsilon^2} \quad (3-96)$$

em que D_w é o coeficiente de difusão do radão na água que em meio completamente saturado pode atingir valores da ordem de $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (NUREG, 1984). O valor de D_w pode ser calculado através da expressão de Scheibel (Lyman, 1990):

$$D_w = \frac{13,26 \times 10^{-5}}{\eta_w^{1,14} V_B^{0,589}} \quad (3-97)$$

em que η_w é a viscosidade da água a determinada temperatura e, neste caso, considerou-se $T = 298 \text{ K}$ a que corresponde $\eta_w = 0,8904 \text{ C}_p$, V_B pode ser determinado pela expressão (3-42) e no caso do radão é igual a $22,818 \text{ cm}^3/\text{mol}$.

O valor obtido para D_w foi de $2,4 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ou $2,4 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. No caso do radão, e nestas condições, o coeficiente de difusão efectivo na fase aquosa é desprezável ($D_{e(\text{fase aquosa})} = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), pelo que o coeficiente de difusão efectivo total ($D_{e(\text{fase gasosa})} + D_{e(\text{fase aquosa})}$) vai depender essencialmente do valor da difusão na fase gasosa.

Segundo Yu (2001), o coeficiente de difusão efectivo ou intersticial (D_e) relaciona-se com o coeficiente de difusão (D), definido pelo quociente entre o fluxo de difusão do radão através de uma área geométrica ou superficial e o gradiente da concentração da actividade de radão no espaço do poro, através da sua multiplicação pela porosidade total: $D = |J_b| / |\nabla C|$ e $D = \epsilon \cdot D_e$.

O fluxo J vai ser estimado em função do coeficiente de difusão obtido pelo método de Wilke & Lee que não é mais do que o coeficiente de difusão aparente, D_e , definido pela equação de Fick como o quociente entre a densidade do fluxo difusivo da actividade de radão através da área do poro (J_e) e o gradiente da actividade da concentração de radão no espaço intersticial do poro (∇C): $D_e = |J_e| / |\nabla C|$.

Na bibliografia (NUREG, 1984) é advertido o uso confuso destes dois coeficientes, muitas vezes estando trocadas as suas designações e consequentemente os seus valores. Para o efeito do cálculo do fluxo neste estudo, o coeficiente de difusão a usar é o que se refere à difusão na área total do poro ou intersticial, independentemente da nomenclatura que lhe atribuírem na bibliografia.

Como se desconhece quer a porosidade do material de cada zona (ϵ), quer o volume de água existente nos poros do material que constitui o resíduo (θ), é necessário assumir alguns valores no modelo para poder estimar estes dois parâmetros a partir da humidade determinada experimentalmente. Considera-se que os parâmetros relativos ao material de cobertura são nulos, isto é, não existe cobertura. As expressões necessárias para estimar os dados de entrada relativos ao local em estudo são descritas na Tabela 3-38 (Bowles, 2002).

Tabela 3-38: Parâmetros necessários à caracterização do local.

Parâmetro	Descrição
G_s :	Gravidade específica dos grãos do solo, $G_s = (W_s/V_s)/\gamma_w$, (-)
γ_w :	Peso específico da água, (9,807 kN/m ³)
ρ_{dry} :	Unidade de massa seca, $\rho_{dry} = W_s / V_T$, (g.cm ⁻³)
W_T :	Peso da amostra, (g)
V_T :	Volume da amostra, (cm ³)
E_v :	Vazios no solo, $E_v = V_v/V_s$, (-)
W :	Humidade, % em peso da amostra húmida, $W = W_w / W_s$
ρ_{wet} :	Unidade de massa húmida, $\rho_{wet} = W_T / V_T$, (g.cm ⁻³)
γ_{wet} :	Unidade de peso (específico) húmido, $\gamma_{wet} = 9,807 \cdot \rho_{wet}$; $\gamma_{wet} = 9,807 \cdot P_{wet} / V_T$, (kN.m ⁻³)
γ_{dry} :	Unidade de peso (específico) seco, $\gamma_{dry} = \gamma_{wet} / (1 + 0,01 \cdot W)$; $\gamma_{dry} = P_s / V_T$, (kN.m ⁻³)
W_s :	Unidade de massa de sólidos, $W_s = \rho_{wet} / (1 + 0,01 \cdot W)$, (g.cm ⁻³)
V_s :	Unidade de volume de sólidos, $V_s = W_s / (G_s \cdot \gamma_w)$; ($\gamma_w = 1$ g.cm ⁻³)
V_v :	Unidade de volume de vazios, $V_v = 1 - V_s$; ($V_T = 1$ cm ³)
W_w :	Unidade de massa de água $W_w = \rho_{wet} - (\rho_{wet} / (1 + 0,01 \cdot W))$
V_w :	Unidade de volume de água, $V_w = W_w / (G_w \cdot \gamma_w)$; ($G_w = 1$; $\gamma_w = 1$ g.cm ⁻³)
G_w :	Gravidade específica da água, (-)
S :	Grau de saturação, $S = 100 \cdot V_w / V_v$, (%)
G_b :	Gravidade específica do solo seco, $G_b = \gamma_{dry} / 9,807$, (-)
θ :	Conteúdo volumétrico em água, $\theta = 0,01 \cdot W \cdot (\rho_{dry} / \rho_w)$, (cm ³ /cm ³)
ε :	Porosidade total $\varepsilon = V_v / V_T$, (-).

Como se desconhece quer o volume da amostra húmida, quer a sua densidade, admitiu-se que a densidade húmida (ou densidade total, $\rho_{wet} = M_T / V_T$) pode variar entre 1,67 e 1,83 g/cm³. Calculou-se o volume total da amostra (húmida) para $\rho_{wet} = 1,67$; 1,7; 1,8 e 1,83. Os valores obtidos para os parâmetros enunciados anteriormente, em função destes valores de densidade (ρ_{wet}), encontram-se nas tabelas seguintes (Tabela 3-39, Tabela 3-40, Tabela 3-41 e Tabela 3-42, respectivamente).

Tabela 3-39: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{\text{wet}} = 1,67$.

W (%)	G _s	ρ_{dry}	W _T	V _T	ρ_{wet}	γ_{wet}	γ_{dry}	W _S	V _S	V _V	W _w	V _w = θ	S	G _b	E _v	ε	W	$\varepsilon - \theta$
14,60	2,60	1,46	750	449,1	1,67	16,38	14,29	1,46	0,56	0,44	0,21	0,21	48,41	1,46	0,78	0,44	14,60	0,23
27,50	2,60	1,31	750	449,1	1,67	16,38	12,85	1,31	0,50	0,50	0,36	0,36	72,59	1,31	0,99	0,50	27,50	0,14
32,80	2,60	1,26	750	449,1	1,67	16,38	12,33	1,26	0,48	0,52	0,41	0,41	79,88	1,26	1,07	0,52	32,80	0,10
34,40	2,60	1,24	750	449,1	1,67	16,38	12,19	1,24	0,48	0,52	0,43	0,43	81,87	1,24	1,09	0,52	34,40	0,09
25,80	2,60	1,33	750	449,1	1,67	16,38	13,02	1,33	0,51	0,49	0,34	0,34	69,98	1,33	0,96	0,49	25,80	0,15
24,40	2,60	1,34	750	449,1	1,67	16,38	13,17	1,34	0,52	0,48	0,33	0,33	67,72	1,34	0,94	0,48	24,40	0,16
17,70	2,60	1,42	750	449,1	1,67	16,38	13,91	1,42	0,55	0,45	0,25	0,25	55,28	1,42	0,83	0,45	17,70	0,20

Tabela 3-40: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{\text{wet}} = 1,7$.

W (%)	G _s	ρ_{dry}	W _T	V _T	ρ_{wet}	γ_{wet}	γ_{dry}	W _S	V _S	V _V	W _w	V _w = θ	S	G _b	E _v	ε	W	$\varepsilon - \theta$
14,6	2,6	1,48	750	441,2	1,7	16,67	14,55	1,48	0,57	0,43	0,22	0,22	50,43	1,48	0,75	0,43	14,60	0,21
27,5	2,6	1,33	750	441,2	1,7	16,67	13,08	1,33	0,51	0,49	0,37	0,37	75,26	1,33	0,95	0,49	27,50	0,12
32,8	2,6	1,28	750	441,2	1,7	16,67	12,55	1,28	0,49	0,51	0,42	0,42	82,71	1,28	1,03	0,51	32,80	0,09
34,4	2,6	1,26	750	441,2	1,7	16,67	12,40	1,26	0,49	0,51	0,44	0,44	84,73	1,26	1,06	0,51	34,40	0,08
25,8	2,6	1,35	750	441,2	1,7	16,67	13,25	1,35	0,52	0,48	0,35	0,35	72,60	1,35	0,92	0,48	25,80	0,13
24,4	2,6	1,37	750	441,2	1,7	16,67	13,40	1,37	0,53	0,47	0,33	0,33	70,29	1,37	0,90	0,47	24,40	0,14
17,7	2,6	1,44	750	441,2	1,7	16,67	14,16	1,44	0,56	0,44	0,26	0,26	57,52	1,44	0,80	0,44	17,70	0,19

Tabela 3-41: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{\text{wet}} = 1,80$.

W (%)	G _s	ρ_{dry}	W _T	V _T	ρ_{wet}	γ_{wet}	γ_{dry}	W _S	V _s	V _v	W _w	V _w = θ	S	Gb	E _v	ϵ	W	$\epsilon - \theta$
14,60	2,60	1,57	750	416,67	1,80	17,65	15,40	1,57	0,60	0,40	0,23	0,23	57,92	1,57	0,66	0,40	14,60	0,17
27,50	2,60	1,41	750	416,67	1,80	17,65	13,85	1,41	0,54	0,46	0,39	0,39	84,95	1,41	0,84	0,46	27,50	0,07
32,80	2,60	1,36	750	416,67	1,80	17,65	13,29	1,36	0,52	0,48	0,44	0,44	92,88	1,36	0,92	0,48	32,80	0,03
34,40	2,60	1,34	750	416,67	1,80	17,65	13,13	1,34	0,52	0,48	0,46	0,46	95,01	1,34	0,94	0,48	34,40	0,02
25,80	2,60	1,43	750	416,67	1,80	17,65	14,03	1,43	0,55	0,45	0,37	0,37	82,09	1,43	0,82	0,45	25,80	0,08
24,40	2,60	1,45	750	416,67	1,80	17,65	14,19	1,45	0,56	0,44	0,35	0,35	79,61	1,45	0,80	0,44	24,40	0,09
17,70	2,60	1,53	750	416,67	1,80	17,65	15,00	1,53	0,59	0,41	0,27	0,27	65,73	1,53	0,70	0,41	17,70	0,14

Tabela 3-42: Cálculo do conteúdo volumétrico em água com $\rho_{\text{wet}} = 1,83$.

W (%)	G _s	ρ_{dry}	W _T	V _T	ρ_{wet}	γ_{wet}	γ_{dry}	W _S	V _s	V _v	W _w	V _w = θ	S	Gb	E _v	ϵ	W	$\epsilon - \theta$
14,6	2,6	1,6	750	409,8	1,83	17,95	15,66	1,60	0,61	0,39	0,23	0,23	60,43	1,60	0,63	0,39	14,60	0,15
27,5	2,6	1,4	750	409,8	1,83	17,95	14,08	1,44	0,55	0,45	0,39	0,39	88,11	1,44	0,81	0,45	27,50	0,05
32,8	2,6	1,4	750	409,8	1,83	17,95	13,51	1,38	0,53	0,47	0,45	0,45	96,17	1,38	0,89	0,47	32,80	0,02
34,4	2,6	1,4	750	409,8	1,83	17,95	13,35	1,36	0,52	0,48	0,47	0,47	98,34	1,36	0,91	0,48	34,40	0,01
25,8	2,6	1,5	750	409,8	1,83	17,95	14,27	1,45	0,56	0,44	0,38	0,38	85,20	1,45	0,79	0,44	25,80	0,07
24,4	2,6	1,5	750	409,8	1,83	17,95	14,43	1,47	0,57	0,43	0,36	0,36	82,67	1,47	0,77	0,43	24,40	0,08
17,7	2,6	1,6	750	409,8	1,83	17,95	15,25	1,55	0,60	0,40	0,28	0,28	68,46	1,55	0,67	0,40	17,70	0,13

Uma vez que os valores obtidos para a porosidade e para o conteúdo volumétrico em água estimados com $\rho_{\text{wet}} = 1,67$ e $\rho_{\text{wet}} = 1,7$ são muito semelhantes, a estimativa do coeficiente de difusão foi feita apenas para o primeiro valor, o mesmo se passa para $\rho_{\text{wet}} = 1,8$ e para $\rho_{\text{wet}} = 1,83$ e neste caso optou-se pelo último valor. Para estimar o coeficiente de difusão pelo método de Wilke & Lee são necessários os valores de ε e de θ correspondentes aos 2 casos extremos de ρ_{wet} (1,67 e 1,83).

Para estimar o coeficiente de difusão efectivo que, como vimos, depende essencialmente da difusão na fase gasosa, vamos usar a expressão (3-95) em que o parâmetro de entrada principal é o valor resultante da diferença ($\varepsilon - \theta$).

Tabela 3-43: Estimativa do coeficiente de difusão pelo método de Wilke & Lee (Lyman, 1990).

Local	ε	θ	$D_e \text{ (m}^2\cdot\text{s}^{-1}) \rho_{\text{wet}} = 1,67$	ε	θ	$D_e \text{ (m}^2\cdot\text{s}^{-1}) \rho_{\text{wet}} = 1,83$
A	0,44	0,21	$5,31 \times 10^{-7}$	0,39	0,23	$1,63 \times 10^{-7}$
B₁	0,50	0,36	$7,87 \times 10^{-8}$	0,45	0,39	$3,15 \times 10^{-9}$
B₂	0,52	0,41	$2,37 \times 10^{-8}$	0,47	0,45	$1,36 \times 10^{-10}$
B₃	0,52	0,43	$1,67 \times 10^{-8}$	0,48	0,47	$1,30 \times 10^{-11}$
B₄	0,49	0,34	$1,03 \times 10^{-7}$	0,44	0,38	$1,01 \times 10^{-8}$
B₅	0,48	0,33	$1,33 \times 10^{-7}$	0,43	0,36	$1,65 \times 10^{-8}$
B₆	0,45	0,25	$3,19 \times 10^{-7}$	0,40	0,28	$9,61 \times 10^{-8}$

O fluxo é estimado com a expressão (3-11) considerando a inexistência de camada de cobertura. Nesta expressão, o coeficiente de difusão $D \text{ (m}^2\cdot\text{s}^{-1})$ refere-se ao espaço total do poro. Estimou-se o fluxo com os coeficientes de difusão obtidos na Tabela 3-43 considerando $\rho_{\text{dry}} = 1,67 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ na expressão de cálculo do fluxo.

Tabela 3-44: Fluxo de radão ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) para $\rho_{\text{wet}} = 1,67$ e $\rho_{\text{wet}} = 1,83$, mantendo $\rho_{\text{dry}} = 1,67$.

Área total	$J \text{ (Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1})$	$C_0 \text{ (Bq}\cdot\text{m}^{-3})$	${}^6C_0 \text{ (Bq}\cdot\text{m}^{-3})$
$\rho_{\text{wet}} = 1,67$ e $\rho_{\text{dry}} = 1,67$	3,06	67,29	605,2
$\rho_{\text{wet}} = 1,83$ e $\rho_{\text{dry}} = 1,67$	1,57	34,48	312,58

Repetiram-se estes dois cálculos do fluxo mas fazendo variar ρ_{dry} de acordo com os valores obtidos na Tabela 3-39 e na Tabela 3-42.

⁶ Concentração de radão na direcção dominante do vento (NE).

Tabela 3-45: Fluxo de radão ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) para $\rho_{\text{wet}} = 1,67$ e $\rho_{\text{wet}} = 1,83$, variando ρ_{dry} segundo os valores obtidos na Tabela 3-39 e na Tabela 3-42.

Área total	J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	C_0 (Bq.m^{-3})	* C_0 (Bq.m^{-3})
$\rho_{\text{wet}} = 1,67$ e $\rho_{\text{dry}} = \text{variável}$	2,61	57,41	516,14
$\rho_{\text{wet}} = 1,83$ e $\rho_{\text{dry}} = \text{variável}$	1,48	32,47	291,96

Comparando os resultados da Tabela 3-44 com os resultados da Tabela 3-45 para $\rho_{\text{dry}} = 1,67$ e para $\rho_{\text{dry}} = \text{variável}$, verifica-se que os resultados não são muito diferentes entre si. Podemos concluir que não há grande diferença na estimativa do fluxo mantendo ρ_{dry} constante e igual a 1,67 para todo o material. Por questões de simplificação da exploração o caso de $\rho_{\text{wet}} = 1,83$ vai ser desprezado uma vez os valores mais elevados, que representarão o pior cenário, foram obtidos para $\rho_{\text{wet}} = 1,67$.

b) Coeficiente de difusão calculado pela expressão (1) de Rogers

Segundo Rogers et al. (NUREG, 1984), a relação entre a fracção de saturação, m , e a humidade (% de peso seco) é dada pela expressão (3-29) que vai ser usada no cálculo do coeficiente de difusão com a expressão (3-27) e que identificamos como sendo expressão (1) de Rogers. Nesta expressão, o grau de saturação é definido como a razão entre o volume de água (cm^3) e o volume de vazios (cm^3) com o qual se relaciona a humidade percentual do solo seco ($\text{kg de água / kg de solo seco}$).

Rogers (NUREG, 1984) recomenda ainda que o coeficiente de difusão seja calculado com a fracção de saturação (m) estimada com a humidade percentual em peso seco da amostra, tendo em conta a influência da porosidade (ϵ) a partir da expressão (3-27).

Assumiu-se neste caso que a porosidade é igual para todo o material e tem o valor de 0,37. Também a densidade ρ_{dry} vai ser constante e igual a $1,67 \text{ g.cm}^{-3}$. A exploração foi feita com os valores da humidade em % de peso húmido ($P_{\text{húmido}}$) e em % de peso seco (P_{seco}).

Tabela 3-46: Coeficiente de difusão estimado com a expressão (3-29) e a humidade, m , estimada com a expressão (3-27).

W (% $P_{\text{húmido}}$)	ρ (g.cm^{-3})	g (g.cm^{-3})	m (-)	D ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)	W (% P_{seco})	m (-)	D ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)	ϵ (-)
14,5	1,67	2	1,468	0	17,10	1,730	0	0,37
27,5	1,67	2	2,783	0	37,93	3,839	0	0,37
32,8	1,67	2	3,320	0	48,81	4,940	0	0,37
34,4	1,67	2	3,482	0	52,44	5,307	0	0,37
25,8	1,67	2	2,611	0	34,77	3,519	0	0,37
24,4	1,67	2	2,470	0	32,28	3,267	0	0,37
17,7	1,67	2	1,791	0	21,51	2,177	0	0,37

Os valores obtidos não são fiáveis porque, além de m ser superior a 1, o que não devia ser pela sua definição de fracção de saturação, o coeficiente de difusão é nulo para todos os valores de humidade. Após várias tentativas de obter valores de m inferiores a 1, concluímos que a expressão empírica para estimar m é muito sensível ao valores de ρ e de g , não podendo ser estimado com valores arbitrados com o risco de obter resultados fisicamente impossíveis.

Repetimos os cálculos da Tabela 3-39 partindo da % de humidade da amostra com base no peso seco. Seleccionamos os parâmetros que vão interessar ao cálculo do coeficiente de difusão com a expressão (1) de Rogers, para ambos os casos da humidade, com base no peso húmido (Tabela 3-47) e no peso seco (Tabela 3-48).

Tabela 3-47: Estimativa de m com base na % em peso húmido da amostra.

W (% $P_{\text{húmido}}$)	ρ_{dry} (g.cm^{-3})	S (%)	ϵ (-)	ρ_{dry} (g.cm^{-3})	G (g.cm^{-3})	m (-)	D ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)
14,5	1,46	48,17	0,44	1,457	2,6	0,48	$1,34 \times 10^{-6}$
27,5	1,31	72,59	0,50	1,310	2,6	0,73	$3,50 \times 10^{-7}$
32,8	1,26	79,88	0,52	1,258	2,6	0,80	$1,83 \times 10^{-7}$
34,4	1,24	81,87	0,52	1,243	2,6	0,82	$1,48 \times 10^{-7}$
25,8	1,33	69,98	0,49	1,328	2,6	0,70	$4,26 \times 10^{-7}$
24,4	1,34	67,72	0,48	1,342	2,6	0,68	$4,97 \times 10^{-7}$
17,7	1,42	55,28	0,45	1,419	2,6	0,55	$9,85 \times 10^{-7}$

Curiosamente, verifica-se que o parâmetro m não é mais do que o grau de saturação, S , estimado na Tabela 3-39, expresso em percentagem, definido como o quociente entre o volume de água e o volume de vazios da amostra.

Na Figura 3-24 encontra-se representado a relação entre o coeficiente de difusão em função da fracção de saturação m . A expressão que traduz a relação obtida é igual a: $D = 5 \times 10^{-6} \cdot m^2 - 1,0 \times 10^{-5} \cdot m + 5 \times 10^{-6}$.

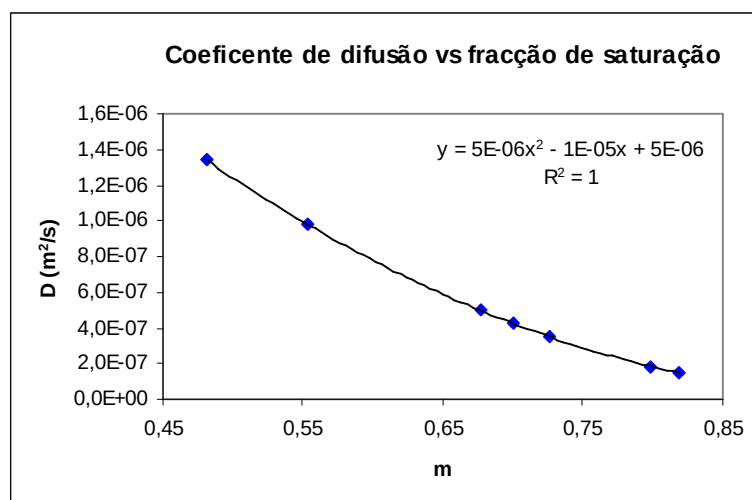


Figura 3-24: Coeficiente de difusão, D , vs fracção de saturação, m (Tabela 3-47).

A estimativa do coeficiente de difusão pela expressão (1) de Rogers com base no peso seco da amostra encontra-se representada a seguir.

Tabela 3-48: Estimativa de m com base na % em peso seco da amostra.

W (% P _{seco})	ρ_{dry} (g.cm ⁻³)	S (%)	ε (-)	ρ_{dry} (g.cm ⁻³)	G (g.cm ⁻³)	m (-)	D (m ² .s ⁻¹)
17,10	1,43	54,01	0,45	1,426	2,6	0,54	$1,04 \times 10^{-6}$
37,93	1,21	85,95	0,53	1,211	2,6	0,86	$9,19 \times 10^{-8}$
48,81	1,12	96,37	0,57	1,122	2,6	0,96	$1,85 \times 10^{-8}$
52,44	1,10	99,28	0,58	1,096	2,6	0,99	$1,05 \times 10^{-9}$
34,77	1,24	82,32	0,52	1,239	2,6	0,82	$1,41 \times 10^{-7}$
32,28	1,26	79,21	0,51	1,263	2,6	0,79	$1,96 \times 10^{-7}$
21,51	1,37	62,71	0,47	1,374	2,6	0,63	$6,75 \times 10^{-7}$

Da mesma forma, e de acordo com a estimativa da humidade em % de peso seco da amostra, nos resultados obtidos também se verifica que o parâmetro m é o grau de saturação (S) expresso em percentagem.

Na Figura 3-25 encontra-se representada a relação entre o coeficiente de difusão e a fracção de saturação, m . A expressão obtida que descreve esta relação é igual à anterior.

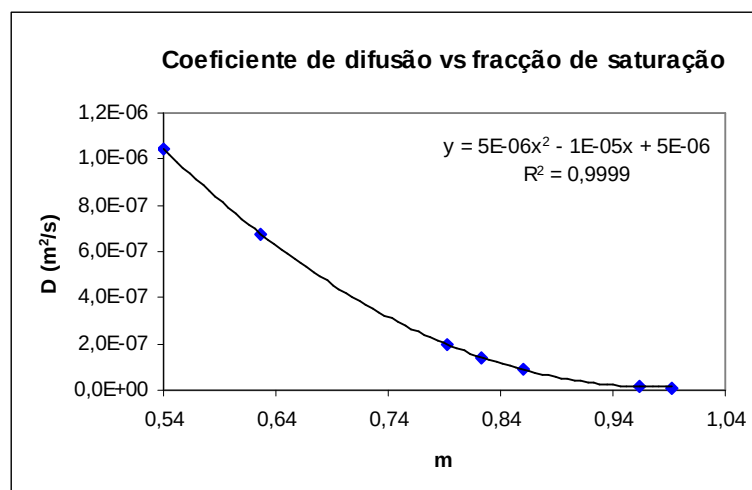


Figura 3-25: Coeficiente de Difusão, D, vs fracção de saturação, m (Tabela 3-48).

Estimado o coeficiente de difusão podemos fazer a exploração do modelo para obter o fluxo resultante. Para poder aferir qual a influência da humidade percentual relativamente à massa seca ou à massa húmida da amostra, fez-se a estimativa para os dois casos: fluxo com base na humidade percentual da massa da amostra húmida e o fluxo com base na humidade percentual da massa da amostra seca.

Tabela 3-49: Fluxo com base na humidade percentual da massa da amostra húmida e seca.

Área total	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	*C ₀ (Bq.m ⁻³)
Humidade (% massa húmida)	5,24	115,19	1035
Humidade (% amostra seca)	3,99	87,69	787,89

c) Coeficiente de difusão calculado pela expressão (2) de Rogers

Em trabalhos anteriores, Reis et al. (2000) refere uma versão simplificada da expressão de Rogers (1980) para o cálculo coeficiente de difusão com a forma: $D = 1,06 \times 10^{-5} e^{-0,261 \cdot m}$ a que chamamos expressão (2) de Rogers. Foram efectuadas várias estimativas do coeficiente de difusão, com esta expressão para diferentes valores de m , na tentativa de obter valores coerentes com a fórmula anterior de Rogers. Considerou-se assim, neste caso, que W (humidade do solo, % em peso) representa o parâmetro m , nesta expressão, uma vez que em Reis e al. (2000) este parâmetro é assim definido. Na Tabela 3-50 encontra-se representada a estimativa do coeficiente de difusão obtido com a expressão (2) de Rogers. A Figura 3-26 e a Figura 3-27 representam a relação entre os valores obtidos para o coeficiente de difusão e para a humidade do solo.

Tabela 3-50: Coeficiente de difusão, D , estimado com a expressão (2) de Rogers (1980).

$W = m$ (% peso húmido)	D ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)	$W = m$ (% peso seco)	D ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
14,60	$2,346 \times 10^{-7}$	17,10	$1,222 \times 10^{-7}$
27,50	$8,094 \times 10^{-9}$	37,93	$5,320 \times 10^{-10}$
32,80	$2,030 \times 10^{-9}$	48,81	$3,109 \times 10^{-11}$
34,40	$1,337 \times 10^{-9}$	52,44	$1,206 \times 10^{-11}$
25,80	$1,261 \times 10^{-8}$	34,77	$1,214 \times 10^{-9}$
24,40	$1,818 \times 10^{-8}$	32,28	$2,325 \times 10^{-9}$
17,70	$1,045 \times 10^{-7}$	21,51	$3,865 \times 10^{-8}$

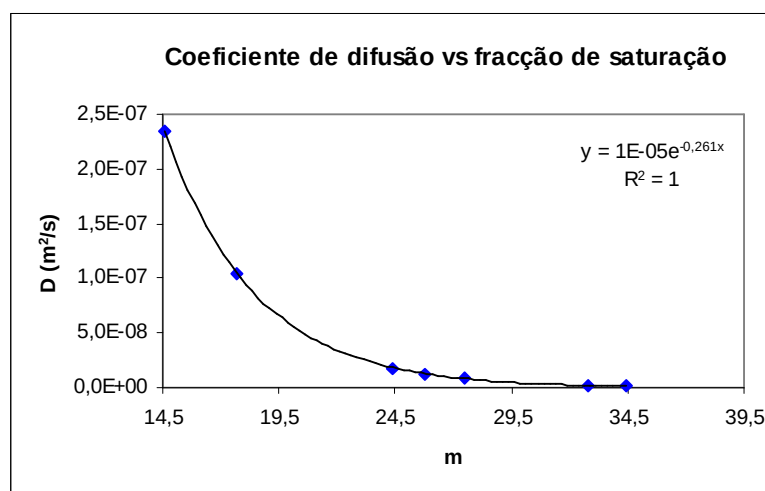


Figura 3-26: Coeficiente de difusão em função da saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-50).

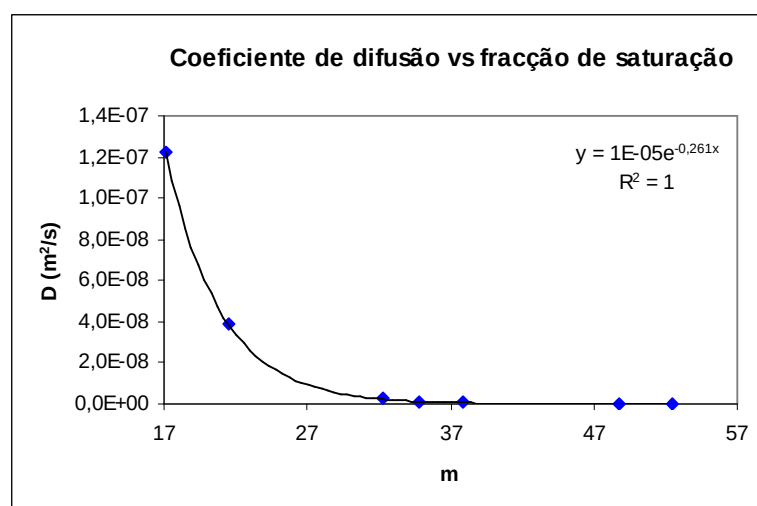


Figura 3-27: Coeficiente de difusão em função da saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-50).

O fluxo médio referente à área total para os dois casos (W %, peso húmido; % peso seco) estimados com $\rho_{\text{dry}} = 1,67 \text{ g/cm}^3$, encontra-se no quadro seguinte com a respectiva concentração ao nível médio do solo à altura de 1 metro do solo (C_0) e na direcção dominante do vento ($*C_0$).

Tabela 3-51: Fluxo médio de radão estimado a partir dos resultados obtidos na Tabela 3-50.

Área total	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	*C ₀ (Bq.m ⁻³)
W % de peso húmido	1,77	39,58	350,38
W % de peso seco	1,17	25,87	231,74

Como o coeficiente de difusão é estimado com a % de humidade do solo (% em peso), este parâmetro refere-se ao coeficiente de difusão no solo e não no espaço total do poro, devendo ser corrigido.

Segundo Rogers (1980), o coeficiente de difusão intersticial (ou no espaço total do poro) relaciona-se com o coeficiente de difusão no solo, dividindo este pela porosidade total do solo. Esta correcção foi feita para os coeficientes de difusão da Tabela 3-50 e com os valores obtidos estimou-se o fluxo resultante.

Tabela 3-52: Coeficiente de difusão intersticial, $D_e = D/\epsilon$, ou no vazio do poro.

W = m (% peso húmido)	D (ITN)	D/ε	W = m (ITN)	D (ITN)	D/ε
14,60	$2,35 \times 10^{-7}$	$5,34 \times 10^{-7}$	17,10	$1,22 \times 10^{-7}$	$2,71 \times 10^{-7}$
27,50	$8,09 \times 10^{-9}$	$1,63 \times 10^{-8}$	37,93	$5,32 \times 10^{-10}$	$9,96 \times 10^{-10}$
32,80	$2,03 \times 10^{-9}$	$3,93 \times 10^{-9}$	48,81	$3,11 \times 10^{-11}$	$5,47 \times 10^{-11}$
34,40	$1,34 \times 10^{-9}$	$2,56 \times 10^{-9}$	52,44	$1,21 \times 10^{-11}$	$2,08 \times 10^{-11}$
25,80	$1,26 \times 10^{-8}$	$2,58 \times 10^{-8}$	34,77	$1,21 \times 10^{-9}$	$2,32 \times 10^{-9}$
24,40	$1,82 \times 10^{-8}$	$3,76 \times 10^{-8}$	32,28	$2,32 \times 10^{-9}$	$4,52 \times 10^{-9}$
17,70	$1,04 \times 10^{-7}$	$2,30 \times 10^{-7}$	21,51	$3,86 \times 10^{-8}$	$8,20 \times 10^{-8}$
J	1,77	2,32	J	1,17	1,45
C₀	39,58	30	C₀	25,87	19
*C₀	350,38	458,23	*C₀	231,74	289,34

Podemos concluir que a expressão (1) de Rogers (1980) usada por Reis et al. (2000) refere-se ao coeficiente de difusão no solo e o parâmetro m não é o mesmo usado na expressão (2) de Rogers (1984) apesar de apresentar a mesma nomenclatura: em Rogers (1980) refere-se efectivamente à % de humidade do solo (em peso) como vamos ver a seguir, relativamente ao peso húmido da amostra.

Fez-se ainda uma estimativa do fluxo com o grau de saturação (m) estimado anteriormente pela expressão (3-29). Na Tabela 3-53 estão representados os resultados obtidos.

Tabela 3-53: Fluxo de radão estimado com os valores de m da Tabela 3-47 e da Tabela 3-48.

W (%P _{húmido})	ρ (g.cm ⁻³)	G (g.cm ⁻³)	m	D (ITN) (m ² .s ⁻¹)	W (%P _{seco})	ρ_b (g.cm ⁻³)	m	D (ITN) (m ² .s ⁻¹)
14,5	1,457	2,6	0,48	9,35 x 10⁻⁶	17,10	1,426	0,54	9,21 x 10⁻⁶
27,5	1,310	2,6	0,73	8,77 x 10⁻⁶	37,93	1,211	0,86	8,47 x 10⁻⁶
32,8	1,258	2,6	0,80	8,61 x 10⁻⁶	48,81	1,122	0,96	8,24 x 10⁻⁶
34,4	1,243	2,6	0,82	8,56 x 10⁻⁶	52,44	1,096	0,99	8,18 x 10⁻⁶
25,8	1,328	2,6	0,70	8,83 x 10⁻⁶	34,77	1,239	0,82	8,55 x 10⁻⁶
24,4	1,342	2,6	0,68	8,88 x 10⁻⁶	32,28	1,263	0,79	8,62 x 10⁻⁶
17,7	1,419	2,6	0,55	9,18 x 10⁻⁶	21,51	1,374	0,63	9,00 x 10⁻⁶

Em ambos os casos, os coeficientes de difusão são da mesma ordem de grandeza. O mesmo se verifica para os fluxos obtidos em que para o primeiro caso é igual a 16,68 Bq.m⁻².s⁻¹ e para o segundo caso é igual a 15,89 Bq.m⁻².s⁻¹, mas muito elevados relativamente aos valores apresentados na Tabela 3-49, obtidos com a % de humidade.

As figuras seguintes representam a relação obtida entre a estimativa do coeficiente de difusão e a humidade definida em % de peso húmido e em % de peso seco.

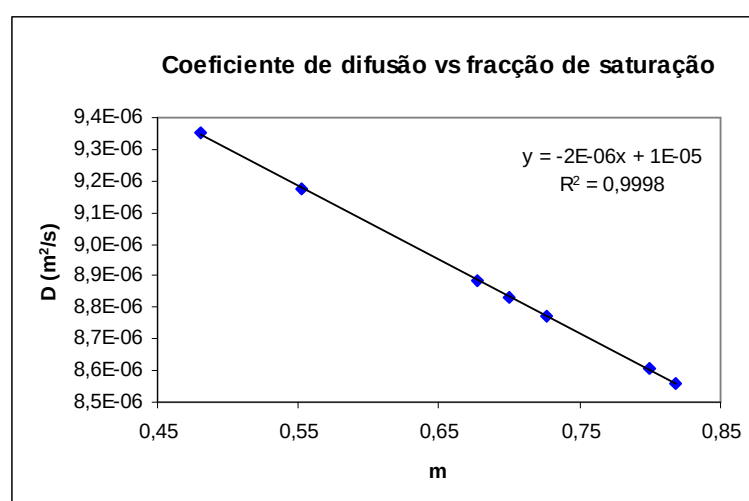


Figura 3-28: Coeficiente de difusão, D (ITN), vs a saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-53).

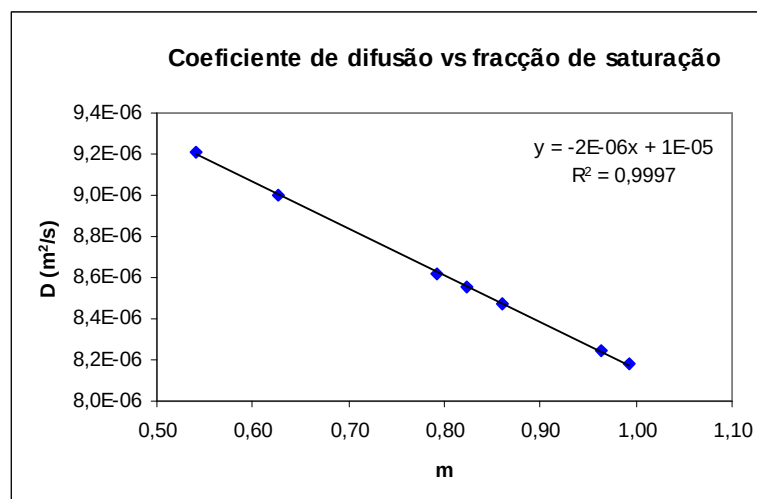


Figura 3-29: Coeficiente de difusão, D (ITN), vs a saturação, m (% de peso seco) (Tabela 3-53).

A relação obtida nas duas primeiras figuras é a mesma: $D = -2 \times 10^{-6} \cdot m + 1 \times 10^{-5}$. Podemos concluir que não há diferença em estimar o coeficiente de difusão com a humidade definida em % de peso húmido ou em % de peso seco na expressão (2) de Rogers pois os resultados para estas duas estimativas são idênticos.

A expressão apresentada por Reis et al. (2000) refere-se ao coeficiente de difusão no solo, como já vimos anteriormente, apesar de não ser apresentada a sua dedução ou a expressão de cálculo.

Rogers (NUREG, 1984) define D como o coeficiente efectivo (poro) contrariamente a trabalhos anteriores em que o mesmo autor, Rogers (1980) designa o coeficiente efectivo (na área total do poro) por D_e . Assim, podemos considerar que os valores da Tabela 3-53 correspondem a D (difusão no solo) sendo necessário corrigir para D_e (difusão no espaço total do poro) para estimar o fluxo. Fazendo a correcção obtemos coeficientes de difusão na ordem de 10^{-5} o que originará fluxos muito elevados. Com estes resultados pode-se concluir mais uma vez que, na expressão de Rogers (1980) usada por Reis et al. (2000), o parâmetro m não é o mesmo usado na expressão de Rogers (NUREG, 1984), e o coeficiente de difusão resultante não tem o mesmo significado: no primeiro caso refere-se ao coeficiente de difusão no solo e no segundo caso ao coeficiente de difusão efectivo ou intersticial.

A Tabela 3-54 mostra os valores de fluxo resultantes da correcção de D para D_e ($D_e = D/\epsilon$) e a estimativa da concentração com base neste coeficiente de difusão. A título de curiosidade efectuaram-se também os cálculos para $D_e = D \cdot \epsilon$.

Tabela 3-54: Coeficientes de difusão efectivo estimados com a expressão usada pelo ITN.

D (ITN)	J	C ₀	D _e = D*ε	J	C ₀	D _e = D/ε	J	C ₀
9,35 x 10 ⁻⁶			4,11 x 10 ⁻⁶			2,13 x 10 ⁻⁵		
8,77 x 10 ⁻⁶			4,35 x 10 ⁻⁶			1,77 x 10 ⁻⁵		
8,61 x 10 ⁻⁶			4,44 x 10 ⁻⁶			1,67 x 10 ⁻⁵		
8,56 x 10 ⁻⁶			4,47 x 10 ⁻⁶			1,64 x 10 ⁻⁵		
8,83 x 10 ⁻⁶			4,32 x 10 ⁻⁶			1,80 x 10 ⁻⁵		
8,88 x 10 ⁻⁶			4,30 x 10 ⁻⁶			1,84 x 10 ⁻⁵		
9,18 x 10 ⁻⁶			4,17 x 10 ⁻⁶			2,02 x 10 ⁻⁵		
	16,68	366,62		10,56	232,02		24,60	541,30
9,21 x 10 ⁻⁶			4,16 x 10 ⁻⁶			2,04 x 10 ⁻⁵		
8,47 x 10 ⁻⁶			4,53 x 10 ⁻⁶			1,59 x 10 ⁻⁵		
8,24 x 10 ⁻⁶			4,68 x 10 ⁻⁶			1,45 x 10 ⁻⁵		
8,18 x 10 ⁻⁶			4,73 x 10 ⁻⁶			1,41 x 10 ⁻⁵		
8,55 x 10 ⁻⁶			4,48 x 10 ⁻⁶			1,6 x 10 ⁻⁵		
8,62 x 10 ⁻⁶			4,43 x 10 ⁻⁶			1,68 x 10 ⁻⁵		
9,00 x 10 ⁻⁶			4,24 x 10 ⁻⁶			1,91 x 10 ⁻⁵		
	15,89	349,27		10,68	234,79		23,85	524,09

A Figura 3-30 e a Figura 3-31 representam os resultados obtidos com a correcção do coeficiente de difusão.

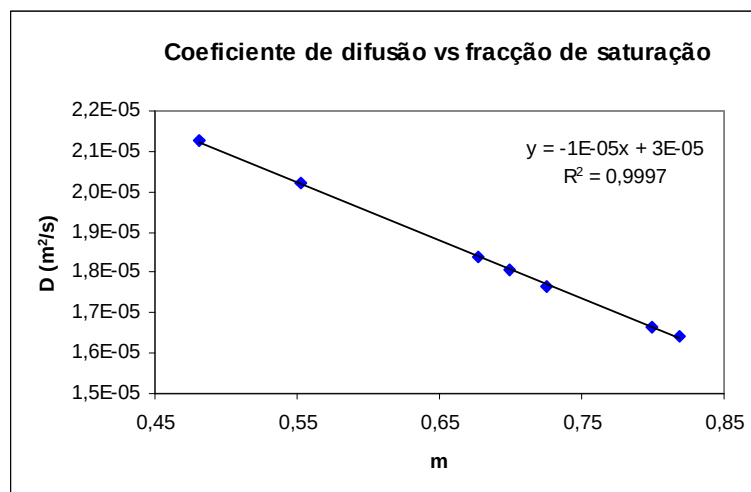


Figura 3-30: Coeficiente de difusão, $D_e = D/\epsilon$ vs a saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-54).

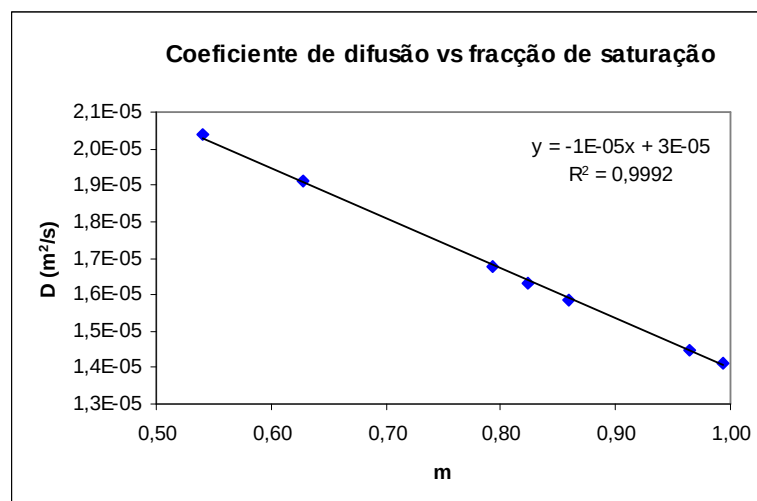


Figura 3-31: Coeficiente de difusão, $D_e = D/\varepsilon$, vs a saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-54).

A relação obtida nas duas figuras é a mesma: $D = -1 \times 10^{-5} \cdot m + 3 \times 10^{-5}$ o que vem confirmar o que foi dito anteriormente: não há diferença em estimar o coeficiente de difusão com a humidade definida em % de peso húmido ou em % de peso seco na expressão (2) de Rogers, uma vez que os resultados obtidos são idênticos.

d) Coeficiente de difusão calculado pela expressão (3) de Rogers

Ainda foi possível encontrar na bibliografia consultada outra expressão de cálculo do coeficiente de difusão, também da autoria de Rogers (1991), em que m é definido como a fracção de saturação (R_s) ou a fracção do espaço do poro preenchido com água. O coeficiente de difusão efectivo é dado pela expressão (3-98):

$$D_e = D_{ar} \cdot \varepsilon \cdot e^{(-6 \cdot \varepsilon \cdot R_s - 6 \cdot R_s^{14 \cdot \varepsilon})} \quad (3-98)$$

em que D_{ar} é o coeficiente de difusão do radão em ar aberto e é igual a $1,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ (valor tabelado) e neste caso, $D_e = D \cdot \varepsilon$. Assumiu-se neste caso que a porosidade é igual para todo o material e tem o valor de 0,37. Também a densidade ρ_{dry} vai ser constante e igual a $1,67 \text{ g/cm}^3$. Calculou-se o fluxo com o coeficiente de difusão estimado com a humidade em % de peso seco e em % de peso húmido.

Tabela 3-55: Fluxo estimado para $\rho_{dry} = 1,67 \text{ g.cm}^{-3}$ e $\varepsilon = 0,37$

Área total	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq.m ⁻³)
% de peso seco	10,88	239,14
% de peso húmido	11,04	242,62

Os valores obtidos são bastante elevados relativamente aos resultados anteriores. Refez-se o cálculo com os valores obtidos na Tabela 3-47 e na Tabela 3-48 para m , p e ϵ com ρ_{dry} e ϵ variável conforme a Tabela 3-39.

Tabela 3-56: Estimativa do coeficiente de difusão com a expressão (3) de Rogers e com os valores de m , p , ϵ , da Tabela 3-47 e da Tabela 3-48 ($D_{ar} = 0,132 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

W % P _{húmido}	D $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	D $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	W % P _{seco}	D $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	D $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
14,5	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-6}$	17,096	$1,0 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-6}$
27,5	$3,3 \times 10^{-7}$	$3,9 \times 10^{-7}$	37,931	$5,4 \times 10^{-8}$	$6,5 \times 10^{-8}$
32,8	$1,5 \times 10^{-7}$	$1,8 \times 10^{-7}$	48,810	$2,7 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-9}$
34,4	$1,1 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-7}$	52,439	$7,1 \times 10^{-10}$	$8,5 \times 10^{-10}$
25,8	$4,1 \times 10^{-7}$	$4,9 \times 10^{-7}$	34,771	$1,0 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-7}$
24,4	$4,9 \times 10^{-7}$	$5,8 \times 10^{-7}$	32,275	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-7}$
17,7	$9,6 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-6}$	21,507	$6,7 \times 10^{-7}$	$8,0 \times 10^{-7}$

Estimou-se o coeficiente de difusão pela expressão (3-98) com $D_{ar} = 1,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ e $D_{ar} = 1,32 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. O primeiro valor de D_{ar} é o que figura na bibliografia consultada (Yu, 1993) e o segundo resulta da estimativa deste parâmetro pelo método de Wilke & Lee (Lyman, 1990). Verificamos que os resultados dos coeficientes de difusão e consequentemente os fluxos resultantes são semelhantes. Os valores obtidos para o fluxo encontram-se representados na Tabela 3-57.

Tabela 3-57: Fluxo médio de radão (J) e concentração média ao nível médio do solo (C_0) resultante dos coeficientes de difusão da Tabela 3-56.

W (% P _{húmido})	J ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) – $D_{ar} = 0,110 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	J ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) – $D_{ar} = 0,132 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
J	4,36	4,76
C_0	85,77	104,55
* C_0	862,69	939,93
W (% P _{seco})		
J	3,38	3,7
C_0	74,41	81,38
* C_0	668,96	731,65

Se os cálculos do fluxo forem feitos com $\rho_{dry} = 1,67 \text{ g/cm}^3$, e porosidade variável, (Tabela 3-39) os resultados são mais aproximados dos valores medidos (Tabela 3-58).

Tabela 3-58: Fluxo estimado com a humidade em % de peso seco e em % de peso húmido, porosidade variável e $\rho_{\text{dry}} = 1,67 \text{ g.cm}^{-3}$.

ϵ	J (% peso seco)	J (% peso húmido)
0,44	3,48	3,11
0,50	3,54	1,44
0,52	2,46	0,31
0,52	5,9	0,48
0,49	8,74	4,33
0,48	12,03	6,89
0,45	40,28	32,89
J (Bq.m⁻².s⁻¹)	5,6	4,4
$C_0 \text{ (Bq.m}^{-3}\text{)}$	123,24	97,60
$*C_0 \text{ (Bq.m}^{-3}\text{)}$	1108	877,43

Nas figuras seguintes está representada a relação obtida para o coeficiente de difusão e a fracção de saturação R_s para cada caso de estimativa do coeficiente de difusão com m em % do peso húmido ou com m em % do peso seco.

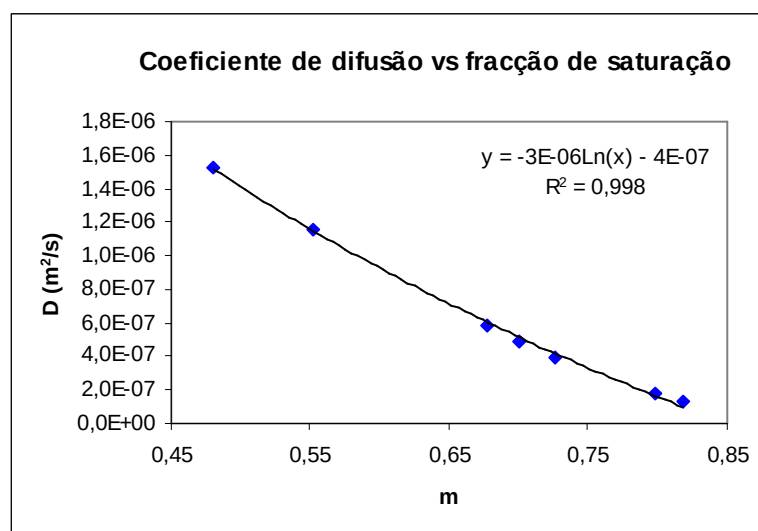


Figura 3-32: Coeficiente de difusão vs fracção de saturação, m (% peso húmido) (Tabela 3-56).

Com a expressão (3) de Rogers a relação obtida entre D e m é diferente consoante se considere a % de peso húmido ou a % de peso seco, contrariamente ao que acontece com a expressão (2) de Rogers como vimos anteriormente.

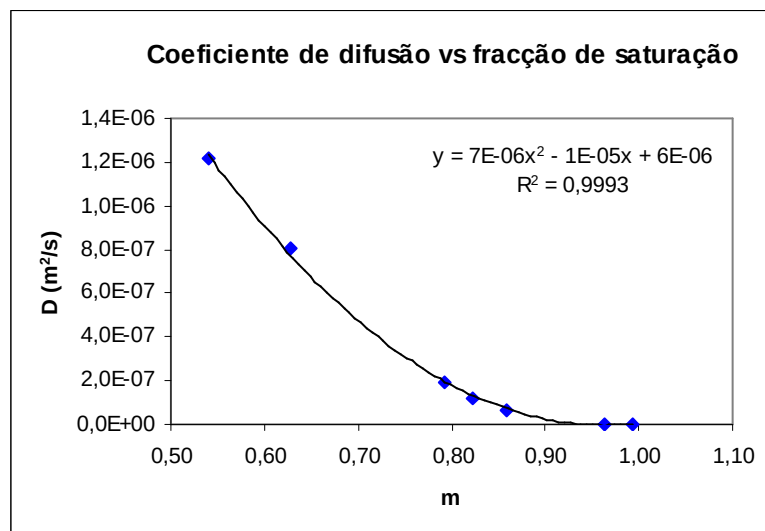


Figura 3-33: Coeficiente de difusão vs fracção de saturação, m (% peso seco) (Tabela 3-56).

3.5.5.4 Cálculo do fluxo de radão libertado

Estimou-se o fluxo de radão resultante da escombreira velha fixando o maior número de parâmetros numa primeira fase, isto é, admitindo todas as áreas apresentam as mesmas características, à excepção do teor em rádio e a sua área.

Numa segunda fase e de acordo com Pereira et al. (2004a) no que se refere ao plano de contenção e de estabilização da barragem velha da Urgeirica, considerou-se o teor médio em rádio igual a 12 900 Bq/kg, uma área total de 133 000 m² e o coeficiente de difusão do radão $D = 9,7 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Em Pereira et al. (2004a) figuram ainda alguns valores para os parâmetros necessários ao cálculo e que vamos usar neste caso de exploração. Os dados de entrada específicos do primeiro caso a considerar são os seguintes (Pereira et al., 2004a):

- a espessura do resíduo, $x = 14 \text{ m}$
- a densidade do resíduo, $\rho = 1670 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
- o coeficiente de emanação do radão, $E = 0,24 (-)$
- o teor em rádio (R) para cada uma das zonas consideradas (A_1 ; $B_1 - B_6$);
- o mesmo coeficiente de difusão para todas as áreas, $D = 9,7 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

O fluxo resultante para cada zona individualizada está representado na Tabela 3-59.

Tabela 3-59: Fluxo resultante para cada área de acordo com a actividade em rádio, para o mesmo coeficiente de difusão e para a área total de 133 000 m².

Designação	(Bq.m ⁻² .s ⁻¹)
J _A	2,73
J _{B1}	5,44
J _{B2}	5,44
J _{B3}	15,75
J _{B4}	11,98
J _{B5}	15,15
J _{B6}	35,27

O fluxo médio resultante da área total de 133 000 m² com origem no seu ponto médio encontra-se representado na Tabela 3-60.

Tabela 3-60: Fluxo médio resultante da área total contaminada de 133 000 m².

Área total	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	*C ₀ (Bq.m ⁻³)
133 000 m ²	5,29	116,38	1046,2

Se considerarmos o mesmo teor de rádio (12 900 Bq.kg⁻¹) para uma área total de 120 000 m², uma vez que foi esta a área total atribuída pela EXMIN (2003) à barragem velha, a porosidade do material da escombreira igual a 0,37 e mantendo os mesmos valores para os restantes parâmetros, verificamos que há um ligeiro aumento do valor do fluxo médio de radão e da concentração ao nível médio do solo.

Tabela 3-61: Fluxo resultante para a área total de 120 000 m², para o mesmo coeficiente de difusão e para a mesma actividade em rádio em toda a área contaminada.

Área total	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	*C ₀ (Bq.m ⁻³)
122 000 m ²	7,22	152,00	1360

Fomos ainda verificar a eficiência do sistema de cobertura proposto em Pereira et al. (2004a) para a barragem velha da Urgeiriça. O sistema de cobertura a implementar sobre a escombreira apresenta como características base uma espessura de 3 metros, porosidade igual a 0,30 e um coeficiente de difusão igual a $5,0 \times 10^{-7}$ m².s⁻¹ (Pereira et al., 2004a). O limite para o fluxo de radão libertado recomendado pela EPA (2000) é igual a 0,74 Bq.m⁻².s⁻¹. Um sistema de cobertura eficaz deverá, no mínimo, cumprir este requisito.

O fluxo estimado para a libertação de radão do resíduo sem cobertura é igual a $J_r = 7,21 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ o que origina uma concentração ao nível médio do solo igual a $C_0 = 88,55 \text{ Bq.m}^{-3}$ excedendo bastante o limite recomendado.

O sistema de cobertura proposto vai permitir teoricamente atenuar o fluxo até $J_c = 0,0119 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $C_0 = 0,1461 \text{ Bq/m}^3$, eliminando quase na totalidade a libertação do radão. No entanto, um sistema de cobertura com as mesmas características, mas com apenas 1 metro de espessura permitiria uma atenuação até ao limite recomendado, pois o fluxo libertado é aproximadamente $J_c = 0,70 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ($C_0 = 8,67 \text{ Bq.m}^{-3}$), cumprindo o limite recomendado. Mais ainda, se a espessura for igual a 2 metros, $J_c = 0,0914 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ($C_0 = 1,12 \text{ Bq.m}^{-3}$), o que fica muito aquém do limite recomendado. Pode-se concluir que uma cobertura de 3 metros seria excessivo se o objectivo for apenas cumprir o limite de $0,74 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. No entanto, na nossa estimativa não é considerada qualquer taxa de erosão quer da cobertura, quer do próprio material da escombreira, pressupondo assim que a cobertura se manterá intacta a longo prazo o que não é verdade porque haverá sempre o risco de ocorrer fracturas e fissuras sendo a perda de eficiência da cobertura cerca de 12 vezes a área da superfície atingida pelas fissuras (NUREG, 1984).

Estes resultados encontram-se resumidos na Tabela 3-62 e a figuras seguintes (Figura 3-34 e Figura 3-35) ilustram os resultados obtidos (J , $\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e C_0 , Bq.m^{-3}) considerando o sistema de cobertura.

Tabela 3-62: Fluxo resultante de um sistema de cobertura com diferentes espessuras.

	ϵ	D ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)	Espessura (m)	J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	C_0 (Bq.m^{-3})	* C_0 (Bq.m^{-3})
Resíduo	0,37	$9,2 \times 10^{-7}$	14	7,21	150,54	1353,23
Cobertura	0,30	$5,0 \times 10^{-7}$	3	0,012	0,250	2,23
Cobertura	0,30	$5,0 \times 10^{-7}$	2	0,091	1,91	132,43
Cobertura	0,30	$5,0 \times 10^{-7}$	1	0,716	14,74	171,06

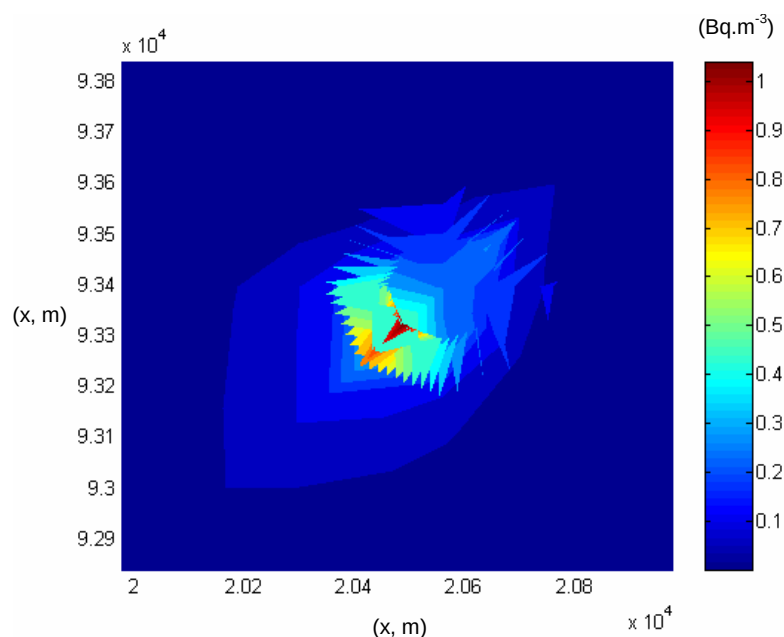


Figura 3-34: Dispersão da concentração de radão (sistema de cobertura $x = 3$ m), (Bq.m^{-3}).

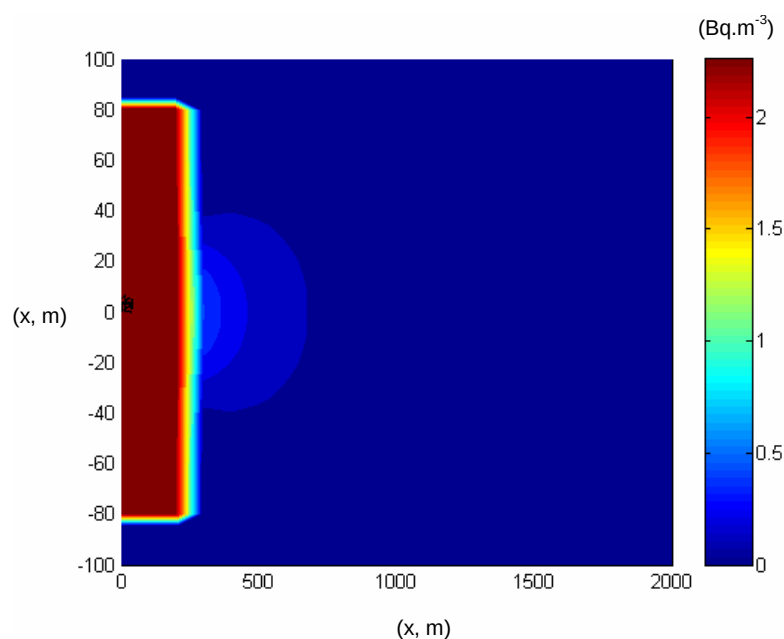


Figura 3-35: Dispersão da concentração de radão (sistema de cobertura $x = 3$ m) na direcção dominante do vento (NE), (Bq.m^{-3}).

3.5.5.5 Comparação dos valores obtidos no modelo com os valores obtidos experimentalmente

Os valores obtidos experimentalmente para a humidade e para o fluxo de radão (Vicente, 2005) encontram-se na Tabela 3-63. As coordenadas referem-se ao ponto médio de cada área definida.

Tabela 3-63: Humidade (%) e fluxo de radão para cada área ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Zona	Humidade	Fluxo	Coord. UTM	Coord. UTM	Coord. M	Coord. P
A	14,6	0,9	594072	4484998	20512	93321
B ₁	27,5	3,0	594197	4485300	20640	93621
B ₂	32,8	2,6	594175	4485244	20618	93566
B ₃	34,4	2,4	594128	4485018	20569	93340
B ₄	25,8	2,9	594121	4484867	20560	93189
B ₅	24,4	2,5	594050	4484852	20489	93175
B ₆	17,7	4,7	594005	4484953	20445	93276

O fluxo médio obtido na exploração do modelo é igual a $J = 1,29 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e a concentração média ao nível médio do solo é igual a $C_0 = 28,32 \text{ Bq.m}^{-3}$. A dispersão desta concentração encontra-se representada na Figura 3-36.

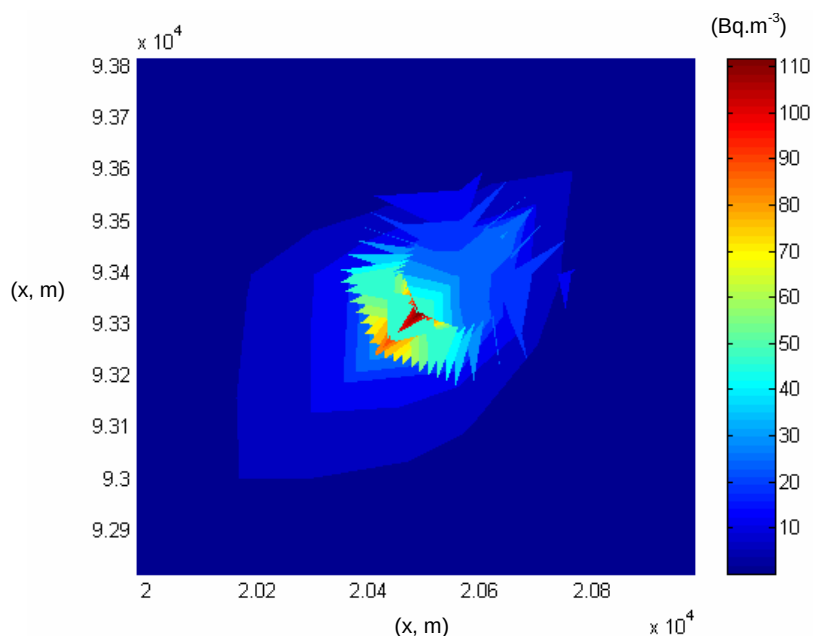


Figura 3-36: Dispersão da concentração de radão na área total.

Na direcção dominante do vento, a concentração máxima a partir da qual ocorre a dispersão ao nível médio do solo é igual a $C_0 = 254,58 \text{ Bq.m}^{-3}$. Na Figura 3-37 encontra-se representada a dispersão na direcção dominante a partir deste ponto.

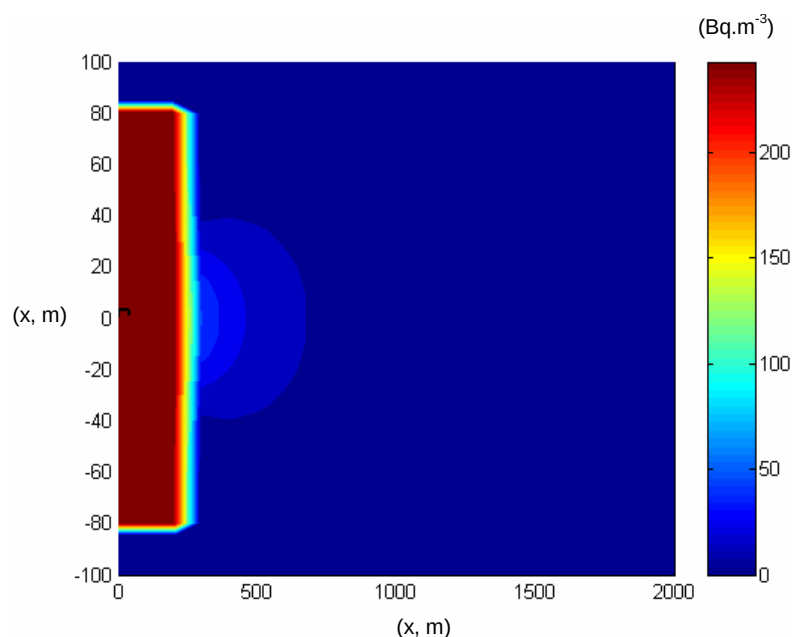


Figura 3-37: Dispersão da concentração de radão resultante dos fluxos parcelares de cada área na direcção dominante do vento (NE).

Refez-se a exploração considerando apenas duas unidades: A e B com as respectivas áreas apresentadas na bibliografia (Vicente, 2005) o que difere da área estimada em cerca de 40 500 m².

Tabela 3-64: Valores médios do fluxo de radão obtidos experimentalmente (Vicente, 2005).

Unidade	Fluxo (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	Humidade (% peso)
A (70 770 m ²)	0,9	14,6
B (21 743 m ²)	3,4	24,6

O fluxo médio obtido para a área total (70 770 + 21 743 = 92 513 m²), é igual a 1,49 Bq.m⁻².s⁻¹ e a concentração ao nível médio do solo, $C_0 = 27,20 \text{ Bq.m}^{-3}$. Na direcção dominante do vento $*C_0 = 245,14 \text{ Bq.m}^{-3}$. Os valores obtidos são semelhantes aos resultados do caso anterior.

Na exploração do modelo, o fluxo médio de radão que se liberta a partir da área total de 133 000 m², estimado com os fluxos parciais medidos experimentalmente, é igual a 1,29 Bq.m⁻².s⁻¹ e a concentração ao nível médio do solo igual a $C_0 = 28,32 \text{ Bq.m}^{-3}$. Os valores obtidos são bastante aproximados.

Fez-se uma exploração inversa estimando os valores do coeficiente de difusão que deram origem aos fluxos medidos. Os resultados obtidos encontram-se representados na Tabela 3-65.

Tabela 3-65: Coeficientes de difusão estimados a partir do fluxo medido e porosidade = 0,37.

$(\epsilon - \theta)$	$D \text{ (m}^2 \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$	$J \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$
0,126	$1,02 \times 10^{-7}$	0,9
0,171	$2,79 \times 10^{-7}$	3,0
0,157	$2,15 \times 10^{-7}$	2,6
0,079	$2,14 \times 10^{-8}$	2,4
0,105	$5,51 \times 10^{-8}$	2,9
0,083	$2,52 \times 10^{-8}$	2,5
0,073	$1,64 \times 10^{-8}$	4,7

Se calcularmos a porosidade a partir dos valores da humidade (% peso húmido) representados na Tabela 3-36, os valores dos respectivos coeficientes de difusão vão ser semelhantes ao caso em que se considera a porosidade igual a 0,37 para todas as áreas, apesar dos valores da porosidade serem superiores, conforme consta da Tabela 3-39. Apenas os valores de $\epsilon - \theta$ são diferentes do caso anterior.

Tabela 3-66: Coeficientes de difusão estimados a partir do fluxo medido e porosidade variável.

$(\epsilon - \theta)$	$D \text{ (m}^2 \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$	$J \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$
0,14	$1,016 \times 10^{-7}$	0,9
0,205	$2,8 \times 10^{-7}$	3
0,193	$2,12 \times 10^{-7}$	2,6
0,097	$2,14 \times 10^{-8}$	2,4
0,124	$5,47 \times 10^{-8}$	2,91
0,097	$2,52 \times 10^{-8}$	2,5
0,082	$1,64 \times 10^{-8}$	4,7

Consideramos ainda a porosidade igual a 0,37 para todas as áreas e usou-se a humidade em % de peso húmido na expressão de cálculo do coeficiente de difusão.

Tabela 3-67: Estimativa do fluxo para porosidade igual a 0,37 (humidade, % do peso húmido).

$D \text{ (m}^2 \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$	$J \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}\text{)}$
$1,65 \times 10^{-7}$	1,16
$1,36 \times 10^{-6}$	6,62
$2,45 \times 10^{-8}$	8,87
$2,87 \times 10^{-6}$	27,82
$1,10 \times 10^{-6}$	13,10
$9,14 \times 10^{-7}$	15,10
$3,14 \times 10^{-7}$	20,60

O valor obtido para o fluxo médio é igual a $3,7 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$; a concentração ao nível médio do solo: $C_0 = 81,96 \text{ Bq.m}^{-3}$ e na direcção dominante do vento: $*C_0 = 736,9 \text{ Bq.m}^{-3}$. O fluxo médio resultante para área total é cerca de duas vezes superior ao valor obtido anteriormente.

Se considerarmos, por último, a porosidade igual a 0,37 para todas as áreas e a humidade em % de peso seco, obtém-se os valores descritos Tabela 3-68.

Tabela 3-68: Estimativa do fluxo para porosidade igual a 0,37 (humidade, % do peso seco).

D ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)	J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
$2,8 \times 10^{-7}$	3
$3,97 \times 10^{-6}$	11,3
$9,20 \times 10^{-6}$	17,20
$1,17 \times 10^{-5}$	42,68
$2,97 \times 10^{-6}$	21,53
$2,32 \times 10^{-6}$	24,07
$6,0 \times 10^{-7}$	28,5

O fluxo médio, J, é igual a $6,76 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e a concentração ao nível médio do solo, C_0 , é igual a $148,61 \text{ Bq.m}^{-3}$.

3.5.5.6 Resumo dos resultados obtidos nos vários casos

As tabelas seguintes sintetizam os resultados mais relevantes, pela positiva ou pela negativa, obtidos neste estudo.

a) Valores cedidos pela EXMIN nas duas campanhas (Inverno e Verão)

Tabela 3-69: Fluxo médio medido pela EXMIN (2003).

EXMIN	B	A	J (média anual) ⁷
Área (m^2)	22 425	110 575	
Ra (Bq/kg)	47 000	8000	
Humidade (%)	22 a 24 %	10 a 15 %	
J ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	3,2	0,8 a 0,9 = 0,85	1,025
C_0 (Bq.m^{-3})			27,39
$*C_0$ (Bq.m^{-3})			246,24

⁷ Média ponderada pela respectiva área.

b) Valores de Faísca referentes ao período chuvoso e seco

Tabela 3-70: Fluxo médio obtido por Faísca (1999).

Faísca	B	A	J (média anual)
Área (m ²)	22 425	110 575	
Ra (Bq.kg ⁻¹)	47 000	8 000	
Humidade (%)	27 a 38%	1 a 33%	
J (Bq.m⁻².s⁻¹)	1,5 a 3,0 = 2,25	0,5 a 1,0 = 0,75	1,00
C ₀ (Bq.m ⁻³)			22,10
*C ₀ (Bq.m ⁻³)			198,17

c) Valores de entrada no modelo para ϵ e ($\epsilon - \theta$) para obter os valores estimados com base nos resultados de Faísca (1999)

Tabela 3-71: Valores de fluxo médio e da concentração ao nível médio do solo.

Modelo	B	A	A + B
ϵ	0,37	0,37	
$\epsilon - \theta$	0,056	0,084	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) (Faísca)	2,25	0,75	
C ₀ (Bq.m ⁻³)	12	8,8	
J (Bq.m⁻².s⁻¹) médio			1,00
C ₀ (Bq.m ⁻³)			22,10
*C ₀ (Bq.m ⁻³)			198,17

d) Valores do modelo considerando 7 zonas segundo a EXMIN (2003)

Tabela 3-72: Resultados obtidos considerando 7 áreas com diferente concentração em rádio.

Áreas (7)	A	B ₁	B ₂	B ₃	B ₄	B ₅	B ₆	A + B
²²⁶ Ra (Bq/kg)	4898	9764	9764	28275	21500	27200	63312	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	0,9	3,0	2,6	2,4	2,9	2,5	4,7	
J (Bq.m⁻².s⁻¹) médio								1,29
C ₀ (Bq.m ⁻³)								28,34
*C ₀ (Bq.m ⁻³)								254,58

e) **Valores do modelo considerando 4 zonas segundo a EXMIN (2003)**

Tabela 3-73: Resultados obtidos considerando 4 áreas com diferente concentração em rádio.

Áreas (4)	A	B (periferia)	B (centro)	C	A + B
Área (m ²)	110575	12275	7000	3150	
Ra (Bq/kg)	4898	21800	55492	9764	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) modelo	0,9	2,2	2,95	2,8	
J (Bq.m⁻².s⁻¹) médio					1,17
C₀ (Bq.m⁻³)					25,77
*C₀ (Bq.m⁻³)					231,74

f) **Valores do modelo considerando 2 zonas segundo a EXMIN (2003)**

Tabela 3-74: Resultados obtidos considerando 2 áreas com diferente concentração em rádio.

Áreas (2)	Fluxo (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	Humidade (% peso)	A + B
A (110 575 m ²)	0,9	14,6	
B (22 425 m ²)	3,4	24,6	
J (Bq.m⁻².s⁻¹) médio			1,32
C₀ (Bq.m⁻³)			29,05
*C₀ (Bq.m⁻³)			261,12

g) **Valores do modelo considerando 2 zonas segundo a EXMIN e menor área do que a total (EXMIN, 2003), (Vicente, 2005)**

Tabela 3-75: Resultados obtidos considerando 2 áreas com diferente concentração em rádio e área inferior à área total.

Unidade	Fluxo (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	Humidade (% peso)	A + B
A (70 770 m ²)	0,9	14,6	
B (21 743 m ²)	3,4	24,6	
J (Bq.m⁻².s⁻¹) médio			1,49
C₀ (Bq.m⁻³)			27,20
*C₀ (Bq.m⁻³)			245,14

h) Exploração anterior do modelo (2.º caso)

Tabela 3-76: Resultados da exploração no 2.º caso de exploração (3.5.3).

Áreas (4)	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A + B
Área (m ²)	28255	37622	26476	17969	
Ra (Bq/kg)	10376	10376	10376	2075	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	6,85	6,85	6,85	1,370	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) médio					5,96
C ₀ (Bq.m ⁻³)					119,29
*C ₀ (Bq.m ⁻³)					1072,41

i) Exploração anterior do modelo (3.º caso)

Tabela 3-77: Resultados da exploração no 3.º caso de exploração (3.5.4).

Áreas (4)	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A + B
Área (m ²)	28255	37622	26476	17969	
Ra (Bq/kg)	47000	8000	8000	2000	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	0,288	0,163	0,206	0,156	
J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) médio					0,204
C ₀ (Bq.m ⁻³)					4,08
*C ₀ (Bq.m ⁻³)					36,75

j) Método de Wilke & Lee – resultados

Tabela 3-78: Resultados obtidos pelo método de Wilke & Lee para diferentes combinações dos valores de ρ_{dry} e de ρ_{wet} (Tabela 3-44 e Tabela 3-45).

J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq/m ³)	*C ₀ (Bq/m ³)
a) 3,06	67,29	605,2
b) 1,57	34,48	312,58
c) 2,61	57,41	516,14
d) 1,48	32,47	291,96

k) Expressão (1) de Rogers – resultados

Tabela 3-79: Resultados obtidos pela expressão (1) de Rogers com diferentes valores de humidade (Tabela 3-49).

J (Bq.m⁻².s⁻¹)	C₀ (Bq/m³)	*C₀ (Bq/m³)
a) 5,24	115,19	1035
b) 3,99	87,69	787,79

l) Expressão (2) de Rogers – resultados

Tabela 3-80: Resultados obtidos pela expressão (2) de Rogers com diferentes valores de humidade e valores de D_e corrigidos (Tabela 3-52).

J (Bq.m⁻².s⁻¹)	C₀ (Bq/m³)	*C₀ (Bq/m³)
a) 1,77	39,58	350,38
b) 1,17	25,87	231,74
c) 2,32	51	458,23
d) 1,45	32,30	289,34

Tabela 3-81: Resultados obtidos pela expressão (2) de Rogers com *m* igual ao grau de saturação (1) e valores de D_e corrigidos (Tabela 3-54).

J (1)	C₀ (1)	*C₀	J (2)	C₀ (2)	*C₀	J (3)	C₀ (3)	*C₀
e) 16,68	366,62	3296	g) 10,56	232,02	2234	i) 24,60	541,30	4869
f) 15,89	349,27	3259	h) 10,68	234,79	2258	j) 23,85	524,09	4712

m) Expressão (3) de Rogers – resultados

Tabela 3-82: Resultados obtidos pela expressão (3) de Rogers com diferentes valores de humidade mas porosidade e densidade constantes (Tabela 3-55).

J (Bq.m⁻².s⁻¹)	C₀ (Bq/m³)	*C₀ (Bq/m³)
10,88	239,14	1264
11,04	242,62	1283

Tabela 3-83: Resultados obtidos com a expressão de Rogers (3) para densidade e porosidade variável (Tabela 3-57).

W (% P _{húmido})	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) – D _{ar} = 0,110 cm ² /s	J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹) – D _{ar} = 0,132 cm ² /s
J	4,36	4,76
C ₀	85,77	104,55
*C ₀	862,69	939,93
W (% P _{seco})		
J	3,38	3,7
C ₀	74,41	81,38
*C ₀	668,96	731,65

Tabela 3-84: Resultados obtidos com base nas características locais definidas pela EXMIN (2003) (Tabela 3-60).

J (Bq.m ⁻² .s ⁻¹)	C ₀ (Bq/m ³)	* C ₀ (Bq/m ³)
5,29	116,38	1046

3.5.5.7 Discussão dos resultados obtidos

Da comparação dos valores medidos em ambos os estudos, ou seja, o estudo realizado pela EXMIN (2003) e o estudo realizado por Faísca (1999), podemos observar que Faísca obteve valores do fluxo variáveis entre 1,5 (período chuvoso) e 3,0 Bq.m⁻².s⁻¹ (período seco). Por outro lado, EXMIN (2003) obteve um valor médio anual de 3,2 Bq.m⁻².s⁻¹ em ambos os períodos, referindo-se à parte mais rica em rádio, ou seja as zonas designadas por B. Na parte mais pobre, ou zona A, Faísca (1999) refere valores entre 0,5 e 1,0 Bq.m⁻².s⁻¹ (com variação aleatória ao longo do ano), EXMIN obteve como valor médio 0,8 Bq.m⁻².s⁻¹ (Inverno) e 0,9 Bq.m⁻².s⁻¹ (Verão). Os valores são comparáveis, podendo-se atribuir as variações entre os dois estudos, no caso da zona B, aos diferentes teores de humidade verificados nos respectivos anos a que se referem as medições. A média anual ponderada para os dois estudos é praticamente igual (1,025 e 1,00 Bq.m⁻².s⁻¹) (Tabela 3-69 e Tabela 3-70).

Para obtermos no modelo valores da mesma ordem de grandeza dos medidos adoptou-se o valor de 0,37 para a porosidade (ϵ) em toda a área de modo que a diferença entre a porosidade e o teor volumétrico de água seja igual a ($\epsilon - \theta$) = 0,056 para a área menor e igual a 0,084 para a área maior (Tabela 3-71). Os restantes parâmetros de caracterização do local são iguais aos definidos nos dois estudos.

Na exploração do modelo para os diferentes casos em que EXMIN designa diferentes áreas (2, 4 ou 7) consoante o teor em rádio, os resultados para o fluxo de radão são bastante semelhantes entre si: 1,17 Bq.m⁻².s⁻¹ (4 áreas, Tabela 3-73); 1,29 Bq.m⁻².s⁻¹ (2 áreas, Tabela 3-74) e 1,29 Bq.m⁻².s⁻¹ (7 áreas, Tabela 3-72). O caso em que a área é inferior (92 513 m²) à considerada anteriormente (133 000 m²), o valor do fluxo obtido não difere muito nestes dois casos: J = 1,49 Bq.m⁻².s⁻¹ (resultados referentes à campanha de Inverno).

Relativamente às explorações feitas inicialmente, os valores agora obtidos, bem como os valores medidos, são inferiores aos apresentados no 2.º caso de exploração (3.5.3). No entanto, há que ter em atenção que nesta exploração, os resultados são referentes à média anual. Ainda se pode justificar esta diferença pelo facto dos valores dos parâmetros locais serem superiores aos usados neste estudo, como é o caso do teor volumétrico em água (% em volume) que vai influenciar decisivamente o coeficiente de difusão e consequentemente o fluxo libertado. Os valores do coeficiente de difusão obtidos anteriormente são da ordem de 1,0 x 10⁻⁶ m².s⁻¹ enquanto que no presente estudo são da ordem de 1,0 x 10⁻⁷ m².s⁻¹. Também as áreas consideradas bem como o teor em ²²⁶Ra são diferentes deste estudo, apesar de o local ser o mesmo. O fluxo decresce para 3,46 Bq.m⁻².s⁻¹ se considerarmos as áreas e os teores de ²²⁶Ra deste estudo, mantendo os valores da porosidade e do teor volumétrico em água da exploração do 2.º caso (3.5.3) o que é um valor mais aproximado dos resultados obtidos por medição (Tabela 3-76).

Ainda relativamente às explorações iniciais mas agora referente ao 3.º caso de exploração, os valores obtidos para o fluxo de radão foram bastante mais baixos do que os valores obtidos neste estudo ou medidos, isto pode ser justificado pelo facto de os coeficientes de difusão estimados com a expressão (2) de Rogers, com os quais foi estimado o fluxo resultante, serem da ordem 10⁻⁸ e 10⁻⁹, muito inferiores aos obtidos neste estudo, além de ter sido já referido o uso confuso e inadequado da humidade e do grau de saturação bem como o dos parâmetros D e D_e (Tabela 3-77).

Com o método de Wilke & Lee, os valores obtidos para os coeficientes de difusão originam valores de fluxo dentro dos valores medidos quer por Faísca quer por EXMIN. Os valores resultantes para o fluxo são: 1,48; 1,57; 2,61 e 3,06 Bq.m⁻².s⁻¹ (Tabela 3-78).

Os valores resultantes com a expressão (1) de Rogers ficam ligeiramente acima dos valores medidos: 5,24 e 3,99 Bq.m⁻².s⁻¹ mas são da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos no 2.º caso de exploração (Tabela 3-79).

Com a expressão (2) de Rogers os valores obtidos para o fluxo estão dentro dos valores (médios) medidos, bem como os valores corrigidos: 1,77; 1,17; 2,32 e 1,45 Bq.m⁻².s⁻¹ (Tabela 3-80).

Relativamente aos resultados elevados obtidos na Tabela 3-53 e na Tabela 3-54) com a expressão (2) de Rogers, estes podem ser justificados pelo uso errado e confuso dos parâmetros D e D_e , bem como pelo uso confuso de m em que é definido como a % de humidade e como o grau de saturação. A justificação também se aplica aos resultados obtidos no 3.º caso de exploração (Tabela 3-81).

Os resultados com a expressão de (3) Rogers são elevados (Tabela 3-82) se forem calculados com os parâmetros genéricos locais mas se se especificar os valores da porosidade (ϵ) estimada de acordo com a humidade em cada área bem como a densidade seca do material (ρ_{dry}) relativamente a cada área, os valores obtidos para o fluxo variam de 3,38 a 4,76 Bq.m⁻².s⁻¹, consoante as diferentes condições consideradas: cálculo com w , % de peso húmido e % de peso seco ou com $D_{ar} = 0,110$ m².s⁻¹ ou 0,132 m².s⁻¹, (Tabela 3-57).

O valor de fluxo obtido na Tabela 3-60 foi estimado com as características locais descritas por Pereira et al. (2004a). O fluxo obtido é em média superior ao valor medido de 3,2 Bq.m⁻².s⁻¹. Isto resulta, essencialmente pelo facto de se considerar todas as zonas com as mesmas características e consequentemente, os mesmos parâmetros locais, o que na realidade não se verifica (Tabela 3-83).

Utilizando a modelagem inversa a partir dos fluxos medidos experimentalmente para obter os coeficientes de difusão, obtiveram-se valores da ordem de 10⁻⁷ m².s⁻¹ e 10⁻⁸ m².s⁻¹, sendo na maior parte dos casos 10⁻⁸ m².s⁻¹, o que é diferente de considerar para todas as áreas um coeficiente de difusão igual a 9,7 x 10⁻⁷ m².s⁻¹. No entanto, o valor obtido, $J = 5,29$ Bq.m⁻².s⁻¹, é muito semelhante ao 2.º caso de exploração.

Relativamente à concentração de radão ao nível médio do solo, consideramos esta distância igual a 1 metro, porque as medições efectuadas pela EXMIN com 110 detectores passivos do tipo LR115, referem-se a esta altura do solo. Foi efectuada uma campanha de medição da concentração em radão em Março (EXMIN, 2003) com clima intermédio e em épocas diferentes das medições efectuadas para o fluxo, o que

implica condições de humidade diferente em ambas as situações. Os valores do fluxo no Inverno originam menores concentrações de radão, como seria de esperar pois quanto maior a humidade ou a quantidade de água, menor a difusão do radão no solo e, consequentemente, menor é o fluxo à superfície.

Os valores medidos para a concentração de radão obtidos pela EXMIN (2003) referentes à barragem velha da Urgeiriça variam entre 195 e 1205 Bq.m⁻³ (mínimo e máximo). A maioria dos resultados situa-se acima dos 400 Bq.m⁻³. O fundo natural de concentração em radão na região é de 20 a 30 Bq.m⁻³. Na vizinhança da escombreira e até uma distância de cerca de 100 m, os valores medidos encontram-se compreendidos entre 200 e 400 Bq.m⁻³: ocasionalmente, foram verificados valores inferiores a 50 Bq.m⁻³ ou superiores a 930 Bq.m⁻³. O valor médio obtido na superfície da barragem velha foi de 557 Bq.m⁻³ (EXMIN, 2003) e na periferia desta, o valor médio obtido foi de 251 Bq.m⁻³. Os valores medidos referem-se a uma só campanha, por isso só faz sentido comparar a média anual dos valores medidos com a média anual dos valores obtidos pelo modelo.

Os valores obtidos para a concentração de radão ao nível médio do solo, na direcção dominante do vento, podem ser agrupados essencialmente em 3 classes de valores: entre 200 e 250, entre 300 e 600 e entre 700 e 1000 Bq.m⁻³.

Se a concentração de radão for estimada pela simulação do modelo com os fluxos medidos experimentalmente, considerando que cada ponto medido corresponde à área total de 133 000 m², então, a concentração média obtida à altura de 1 metro é igual a 53,27 Bq.m⁻³ e na direcção dominante do vento é igual a 417 Bq.m⁻³. A concentração média obtida para a fonte pontual é cerca de 8 vezes inferior à média dos valores obtidos experimentalmente (550 Bq.m⁻³). A concentração obtida para a direcção dominante do vento aproxima-se mais da concentração medida experimentalmente apesar de em alguns pontos ser superior ao valor máximo medido. A simulação na direcção dominante do vento (NE) aproxima-se da realidade dos valores obtidos experimentalmente para a concentração de radão (Bq.m⁻³).

Os valores obtidos na simulação do modelo, tendo como ponto de partida os fluxos medidos experimentalmente quer por Faísca (1999) quer por EXMIN (2003) e aos quais correspondem os fluxos 1,0 e 1,49 Bq.m⁻².s⁻¹, respectivamente, originam uma concentração ao nível do solo de 200 e 250 Bq.m⁻³ na direcção dominante do vento.

Pelo método de Wilke & Lee a concentração de radão, na direcção dominante do vento, varia entre 300 e 600 Bq.m⁻³ com os fluxos correspondentes a variarem entre 1,5 e 3,0 Bq.m⁻².s⁻¹.

A expressão (1) de Rogers a que corresponde fluxos entre 4 e 5 Bq.m⁻².s⁻¹ origina valores da concentração de radão, na direcção dominante do vento, entre 700 e 1000 Bq.m⁻³.

A expressão (2) de Rogers, a que corresponde fluxos entre 1 e 2 Bq.m⁻².s⁻¹ origina valores da concentração de radão que variam entre 200 e 400 Bq.m⁻³.

A expressão (3) de Rogers, a que corresponde fluxos entre 10 e 11 Bq.m⁻².s⁻¹ origina valores da concentração de radão que variam entre 200 e 250 Bq.m⁻³, mas na direcção dominante do vento os valores obtidos, 1264 e 1283 Bq.m⁻³ respectivamente, ultrapassam o valor máximo medido experimentalmente.

A expressão (3) de Rogers, que corresponde fluxos entre 3 e 4,5 Bq.m⁻².s⁻¹, origina valores da concentração de radão que variam entre 700 e 950 Bq.m⁻³.

Com base nas características locais descritas pela EXMIN (2003), a concentração de radão na direcção dominante do vento obtida pelo modelo é da mesma ordem de grandeza do valor máximo obtido experimentalmente, ou seja 1046 Bq.m⁻³.

A média dos valores obtidos experimentalmente, segundo os dados cedidos pela EXMIN (2003), para a concentração de radão sobre a superfície da barragem velha é igual a 453 Bq.m⁻³. Se considerar toda a área, isto é, todo todos os pontos medidos para a concentração de radão na área mineira da Urgeiriça: escombreira de minério, barragem velha de rejeitados, periferia da barragem velha de rejeitados, barragem nova e neutralização e periferia da barragem nova o valor médio é cerca de 296 Bq.m⁻³ (EXMIN, 2003).

A Tabela 3-85 sintetiza os resultados obtidos pelo modelo para a concentração de radão na direcção dominante do vento. Estão representados também os resultados para $x = 0$ m, a que corresponde a concentração máxima ao nível médio do solo e a partir da qual ocorre a dispersão.

Tabela 3-85: Concentração de radão na direcção dominante do vento (modelo), casos 1 a 14.

	x (m)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	x (m)	C ₀ (Bq.m ⁻³)	x(m)	C ₀ (Bq.m ⁻³)
1	0	246	250	140	700	50
2	0	198	250	120	670	20
3	0	198	250	120	670	20
4	0	255	250	140	670	50
5	0	232	250	140	670	20
6	0	255	250	150	670	50
7	0	245	150	140	600	50
8	0	1072	150	600	630	100
9	0	37	150	20	630	5
10						
a)	0	605	250	350	670	50
b)	0	313	250	175	670	50
c)	0	516	250	325	670	50
d)	0	292	250	175	670	50
11						
a)	0	1035	250	600	650	100
b)	0	788	250	450	650	100
12						
a)	0	350	250	225	650	50
b)	0	232	250	140	650	20
c)	0	458	250	275	650	50
d)	0	289	250	175	650	50
e)	0	3296	250	1750	650	500
f)	0	3259	250	1750	650	500
g)	0	2234	250	1200	650	200
h)	0	2258	250	1200	650	200
i)	0	4689	250	2750	650	500
j)	0	4712	250	2750	650	500
13						
a)	0	239	250	1200	650	200
b)	0	243	250	1300	650	200
14						
a)	0	863	250	500	650	100
b)	0	940	250	550	650	100
c)	0	669	250	400	650	100
d)	0	732	250	450	650	100

Ao fim de 150 a 250 metros da fonte pontual, a concentração diminui consideravelmente para todos os casos e ao fim de 600 a 700 metros atinge a concentração mínima ($\leq 20 \text{ Bq.m}^{-3}$), que em alguns casos (5) corresponde ao fundo

radioactivo da região (20 a 30 Bq.m⁻³). Em muitos casos (11) a concentração mínima resultante é ligeiramente acima do fundo (50 Bq.m⁻³) enquanto que para outros casos (7), a concentração mínima obtida é superior a duas vezes a concentração do fundo (100 Bq.m⁻³). Por último, existem ainda casos em que a concentração mínima é exageradamente superior ao fundo radioactivo como por exemplo, igual a 200 Bq.m⁻³ (4 casos) e igual a 500 Bq.m⁻³ (4 casos).

O fluxo obtido com as características definidas pela EXMIN (2003), $J = 5,29$ Bq.m⁻².s⁻¹, para $x = 0$ m, origina uma concentração máxima e igual a 1046 Bq/m³, a cerca de 200 m da fonte, a concentração diminui para 600 Bq.m⁻³ e ao fim de 700 metros, a concentração é inferior a 100 Bq.m⁻³.

Com base nestes resultados obtidos podemos eliminar os casos que à partida e mediante os resultados demasiado elevados, quer do fluxo quer da concentração de radão na direcção dominante do vento, já estariam excluídos por não serem simulações fiáveis. Os casos a eliminar são os identificados pelas alíneas e, f, g, h, i, j do caso 12 e as alíneas a e b do caso 13. Os que revelam melhor ajuste entre os valores medidos e os valores do modelo são os casos identificados por: 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 10 (b, d) e 12 (a, b, d) (Tabela 3-85).

3.6 Conclusões

Os modelos desenvolvidos pretendem descrever a dispersão de radão que se liberta das barragens de estéreis, resíduos e/ou rejeitados, e que resultaram do tratamento hidromineralúrgico do minério de urânio. O modelo considera a fonte de emissão inicialmente como um ponto, localizado no centro da área contaminada com o mesmo fluxo mássico que toda a zona afectada. Consideraram-se 4 fontes pontuais que foram agrupadas numa só. A dispersão do radão é descrita pelo modelo da pluma de Gauss. Dos resultados obtidos é possível extrair as seguintes conclusões:

1. A bibliografia consultada refere que uma cobertura eficaz para uma escombreira de resíduos radioactivos numa situação de reabilitação ambiental deverá apenas permitir a passagem de um fluxo médio de radão, inferior a 0,74 Bq.m⁻².s⁻¹ (EPA, 1995). No 1.º exemplo de exploração, a cobertura é constituída por solo limpo com uma espessura de 1,20 m. O fluxo de radão que se liberta para o exterior, neste caso teórico, é igual a 1,93 Bq.m⁻².s⁻¹. Se não existir cobertura, o fluxo libertado é igual a 5,96 Bq.m⁻².s⁻¹. Em ambos os casos

o fluxo obtido é superior ao valor recomendado, no entanto, a cobertura permitiu a atenuação do fluxo libertado para a atmosfera em cerca de 32 %. No 2.º caso de exploração o fluxo total obtido foi de $0,20 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

2. A concentração na atmosfera respirável (Bq.m^{-3}) é proporcional à potência da fonte (Bq.s^{-1}), que por sua vez é proporcional ao fluxo libertado. O seu valor depende da existência ou não da cobertura e, no caso de existir, da sua espessura. Quanto maior o fluxo, maior a potência da fonte e maior a concentração na atmosfera à altura de 1,7 m do solo.
3. A dispersão do radão na atmosfera, segundo cada direcção do vento (em cada sector), origina uma diluição da concentração de radão ao fim de alguns metros. No 1.º caso de exploração, a dispersão do radão em cada sector, desde a fonte de emissão até à distância de 2 km, varia entre 70,17 (concentração à altura média respirável) e $0,21 \text{ Bq.m}^{-3}$.
4. Na direcção dominante do vento, NE, e em toda a extensão do lado do octógono que delimita exteriormente o sector nesta direcção, a concentração de radão varia entre 630,83 (concentração à altura média respirável) e $5,92 \text{ Bq.m}^{-3}$, no caso de não ter a camada de cobertura. Na direcção dominante do vento, a concentração de partida para a dispersão é um valor superior ao caso em que se considera cada sector, isto porque, assume-se que todo o fluxo é dirigido para o sector referente à direcção dominante do vento.
5. Para o caso considerado com uma cobertura de 1,2 m de solo limpo, a dispersão do radão, considerando todos os sectores, varia de 22,27 a $0,067 \text{ Bq.m}^{-3}$. Na direcção dominante do vento é variável de 204,30 a $1,92 \text{ Bq.m}^{-3}$.

Relativamente ao modelo podemos dizer o seguinte:

6. O fluxo de radão calculado no modelo depende do coeficiente de difusão, cuja variação é muito sensível relativamente à percentagem de humidade do material do resíduo e à porosidade: os parâmetros físicos do local, nomeadamente, a porosidade e a humidade, são determinantes para o cálculo do coeficiente de difusão e do fluxo resultante. É possível estabelecer uma relação entre o tipo de dados disponíveis para a humidade no solo, e o coeficiente de difusão através de expressões empíricas.
7. No 2.º caso de exploração, os valores da concentração de radão na atmosfera, desde a fonte de emissão até à distância de 2 km, considerando todos os

sectores, variam de 2,40 a 0,0071 Bq.m⁻³. Na direcção dominante do vento, NE, e em toda a extensão do lado do octógono que delimita exteriormente o sector nesta direcção, a concentração de radão varia de 21,62 e 0,20 Bq.m⁻³.

8. O modelo contempla o cálculo do fluxo com e sem camada de cobertura e também permite o dimensionamento de uma cobertura de forma a cumprir o critério do fluxo imposto. No caso de não existir a camada de cobertura, o fluxo apenas depende das características do material constituinte da resíduo: quanto mais poroso, maior o coeficiente de difusão, maior é o fluxo que se liberta para o ar exterior. Isto verifica-se no 1.º caso de exploração, em que os coeficientes de difusão são muito superiores aos do 2.º caso de exploração, originando fluxos e concentrações de radão mais elevados, mesmo partindo de actividades inferiores.
9. O modelo fornece uma estimativa da concentração de radão à altura média de 1,7 m do solo, bem como a sua dispersão no ar ao longo de uma distância x da fonte de emissão que se considerou ser igual a 2000 m. O modelo calcula a concentração de radão na fonte de emissão ($x = 0$ m), e para $x = R$, em que R representa o raio da circunferência circunscrita no octógono.
10. O modelo permite estimar a dispersão de radão a partir do limite de cada sector, definido pela extensão do lado do octógono (dispersão no lado octógono), assumindo que todo o fluxo é dirigido para a direcção dominante do vento. Para distâncias inferiores à apótema⁸ do polígono, isto é, dentro do sector definido pela direcção dominante do vento, a concentração é constante e igual à concentração à altura de 1,7 m do solo.

⁸ Altura de cada triângulo que compõe um polígono e o seu valor é dado por $x = R \cos(\pi/8)$.

*“Nada é mais maleável e frágil quanto a água.
Contudo, ninguém, por mais poderoso que seja,
resiste à sua acção de corrosão, desgaste ou choque de ondas,
ou tão-pouco pode viver sem ela.
Não é bastante claro que a flexibilidade é mais eficaz do que a rigidez?
Poucos agem de acordo com essa convicção.”*

Lao Tse

Capítulo 4

Modelo de libertação e transporte na água

Resumo

Para o transporte hidrológico foi desenvolvido um modelo bidireccional para simular a libertação dos radionuclídeos e o seu transporte sequencial em duas direcções: verticalmente através do resíduo e do solo até à água subterrânea e horizontalmente ao longo do aquífero até ao ponto de exposição. O resultado final é a concentração dos radionuclídeos na água subterrânea, em função do tempo decorrido, a uma distância predefinida da fonte de contaminação. Esta distância corresponde à localização do meio receptor, representado por um poço, onde os radionuclídeos se encontram acessíveis para a exposição ambiental através do uso da água para ingestão ou para irrigação. O processo de libertação dos radionuclídeos da matriz do resíduo é baseado num modelo ideal de lixiviação que estima a concentração dos radionuclídeos na fase líquida segundo um processo de transferência. O transporte dos radionuclídeos na vertical pode ser simulado para condições hidrológicas total ou parcialmente saturadas, tendo em consideração o retardamento dos radionuclídeos nesta direcção. A análise do transporte dos radionuclídeos na trajectória horizontal é feita com base nos processos de transporte descritos pela equação de difusão/dispersão – advecção. O modelo tem por base a solução analítica da equação de transporte no estado estacionário e unidimensional de uma substância reactiva com decaimento radioactivo e retardação. O modelo considera ainda as escorrências superficiais como um mecanismo de libertação devido à força física provocada pela água superficial e também como um mecanismo de transporte mobilizando as substâncias libertadas para as águas superficiais. Por último, obtiveram-se dados das análises radiológicas para o urânio e para o rádio nas águas subterrâneas e superficiais, referentes à zona mineira da Urgeirica, com os quais testamos o modelo e comparamos os resultados obtidos com os valores medidos experimentalmente para a sua validação.

4.1 Introdução

Os efeitos ambientais resultantes da exploração e do tratamento de minérios radioactivos têm origem essencialmente em duas grandes fontes: i) nas actividades mineiras e ii) nos radionuclídeos existentes nos estêreis ou nos resíduos.

Os resíduos resultantes do processo de beneficiação do minério de urânio têm potencial para causar detrimento, essencialmente, pela fuga e transporte de vários contaminantes para a atmosfera, solo circundante, água superficial e água subterrânea. O armazenamento destes materiais não é estático estando sujeitos a uma dispersão ambiental pelos agentes naturais, podendo afectar áreas extensas. A dispersão pode ocorrer através de três mecanismos principais de transporte:

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

Os elementos perniciosos são mobilizados desta forma pelos vectores de dispersão que os depositam nos meios receptores: solo, sedimentos, plantas, biótipo aquático e fauna. A exposição às substâncias radioactivas e tóxicas pode originar o desenvolvimento de doenças cancerígenas e outras, bem como alterações genéticas. O armazenamento dos estéreis vai constituir um risco para a saúde pública, essencialmente porque:

- O rádio presente nos estéreis vai sofrer decaimento radioactivo e originar o radão na forma gasosa, sendo facilmente transportado pelo ar e cujos produtos radioactivos podem ser inalados e alojarem-se nos pulmões;
- A radiação γ emitida pelos radionuclídeos existentes nos estéreis vai constituir uma exposição directa;
- As substâncias tóxicas e radioactivas dos estéreis, principalmente o rádio, podem ser lixiviadas e contaminar as águas superficiais e subterrâneas podendo ser ingeridas directamente na água ou indirectamente através dos alimentos contaminados.

4.2 Trajectórias gerais de exposição

As trajectórias através das quais os radionuclídeos são libertados da pilha de estéreis, vão originar uma exposição para os humanos resultante do transporte através da atmosfera e do solo ou, alternativamente, através dos sistemas aquáticos.

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

A exposição interna pode ser directa através da inalação e ou da ingestão de água contaminada, ou indirecta através da ingestão de alimentos (carne, leite, vegetais) contaminados. Apesar de indirecta, esta trajectória pode ser bastante significativa devido à concentração biológica nos alimentos. A irradiação externa pode ocorrer na área de deposição e/ou resultar da libertação dos materiais depositados. As trajectórias de exposição podem ser agrupadas, de uma forma genérica em (IAEA, 1992):

- **Trajectórias atmosféricas**

- o Inalação do radão e dos seus descendentes;
- o Inalação de partículas radioactivas;
- o Irradiação externa.

- **Trajectórias atmosféricas e terrestres**

- o Ingestão de alimentos contaminados;
- o Irradiação externa.

- **Trajectórias aquáticas**

- o Ingestão de água contaminada;
- o Ingestão de alimentos irrigados com água contaminada, peixe e a biota aquática;
- o Irradiação externa.

Um caso particular da exposição para os humanos é representado pelo rádio para o qual a principal trajectória de exposição resulta da ingestão de produtos contaminados: água, peixe ou qualquer outro elemento da biota aquática contaminado, carne e leite provenientes de animais contaminados. As doses para o público podem ainda ter origem na ingestão de vegetais irrigados, durante o seu crescimento, com água contaminada. As trajectórias gerais de exposição encontram-se representadas na Figura 4-1.

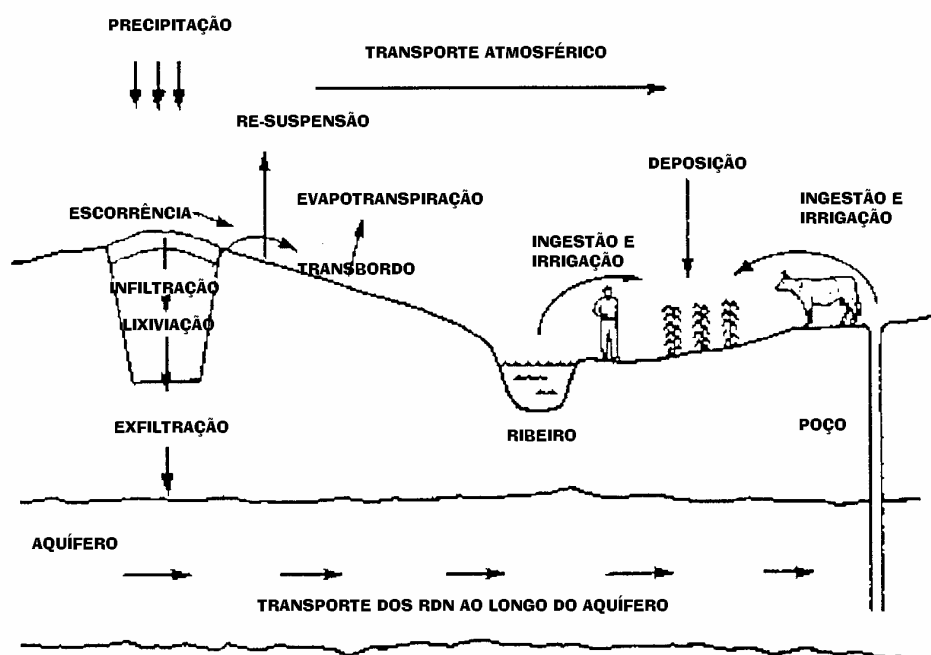


Figura 4-1: Exemplos de trajetórias de exposição. Fonte: User's Guide for Presto-EPA-CPG Operation System, (Hung, 1996).

4.3 Os estéreis da beneficiação de urânio

Os estéreis da mineração do urânio são constituídos por resíduos sólidos e líquidos associados, resultantes do processamento do minério para recuperar o urânio. A principal característica que distingue estes estéreis dos resíduos resultantes do processamento de outros minérios metálicos, é a sua elevada concentração em actividade residual, ou seja o elevado conteúdo em radionuclídeos.

Os estéreis de urânio contêm cerca de 75 % da radioactividade e 99 % da massa original presente no minério. Os estéreis podem ainda conter outros compostos químicos utilizados no processo de extracção, poluentes tóxicos associados ao minério, precipitados da neutralização dos ácidos e precipitados do processo de tratamento de remoção do rádio.

Apesar da radioactividade de alguns constituintes dos resíduos radioactivos serem de origem natural, o processo de mineração removeu-os para a superfície e alterou o seu estado químico e físico. Estas alterações aumentaram a mobilidade dos poluentes e também a possibilidade da sua dispersão no ambiente. Adicionalmente, devido à presença de radioisótopos residuais (não lixiviados) de longo período de vida,

os estéreis vão permanecer radioactivos por longos períodos de tempo. Por outro lado, os contaminantes não radiológicos vão persistir no ambiente podendo constituir uma fonte de contaminação devido aos diversos metais pesados presentes (IAEA, 1992).

A composição dos resíduos da beneficiação do minério de urânio pode ser muito variável, dependendo essencialmente do teor do minério e do processo de beneficiação. Granulometricamente são constituídos essencialmente por duas fracções: areias e lamas, que podem ser depositadas em conjunto, ou sofrer uma hidrociclonagem em que as areias vão directamente para a barragem de estéreis e as lamas para um tanque de decantação. O rádio (^{226}Ra) e o tório (^{230}Th) vão ser os constituintes de maior preocupação ambiental, estando associados à fracção das lamas dos estéreis. As substâncias presentes incluem elementos químicos como o As, Mo, Se, U, e em menores quantidades, uma variedade de outras substâncias tóxicas. A concentração destes materiais é variável podendo apresentar duas a cem vezes mais a concentração de fundo do solo, ou cerca de 50 a 86 % da radioactividade inicial, dependendo da proporção de radão (^{222}Rn) libertado durante a operação de beneficiação. Para além destes, poderão existir outros constituintes, nomeadamente, metais, sulfatos, carbonatos, nitratos e solventes orgânicos, dependendo do tipo de minério e do processo de beneficiação usado.

4.4 Descrição do modelo de transporte hidrológico

O modelo do transporte hidrológico abrange alguns dos mecanismos de dispersão dos contaminantes já referidos. 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).

Os constituintes tóxicos são libertados ou induzidos a deixar a fonte de contaminação através de um mecanismo de libertação podendo ser encontrados no ambiente sob diversas formas. No meio hidrológico, encontram-se dissolvidos na água fluindo através do meio poroso, uma vez que a sua solubilização aumenta de um modo notável a mobilidade ambiental.

A água da precipitação é o principal vector do transporte hidrológico podendo ocorrer na forma de chuva, neve ou granizo, consoante as condições do clima. Numa descrição simplificada do ciclo hidrológico, podemos considerar que o vapor de água existente na atmosfera, em condições adequadas, condensa e precipita sobre os oceanos e os continentes. Quando chega à superfície da Terra, a precipitação é subsequentemente dispersa através de diferentes trajectórias. Podemos dizer que parte da água da precipitação é devolvida à atmosfera por evaporação (a água transforma-se parcialmente em vapor, à superfície do solo) e por transpiração (isto é, perda indirecta do vapor de água do solo para a atmosfera através do mecanismo respiratório das plantas). O efeito combinado da evaporação e da transpiração é designado por evapotranspiração. Outra parte da água da precipitação penetra no subsuperfície do solo (por percolação) sendo adicionada ao sistema de fluxo subterrâneo. Finalmente, a última parte da água da precipitação (a que não é devolvida à atmosfera nem se infiltra no solo) constitui as escorrências superficiais e vai ser adicionada aos ribeiros, aos rios e lagos das proximidades. Este conceito de ciclo hidrológico pode ser representado matematicamente por uma equação de balanço de água, com base na lei da conservação da massa, que na sua forma mais simples pode ser representada por (Yu et al., 2001):

$$q_s - q_e = \frac{ds}{dt} \quad (4-1)$$

em que q_s representa a água que entra no sistema, q_e representa a água que sai, e ds/dt representa a variação da água no sistema ao longo do tempo.

A variação do volume de água armazenada no solo por unidade de área superficial (ΔS) durante um determinado período de tempo (ΔT) deverá ser igual à diferença entre o fluxo de entrada, no espaço e no tempo, da precipitação (P_r) e da irrigação (IR_r) e o fluxo de saída por percolação (I_r), por escorrência (R_r) e a fracção que se perde por evapotranspiração (ET_r). A equação de balanço que traduz a lei de conservação da massa pode ser representada pela expressão (4-2).

$$\frac{\Delta S}{\Delta T} = (P_r + IR_r) - (I_r + R_r + ET_r) \quad (4-2)$$

em que todos os fluxos de entrada e de saída têm unidades LT^{-1} .

A precipitação que entra num sistema hidrológico vai sofrer amplas flutuações no domínio do tempo. Como todas as entradas e saídas da equação do balanço de

água dependem da precipitação, também vão apresentar as mesmas flutuações ao longo do tempo. Como resultado, a variação de ΔS é altamente dependente do período de tempo considerado. Para pequenos períodos de tempo, a quantidade da água armazenada no solo (ΔS) pode apresentar variações muito acentuadas. Contudo, para períodos de tempo elevados, nomeadamente, para ciclos sazonais ou ciclos anuais, a variação da água armazenada no solo (ΔS), particularmente na parte superior do solo, é pequena relativamente ao balanço de água total do sistema. Assim, considerando fluxos médios de entrada e de saída neste sistema hidrológico, a equação de balanço de água pode ser traduzida em:

$$P_r + IR_r = I_r + R_r + ET_r \quad (4-3)$$

Todos os termos da expressão anterior, à excepção do débito de percolação, I_r , podem ser determinados por medições directas no campo ou através de coeficientes específicos do solo e de outras características ambientais. Como a medição directa do débito de percolação (I_r) *in-situ* não é possível, o seu cálculo pode ser deduzido através das outras componentes da equação do balanço de água:

$$I_r = (P_r + IR_r) - (R_r + ET_r) \quad (4-4)$$

O fluxo de percolação (I_r) representa a quantidade de água que se infiltra através das camadas superiores do solo e eventualmente acaba por ser adicionada ao fluxo subterrâneo. No modelo de transporte hidrológico apresentado, este parâmetro é utilizado para simular a lixiviação dos radionuclídeos da zona contaminada e estimar a contaminação final na água subterrânea.

Este parâmetro pode ainda ser determinado em função do fluxo da precipitação (P_r), do fluxo da irrigação (IR_r) e dos coeficientes de escorrência (C_r) e de evapotranspiração (C_e) definidos da seguinte forma:

$$C_r = \frac{R_r}{P_r} \quad (4-5)$$

$$C_e = \frac{ET_r}{(1 - C_r) \cdot P_r + IR_r} \quad (4-6)$$

O coeficiente de escorrência (C_r) representa a fracção média anual da água da precipitação que não se infiltra no solo, nem é devolvida à atmosfera através da evapotranspiração, constituindo um fluxo superficial que acaba por ser adicionado às

águas superficiais (ribeiros, rios ou lagos). O coeficiente de escorrência pode variar entre 0 e 1.

O coeficiente de evapotranspiração (C_e) representa o quociente entre o volume total de água que resulta da evapotranspiração (ET_r) e o volume total de água disponível no solo ao nível da zona das raízes das plantas ($(1 - C_r) \cdot P_r + IR_r$) durante um período de tempo específico. Em solos agrícolas irrigados a transpiração predomina sobre a evaporação, constituindo quase a totalidade da evapotranspiração. O caso em estudo não constitui um solo agrícola, nem é irrigado, pelo que a transpiração vai representar uma pequena (ou nenhuma) fracção da evaporação total.

Das equações anteriores podemos deduzir que o débito de infiltração (I_r) pode ser expresso por:

$$I_r = (1 - C_e) \cdot [(1 - C_r) \cdot P_r + IR_r] \quad (4-7)$$

A água que se infiltra no solo, bem como a que constitui as escorrências superficiais, vai remover os elementos perniciosos do resíduo através do mesmo mecanismo de libertação, a lixiviação, que constitui o processo através do qual, os contaminantes nos estêreis são mobilizados pela água da precipitação. A lixiviação pode ser reduzida, quer pela limitação da água de percolação, quer pela fixação química dos contaminantes. A água que se infiltra no solo pode atingir a zona não saturada e preencher os poros existentes. A água na zona insaturada pode migrar para a zona saturada ou pode ser retida na forma de humidade do solo para ser devolvida à atmosfera por evapotranspiração.

A lixiviação representa assim o processo que vai desencadear a migração dos RDN bem como dos outros constituintes dos estêreis. Os compostos solúveis, juntamente com a água da precipitação, ao infiltrarem-se no solo contêm poluentes originalmente presentes nos estêreis, nomeadamente o rádio, alguns compostos químicos introduzidos no processo de moagem e outros poluentes não radioactivos. Estes contaminantes podem migrar até ao subsolo (o grau de migração vai depender da constituição química dos estêreis e do débito da precipitação) e serem transportados pela água subterrânea e eventualmente descarregados à superfície, o que depende da natureza dos solos e da proximidade quer das águas superficiais, quer das águas subterrâneas. O fluxo de escoamento é determinado pelas propriedades hidrológicas do local e das características do solo, entre as quais a permeabilidade, a porosidade e a fracturação.

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

A escorrência pode actuar como um mecanismo de libertação, através da força física provocada pelo movimento da água superficial em direcção aos ribeiros, e também como um mecanismo de transporte deslocando as substâncias libertadas para outro meio ou local. A escorrência superficial do solo vai depender da morfologia do terreno, do declive, do tipo do material do solo e da utilização a que o solo está sujeito. 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 bem como da deposição atmosférica. As águas superficiais vão constituir um meio de exposição essencialmente para o biótipo aquático.

Os radionuclídeos podem permanecer dissolvidos na água ou acumularem-se nos sedimentos. Podem ainda ser acumulados na biota ou serem transferidos através da cadeia alimentar aquática. 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.

Os radionuclídeos 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 radionuclídeos 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 seguintes trajectórias de exposição:

- Ingestão directa da população (água, gado, vegetais);

- Irrigação do solo (plantas, vegetais);
- Ingestão directa pelos animais;
- Biota aquática (peixes e plantas).

4.4.1 O modelo conceptual

A intensidade de acumulação de radionuclídeos num ecossistema é essencialmente função dos débitos entre os vários componentes. O fluxo de radionuclídeos através de um ecossistema pode ser descrito por equações que dependem de parâmetros variáveis e específicos do local.

Como se pretende estudar a dispersão dos contaminantes originada pela água e estimar quantitativamente as consequentes concentrações neste meio e nos receptores expostos (vegetais, animais e biótipo aquático), é necessário estimar a quantidade de radionuclídeos disponibilizada para transporte pelo mecanismo de libertação com origem na precipitação, simular o seu transporte desde o local da deposição dos resíduos até aos receptores ambientais e destes para o corpo humano através da cadeia alimentar e, finalmente, estimar os efeitos na saúde humana devido à exposição do corpo humano aos radionuclídeos.

O modelo desenvolvido 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 radionuclídeos em condições hidrológicas total ou parcialmente saturadas, tendo em consideração o retardamento dos nuclídeos devido à sorção parcial do radionuclídeo pelo meio sólido no aquífero: os radionuclídeos 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 transporte até ao receptor, resultando num decaimento radioactivo adicional. Assume-se desta forma, que o transporte dos radionuclídeos ocorre na vertical desde a infiltração até chegar ao aquífero e na horizontal ao longo deste.

A transferência dos radionuclídeos da fase líquida para a fase sólida e vice-versa pode ser controlada por mecanismos como a adsorção e a precipitação, dependendo dos radionuclídeos envolvidos. As interacções físicas e químicas complexas entre os nuclídeos e o meio geológico são quantificadas por um só factor,

K_d , que descreve o grau de retardamento dos radionuclídeos relativamente à água subterrânea (Yu et al., 1993). Este factor, K_d , denominado habitualmente por coeficiente de partilha solo-água, quantifica a capacidade de permuta de um meio geológico para um dado ião e representa o quociente entre a concentração na fase sólida, S , (unidade de massa por massa) e a concentração na fase líquida, C , (unidade de massa por volume), quando a reacção de adsorção está em equilíbrio. Nestas condições (em equilíbrio) assume-se que a concentração do soluto na fase sólida é proporcional à concentração na fase líquida. As dimensões do coeficiente de partilha são dadas em unidade de volume por massa ($L^3.M^{-1}$).

$$S = K_d \cdot C \quad (4-8)$$

Quando $S = 0$, não há adsorção da fase sólida. Neste caso, o transporte do anião apenas se deve ao movimento da água e à difusão molecular através do solo. Quando $S = \infty$, o composto é insolúvel na água estando totalmente sorvido no solo.

Na literatura especializada é possível encontrar vários valores de K_d , medidos em condições de adsorção. Sabe-se, no entanto, que estes valores experimentais de K_d são variáveis mediante o tipo de solo. Os valores de K_d são dependentes das propriedades físicas do solo e das suas características químicas que não se mantêm necessariamente constantes ao longo do tempo, uma vez que os solos constituem sistemas dinâmicos: são principalmente uma função do teor em matéria orgânica do solo, mas também dependem da granulometria do solo, além de factores físicos como a temperatura (Yu et al., 2001).

Quando os radionuclídeos transportados ao longo do aquífero atingem um poço, podem constituir uma trajectória de exposição para os seres-humanos através da: i) ingestão de água; ii) irrigação do solo e/ou da vegetação e iii) alimentação dos animais de pasto. Assume-se que os radionuclídeos residuais existentes no aquífero continuam a ser transportados podendo ser incorporados nas águas superficiais, para outra forma de transporte, e originar iguais impactos em receptores afastados do local contaminado.

A análise do transporte dos radionuclídeos na trajectória horizontal, ao longo do aquífero, é feita com base no modelo de transporte hidrológico desenvolvido por Hung (1980). Este modelo permite uma simulação do transporte dos radionuclídeos na água subterrânea e foi adoptado para o nosso modelo com a finalidade de permitir

uma estimativa da avaliação dos efeitos radiológicos resultantes da potencial exposição humana a este tipo de resíduos radioactivos de baixo nível.

A simulação do transporte subterrâneo é feita pela implementação da solução analítica aproximada da equação básica de transporte (Hung, 1980) em que os cálculos numéricos complicados, inevitáveis num modelo de transporte hidrológico devido aos efeitos da dispersão longitudinal e à adaptabilidade das condições fronteira irregulares, (que mais à frente são referidas) são superados pela introdução de um factor de correcção da dispersão longitudinal (η , factor de correcção Hung). O efeito de dispersão no transporte dos radionuclídeos, inicialmente desprezado no modelo, é compensado subsequentemente pelo factor de correcção dos efeitos radiológicos resultantes da exposição 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” determinado através dos parâmetros do sistema de transporte subterrâneo.

A adopção do modelo de Hung (2000) para a descrição do transporte subterrâneo dos radionuclídeos implica que também adoptemos os pressupostos em que se baseia o modelo:

- Para simplificação matemática assume-se, inicialmente, que o fluido que transporta os radionuclídeos é estacionário e uniforme: o transporte dos contaminantes ocorre apenas a uma dimensão, o que geralmente implica que a dispersão seja ignorada, e assume-se que a contaminação migra unicamente devido à advecção¹. Ao considerar apenas este movimento no transporte dos contaminantes, obtém-se uma aproximação bastante conservativa, uma vez que 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 radionuclídeos dissolvidos estão em equilíbrio com aqueles adsorvidos pelo solo na formação do aquífero e que o decaimento ocorre simultaneamente para os radionuclídeos dissolvidos e absorvidos.
- A solução analítica de Hung, além do factor de correcção (η), depende de constantes determinadas pelas características do sistema subterrâneo.

¹ Processo através do qual os solutos são transportados pelo movimento da massa de água. A quantidade transportada é função da sua concentração na água subterrânea e do débito do fluxo desta.

- Para a avaliação dos efeitos radiológicos, a entrada necessária para o modelo de transporte é a quantidade de radionuclídeos que atinge o poço durante um determinado período de tempo.
- Introduce-se um factor de correcção para compensar o erro resultante de se desprezar inicialmente a dispersão no transporte subterrâneo dos radionuclídeos. Como o objectivo do modelo original é a avaliação dos efeitos radiológicos (cálculo de doses de entrada e avaliação de risco) resultante da exposição aos radionuclídeos por esta via, a correcção deste erro será expressa sob a forma dum factor de correcção destes efeitos a longo prazo (η) e é sempre um valor superior à unidade (Hung, 1980) (ver anexo B).

Como saídas do modelo obtém-se uma previsão dos valores da concentração dos radionuclídeos na água subterrânea e na água superficial (poços e ribeiros, respectivamente). A partir destes valores, estima-se a concentração dos radionuclídeos na água de ingestão e na água de rega, e subsequentemente nos alimentos o que vai permitir uma estimativa dos débitos de entrada no organismo e os valores das doses de radioactividade a que os receptores estão expostos.

4.4.2 O modelo matemático

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. O modelo pode ser dividido em dois módulos de acordo com a trajectória de transporte em que ocorre a dispersão dos contaminantes. Pretende-se no final obter como saída do modelo a concentração anual de cada radionuclídeo (RDN) na água subterrânea e na água superficial que constituem os dados de entrada necessários para calcular a transferência e a concentração dos RDN na cadeia alimentar.

4.4.2.1 Lixiviação e infiltração

A água da precipitação que entra na região contaminada pode evaporar-se para a atmosfera, infiltrar-se no solo ou escorrer para as linhas de água. Da totalidade líquida, uma fracção da precipitação vai infiltrar-se na barragem de estêreis, lixiviar os RDN da zona contaminada que serão transportados para o aquífero e, eventualmente, atingir um poço. Do balanço hidrológico já descrito anteriormente podemos enunciar:

$$P_r + IR_r = I_r + R_r + ET_r \quad (4-9)$$

$$I_r = (P_r + IR_r) - (R_r + ET_r) \quad (4-10)$$

em que,

P_r : precipitação anual, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$)

IR_r : débito de irrigação anual, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$)

I_r : débito de infiltração anual, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$)

R_r : débito de escorrência anual, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$)

ET_r : débito de evaporação anual, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$).

O modelo tem em consideração a possibilidade da degradação da cobertura e consequentemente a infiltração do fluxo da água da precipitação através da camada de cobertura. Devido aos diferentes mecanismos de infiltração através da parte danificada e da parte intacta da cobertura, a infiltração anual através da mesma pode ser dividida em duas componentes:

$$W_{inf} = A \cdot [f_c \cdot W_s + (1 - f_c) \cdot W_a] \quad (4-11)$$

em que,

W_{inf} : quantidade de água que se infiltra na barragem de estêreis, ($L \cdot ano^{-1}$)

A : área da barragem de estêreis, (m^2)

f_c : fracção da cobertura que está danificada, (-)

W_{ss} : infiltração anual através da zona danificada da cobertura, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$)

W_a : infiltração anual através da zona intacta da cobertura, ($L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$).

$$W_{ss} = (P_r + IR_r) \cdot f_d \quad (4-12)$$

$$W_a = (P_r + IR_r) \cdot f_i \quad (4-13)$$

$$f_i = \frac{I_r}{P_r} \quad (4-14)$$

f_i : fracção da água que se infiltra através da zona intacta da cobertura, (-)

f_d : fracção da água que se infiltra através da zona danificada da cobertura, (-).

Se a cobertura ou a superfície se mantiver intacta, a infiltração ocorre teoricamente de igual forma em toda a extensão da zona contaminada. Como não vai ocorrer irrigação na barragem de estêreis, o débito de irrigação pode ser desprezável. Neste caso, considera-se que uma fracção da água da precipitação perde-se nas

escorrências, parte infiltra-se no solo (por percolação), através da cobertura não danificada, e parte evapora-se (podendo considerar ou não o efeito da transpiração das plantas). Isto traduz-se na simplificação da expressão (4-11):

$$W_{inf} = f_i \cdot P_r \cdot A \quad (4-15)$$

A água que se infiltra vai ser contaminada depois de algum tempo de contacto com o resíduo. A concentração de RDN na água contaminada pode ser estimada por duas abordagens distintas baseadas na lixiviação química com ou sem limite de solubilidade, que descrevem a mobilização dos RDN contidos no resíduo. Estas duas opções constituem um modelo dinâmico que estima a concentração dos RDN na água, com origem num processo de troca química. O modelo geral baseia-se num conceito de lixiviação multifásica cujo transporte do contaminante pode ocorrer segundo três formas diferentes:

- i) como um soluto dissolvido na água;
- ii) como um gás na fase gasosa do solo;
- iii) como um composto adsorvido na fase sólida.

O equilíbrio entre as fases ocorre de acordo com os respectivos coeficientes de partilha, K_d . O transporte na vertical (na zona vadosa do solo) dá-se por advecção da fase líquida e por difusão da fase gasosa.

O transporte advectivo da fase líquida é calculado em função da quantidade de água que se infiltra e da quantidade de água existente no solo.

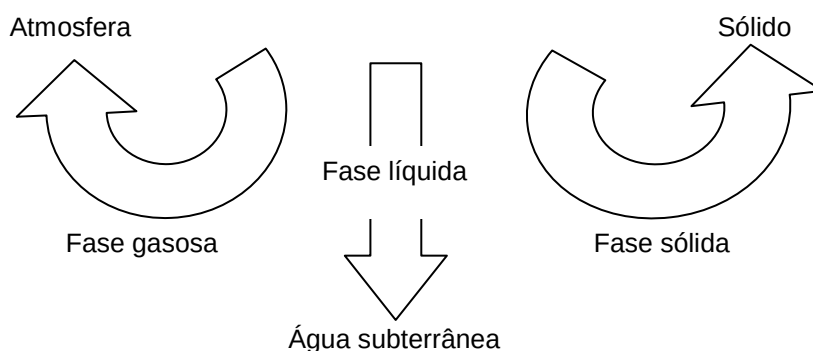


Figura 4-2: Trajectórias do contaminante na zona vadosa do solo.

A dispersão do transporte da fase líquida é desprezável, o que implica maiores concentrações dissolvidas e previsão de menores tempos de transporte do contaminante do que ocorreria na realidade. Neste transporte considera-se que a zona

vadosa encontra-se em estado estacionário relativamente ao movimento da água, o que significa que o teor em humidade é constante, e ainda que o contaminante não sofre decaimento nem degradação durante o transporte nesta zona.

A concentração do contaminante na fase gasosa (C_g), na fase líquida (C_l) e na fase sólida (C_s) vai variar espacial e temporalmente. A sua representação matemática pode assumir a seguinte forma com z a representar a variável no espaço e t a variável temporal:

- o $C_g(z,t)$;
- o $C_l(z,t)$;
- o $C_s(z,t)$.

A massa inicial de contaminante que vai sofrer o transporte encontra-se na fase líquida resultante da lixiviação pela água de infiltração:

$$C_l(z,0) = M(z,0) \frac{\rho_b}{\theta} \quad (4-16)$$

em que $C_l(z,t)$ é a concentração inicial ($t = 0$) do contaminante na fase líquida (g/ml), $M(z,0)$ é a massa inicial do contaminante por unidade de massa de solo no ponto z , (g/g de solo), θ é a fracção volumétrica de água no solo e ρ_b a densidade seca do solo (g/ml).

A concentração na fase líquida é obtida pela resolução da seguinte equação que contempla a advecção:

$$\frac{\partial C_l}{\partial t} = -\frac{q}{\theta} \frac{\partial C_l}{\partial z} \quad (4-17)$$

em que q é a velocidade de infiltração de Darcy.

A concentração do contaminante na fase gasosa é determinada pela seguinte equação de difusão:

$$\frac{\partial C_g}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_g}{\partial z^2} \quad (4-18)$$

em que D é o coeficiente de difusão efectivo na fase gasosa. Esta equação pode ser resolvida com as condições fronteiras iniciais apropriadas.

Após a avaliação de $C_l(z,t)$ e $C_g(z,t)$, a concentração de equilíbrio do contaminante nas três fases pode ser determinada se for possível calcular primeiro a massa total de contaminante no solo, M_T :

$$M_T(z,t) = [\theta \cdot C_l + (\varepsilon_s - \theta) \cdot C_g + \rho_b \cdot C_s] \quad (4-19)$$

em que ε_s é a porosidade do solo.

A concentração individual de cada uma das fases pode ser avaliada por cada uma das seguintes expressões:

$$C_g(z,t) = \frac{K_H \cdot M_T(z,t)}{[\theta + (\varepsilon_s - \theta) \cdot K_H + K_d \cdot \rho_b]} \quad (4-20)$$

$$C_l(z,t) = \frac{M_T(z,t)}{[\theta + (\varepsilon_s - \theta) \cdot K_H + K_d \cdot \rho_b]} \quad (4-21)$$

$$C_s(z,t) = \frac{K_d \cdot M_T(z,t)}{[\theta + (\varepsilon_s - \theta) \cdot K_H + K_d \cdot \rho_b]} \quad (4-22)$$

em que K_H é a constante de Henry na forma adimensional.

As equações diferenciais (4-17) e (4-18) podem ser resolvidas pelo método numérico de diferenças finitas com a sua complexidade inerente.

Em solos contaminados com radionuclídeos, estes podem formar diversos compostos ou podem ser associados a diferentes espécies geoquímicas, resultando assim em diferenças na lixiviabilidade e na solubilidade. Quando em contacto com as espécies químicas da solução, estas podem ser desadsorvidas na solução por dissolução ou complexação. No primeiro estágio do processo de lixiviação, as espécies geoquímicas com elevada solubilidade são primeiramente libertadas para a solução por dissolução. À medida que a lixiviação prossegue, as espécies geoquímicas com baixa solubilidade começam a dissolver-se. O conhecimento da distribuição dos RDN entre as diferentes espécies geoquímicas existentes no solo permite uma estimativa da quantidade de RDN que será libertada para a solução em condições de equilíbrio da dessorção. Contudo, a informação laboratorial acerca das possíveis fases sólidas e das espécies em solução dos RDN geralmente encontra-se indisponível. A pouca informação que existe é muito específica do caso a que se refere e da solução em causa o que torna a extrapolação dos dados extremamente difícil (Yu et al., 2001).

O rádio ocorre nos estéreis em diversas formas químicas, algumas muito móveis, outras estáveis. Poderá ser considerado o produto de decaimento mais perigoso da série do urânio, não só por ter um elevado índice de radiotoxicidade, mas também por originar o radão. A solubilidade dos compostos formados pelo rádio é semelhante à do bário. Os dados termodinâmicos para os componentes do rádio estão disponíveis apenas para RaNO_3 , RaCl_2 , RaSO_4 . Todos os compostos, à excepção do sulfato de rádio, são muito solúveis. O produto de solubilidade (K_p) para este composto é $4,25 \times 10^{-11}$, a 25°C e 1 atm. Apesar de o sulfato de rádio ser um composto altamente insolúvel, apresenta uma solubilidade máxima na água de cerca de 0,02 ppm (Yu et al., 2001).

Devido à dificuldade em modelar segundo o conceito de lixiviação multifásica, adoptou-se um modelo simplificado e conservativo, assumindo um modelo ideal de lixiviação, estacionário e uniforme com base num processo de transferência, para estimar a concentração dos RDN na fase líquida. Apenas se considera o transporte da actividade total inicial dos RDN mobilizados para a fase líquida, que representa a principal trajectória da migração para água subterrânea. Um factor de correcção é introduzido para quantificar o efeito da lixiviação multifásica nas condições reais (Hung, 2000). A opção de lixiviação química sem limite de solubilidade é calculada por (Hung, 1996):

$$C_{\text{inf}} = \frac{I_t \cdot F_c}{A \cdot (D_t \cdot \varepsilon_t + x_t \cdot K_{d2} \cdot \rho_t)} \quad (4-23)$$

em que,

- C_{inf} : concentração do RDN que se infiltra, ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$)
- I_t : actividade na barragem na fracção líquida, (Bq)
- F_c : factor de correcção para se ter em conta a lixiviação multi-fásica nas condições do campo, (-)
- x_t : altura da barragem (ou da zona contaminada), (m)
- ε_t : porosidade (da zona contaminada), definida como a fracção do volume dos poros ocupados pela água (-)
- K_{d2} : coeficiente de distribuição para o RDN dentro do resíduo, ($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)
- ρ_t : densidade do material da zona contaminada, ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$).

A opção de lixiviação química com limite de solubilidade utiliza um factor de solubilidade para estimar a concentração máxima dos RDN no lixiviado. Esta opção

pode ser usada quando a solubilidade dos RDN é baixa ou quando não existem valores de K_d disponíveis. A concentração de RDN é calculada por (Hung, 1996):

$$C_{inf} = \text{Min} \left[\frac{S_e \cdot N_c \cdot N_v}{M}; \frac{I_t \cdot F_c}{A \cdot x_t \cdot (\epsilon_t + K_{d2} \cdot \rho_t)} \right] \quad (4-24)$$

S_e : solubilidade do elemento, (g/ml)

M : massa molecular do RDN, (g/mol)

N_c : razão, (Bq/mol)

N_v : conversão de unidades (ml / m³ = 1).

A quantidade de RDN que se liberta anualmente (Bq/ano) através da lixiviação e infiltração pode ser estimada por:

$$Q_0 = 0,001 \cdot W_{inf} C_{inf} \quad (4-25)$$

Q_0 : libertação anual de RDN através da lixiviação pela água da precipitação, (Bq/ano)

0,001: factor de conversão de unidades de L para m³ (1 L = 0,001 m³).

Poderá existir uma outra opção de lixiviação que permite como entrada no modelo a libertação média fraccionada anual dos RDN, mas também pode ser calculada pelo modelo, obtendo-se a libertação primária dos RDN do resíduo através de um débito de libertação constante. Para contemplar os efeitos hidrodinâmicos, os RDN libertados são posteriormente adsorvidos pelo resíduo, de acordo com a expressão (4-23). Nesta opção, a concentração de RDN na água de infiltração contaminada pela lixiviação do resíduo é estimada por:

$$C_{inf} = \frac{Q_{un} \cdot L_i + Q_{lv}}{W_v} \quad (4-26)$$

Q_{un} : actividade total não lixiviada, (Bq)

L_i : fracção de lixiviação anual do RDN i, (ano⁻¹)

Q_{lv} : actividade lixiviada no ano anterior no resíduo já existente, (Bq/ano)

W_v : volume total de água na zona contaminada no corrente ano, (m³).

O parâmetro L_i representa uma constante de lixiviação de 1.^a ordem específica para cada RDN e é definida como a fracção disponível de cada RDN lixiviado por unidade de tempo. O seu cálculo pode ser descrito segundo a expressão (4-27) multiplicando I_r expresso em L.m⁻².ano⁻¹ por 0,001 m³ para que L_i venha expresso em ano⁻¹ (Yu et al., 2001):

$$L_i = \frac{0,001 \cdot I_r}{\theta_t \cdot x_t \cdot R_v} \quad (4-27)$$

- I_r : velocidade de infiltração da água, (m/ano)
 θ_t : fracção volumétrica de água na zona contaminada, (-)
 R_v : factor de retardação na vertical para o nuclídeo i, (-).

Segundo o modelo conceptual, os RDN lixiviados são transportados na vertical para o aquífero e horizontalmente ao longo deste. A velocidade de transporte dos RDN é retardada quer na vertical (devido à sorção parcial dos RDN pelo solo) quer na horizontal (relativamente à velocidade da água do aquífero) sendo quantificada pelos factores de retardação vertical (R_v) e horizontal (R_H) (Hung, 1996). Assim, devido à diferente natureza do transporte na vertical e na horizontal, o modelo subdivide o transporte em duas trajectórias segundo a direcção associada.

4.4.2.2 Transporte dos radionuclídeos na vertical

O fluxo subterrâneo na vertical pode ser saturado ou parcialmente saturado e o grau de saturação (R_s) é usado para calcular quer a velocidade da água (ou lixiviado) na vertical (V_v) quer o factor de retardação vertical (R_v) (Hung, 1996). Para calcular o grau de saturação é necessário definir outros parâmetros que a seguir descrevemos.

A fracção volumétrica de água no solo pode ser representada pelo quociente adimensional de duas massas (w) ou de dois volumes (θ), ou ainda pelo quociente de massa por unidade de volume. O 1.º caso é definido pelo quociente entre a massa da fase líquida (água) (M_l) existente no solo e a massa de material sólido (M_s) e pode ser representado por:

$$w = \frac{M_l}{M_s} \quad (4-28)$$

O 2.º caso representa a fracção do volume total de solo ocupado pela água do solo. Se V_l for o volume da fase líquida e V_t o volume total do solo, a fracção volumétrica de água (θ) pode ser representada por:

$$\theta = \frac{V_l}{V_t} = \frac{V_l}{V_s + V_p} \quad (4-29)$$

em que V_s e V_p representam o volume da fase sólida e o volume dos poros, respectivamente.

O parâmetro θ pode ainda ser representado em função da fracção mássica da porosidade do solo preenchida com água:

$$\theta = \frac{V_l}{V_t} = \frac{M_l / \rho_w}{M_s / \rho_b} = \frac{M_l}{M_s} = w \left(\frac{\rho_b}{\rho_w} \right) \quad (4-30)$$

em que ρ_b é a densidade (seca) do solo e ρ_w a densidade da água .

A fracção volumétrica de água pode ainda ser representada em função da porosidade total (ε) e da saturação em água (ou grau de saturação, R_s). Assim, podemos dizer que θ resulta do produto entre a fracção volumétrica de água em condições saturadas (θ_{sat}) e o grau de saturação (R_s). Quando o material constituinte do solo está saturado ($\theta_{sat} = \varepsilon$) e nestas condições podemos escrever:

$$\theta_{sat} = \varepsilon \quad (4-31)$$

$$\theta = \varepsilon \cdot R_s \quad (4-32)$$

O coeficiente de saturação é definido como o quociente entre θ e θ_{sat} , ou seja:

$$R_s = \frac{\theta}{\theta_{sat}} = \frac{\theta}{\varepsilon} \quad (4-33)$$

O valor de θ pode variar de 0 (no caso de solos secos) até ao valor da porosidade total (para solos completamente saturados). Quando o meio se encontra saturado, $R_s = 1$. Em condições de infiltração não saturadas, o coeficiente de saturação é uma função do débito de infiltração, da condutividade hidráulica e da textura do solo. O coeficiente de saturação pode ser estimado através da expressão (4-34) (Clapp et al., 1978):

$$R_s = \left(\frac{I_r}{K_{sat}} \right)^{\frac{1}{2b+3}} \quad (4-34)$$

em que,

R_s : coeficiente de saturação, (-)

K_{sat} : condutividade hidráulica em condições saturadas, (m/ano)

b : parâmetro exponencial específico do solo, (-).

Se I_r for expresso em $L \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$ é necessário multiplicar I_r por $0,001 \text{ m}^3/L$ para converter as unidades a m/ano.

O parâmetro exponencial específico do solo (b) usado no cálculo do grau de saturação do solo (R_s) deriva de uma função característica do solo, denominada função de condutividade, que representa a relação entre a condutividade hidráulica insaturada (K) e o grau de saturação (R_s). A função condutividade pode ser representada por uma função potência (Clapp et al., 1978):

$$k = R_s^{(2 \cdot b + 3)} \quad (4-35)$$

em que k é a condutividade relativa ou permeabilidade relativa (adimensional) e b o parâmetro de ajuste ou o parâmetro exponencial específico do solo, que deverá ser determinado experimentalmente. A permeabilidade relativa (k) da zona insaturada, é definida como o quociente entre a condutividade hidráulica insaturada (K) e a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}):

$$k = \frac{K}{K_{sat}} \quad (4-36)$$

Substituindo esta igualdade na expressão (4-35), resulta:

$$R_s^{(2 \cdot b + 3)} = \frac{K}{K_{sat}} \quad (4-37)$$

Na infiltração de água na camada superior de solo, o débito de infiltração (I_r) pode ser aproximado à condutividade hidráulica insaturada (K) e substituindo I_r por K na expressão anterior, obtemos a expressão (4-34):

$$R_s = \left(\frac{I_r}{K_{sat}} \right)^{\frac{1}{2 \cdot b + 3}} \quad (4-38)$$

Quando o meio está completamente saturado $I_r = K_{sat}$ e $R_s = 1$.

Os valores representativos de K_{sat} e b encontram-se documentados na bibliografia para várias texturas do solo (Yu et al., 2001). Deve-se, no entanto, usar valores específicos do local em estudo, sempre que possível.

O factor de retardação na vertical para o nuclídeo i (R_v) é o quociente entre a velocidade média da água nos poros e a velocidade de transporte do RDN. Com base no pressuposto de que o processo adsorção – desadsorção pode ser representado por uma isotérmica linear (isotérmica linear de Freundlich), o factor de retardação na vertical (R_v) pode ser calculado pela seguinte expressão (4-39) (Yu et al., 2001):

$$R_v = 1 + \frac{\rho_s \cdot K_d}{\theta} = 1 + \frac{\rho_f \cdot K_{d3}}{\varepsilon_f \cdot R_s} \quad (4-39)$$

R_s : coeficiente de saturação, (-)

ρ_f : densidade (seca) da formação encaixante (ou zona insaturada), (g/cm³)

K_{d3} : coeficiente de partilha para o nuclídeo i na formação encaixante, (cm³/g)

ε_f : porosidade da formação encaixante, (-).

O coeficiente de partilha (K_d) é o quociente entre a concentração no equilíbrio do radionuclídeo adsorvido (no solo ou no material constituinte da formação encaixante) e a concentração do radionuclídeo desadsorvido (na água).

A velocidade de exfiltração² 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 ($V_{\text{exf}} = V_{\text{inf}}$). Deste modo, a velocidade na vertical (V_v , m/ano) pode ser calculada por:

$$V_v = \frac{V_{\text{exf}}}{R_s \cdot \varepsilon_f} \quad (4-40)$$

em que V_{exf} é dado por:

$$V_{\text{exf}} = 0,001 \cdot P_r \cdot f_i \quad (4-41)$$

A libertação dos RDN da fonte de contaminação (Bq/ano) através da lixiviação e que vão ser adicionados ao fluxo de água subterrânea pode ser calculada pela expressão:

$$R_i = L_i \cdot \rho_t \cdot A \cdot x_t \cdot S_i \quad (4-42)$$

R_i : débito de libertação do radionuclídeo i, (Bq/ano)

L_i : débito de lixiviação do radionuclídeo i, (ano⁻¹)

ρ_t : densidade (seca) do material da zona contaminada, (kg/m³ ou g/cm³)

A : área da zona contaminada, (m²)

² Neologismo, que tomamos a liberdade de traduzir do termo inglês *exfiltration*.

- x_i : espessura da zona contaminada, (m)
 S_i : concentração média do radionuclídeo principal i na zona contaminada disponível para lixiviação no tempo t , (Bq/kg).

4.4.2.3 Transporte dos radionuclídeos na horizontal

A difusão de substâncias nos aquíferos pode ocorrer segundo dois tipos fundamentais de solutos: conservativos e reactivos. Os solutos conservativos por oposição aos reactivos não reagem com o meio envolvente nem sofrem alterações ao longo do tempo.

A expressão da conservação da massa aplicável a solutos reactivos pode ser enunciada da seguinte forma:

$$\text{Quantidade massa entra} - \text{quantidade massa sai} \pm \text{quantidade massa produzida} = \text{variação massa armazenada com o tempo}$$

O termo $\pm (r/\theta)$ refere-se a uma fonte ou a um sumidouro, respectivamente, e toma formas diferentes para reacções diferentes. Representando este termo de forma simbólica e para o caso do transporte unidimensional, a equação da conservação escreve-se como:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{\theta} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-43)$$

- θ : porosidade do meio preenchida com água (neste caso, completamente saturado)
 C : concentração do soluto, massa por unidade de volume, ($M.L^{-3}$)
 D : coeficiente de difusão molecular, área por unidade de tempo, ($L^2.T^{-1}$).

em que $\partial C/\partial x$ é o gradiente de concentração expresso em $M.L^{-4}$ e r representa a massa produzida ou consumida por unidade de volume e por unidade de tempo. Esta equação aplica-se a um único constituinte. No caso de estarem envolvidas várias espécies dissolvidas no transporte é necessário utilizar um sistema de equações.

A componente dispersiva e difusional é representada pelo termo $\partial^2 C/\partial x^2$ e a advecção é representada pelo termo $V.\partial C/\partial x$.

Como as substâncias radioactivas apresentam uma cinética de decaimento de 1.^a ordem, a expressão (4-44) descreve o decaimento radioactivo da substância presente:

$$r = \frac{d(\theta.C)}{dt} = -\lambda.\theta.C \quad (4-44)$$

λ : constante de decaimento, (s^{-1}).

A equação de transporte unidimensional para uma reacção de cinética de 1ª ordem e que traduz o transporte advectivo e dispersivo com decaimento é a seguinte:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda.C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-45)$$

Considere-se apenas o transporte advectivo e dispersivo com retardação. O principal fenómeno de retardação que ocorre no subsolo é a sorção, ou seja, é a aderência dos compostos orgânicos à superfície das partículas constituintes do solo. A cinética das reacções de sorção é extremamente rápida e variável de caso para caso.

A reacção inversa da sorção é denominada por dessorção e pode ocorrer devido a uma diminuição da concentração do soluto ou porque a concentração sorvida é demasiado elevada.

Considere-se um equilíbrio heterogéneo. Neste caso, $r = \partial C^*/\partial t$, sendo C^* a concentração do soluto na fase sólida. A equação de transporte unidimensional que integra esta reacção é:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-46)$$

Para o caso das reacções de sorção de não - equilíbrio verifica-se que $\partial C^*/\partial t = f(C, C^*)$, ou seja, são reacções nas quais a taxa de sorção é uma função da concentração da massa na solução e da massa sorvida na fase sólida.

Para o caso das reacções de sorção em equilíbrio $C^* = f(C)$, isto é, nestas reacções, a concentração da massa sorvida é uma função da massa na solução e o termo $\partial C^*/\partial t$ pode ser substituído por $\partial C/\partial t$.

Esta substituição origina uma equação diferencial contendo uma variável dependente que pode ser resolvida por métodos analíticos.

A equação de transporte para o caso da sorção linear pode ser obtida considerando que a massa sorvida por unidade de volume de meio poroso pode ser expressa por:

$$\frac{\partial C^*}{\partial t} = \rho_s^* \cdot \frac{\partial S_s}{\partial t} \quad (4-47)$$

$$\rho_s^* = \rho_s \cdot (1 - \theta) \quad (4-48)$$

S_s : concentração mássica do contaminante na fase sólida, (-)

ρ_s^* : densidade dos minerais constituintes das rochas do solo, (kg.m⁻³)

ρ_s : densidade do solo, (kg.m⁻³).

Considerando, mais uma vez, que a descrição dos processos de sorção linear pode ser representada pela isotérmica linear de Freundlich e diferenciando-a em ordem ao tempo obtém-se:

$$\frac{\partial S_s}{\partial t} = K_d \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-49)$$

Sendo S_s a concentração na fase sólida (massa sorvida por massa de sorvente), C a concentração na fase líquida (concentração na água subterrânea no equilíbrio) e K_d o coeficiente de distribuição. Da combinação das três últimas equações resulta:

$$\frac{\partial C^*}{\partial t} = (1 - \theta) \cdot \rho_s \cdot K_d \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-50)$$

Substituindo a expressão (4-50) na equação geral de transporte e rearranjando os termos, obtém-se:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \left[1 + \frac{(1 - \theta)}{\theta} \cdot \rho_s \cdot K_d \right] \quad (4-51)$$

O factor de retardação (R) é o termo entre parêntesis, ou seja,

$$R = \left[1 + \frac{(1 - \theta)}{\theta} \cdot \rho_s \cdot K_d \right] \quad (4-52)$$

Substituindo R na expressão (4-51) obtém-se:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} R \quad \text{ou} \quad \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{V}{R} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-53)$$

Da análise desta última expressão é possível concluir que o factor de retardação apenas faz diminuir a magnitude dos parâmetros de transporte D e V .

Adicionando o termo da reacção de decaimento radioactivo, a expressão geral do transporte subterrâneo toma a forma do transporte advectivo e dispersivo com decaimento e retardação:

$$\frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{V}{R} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} + \lambda \cdot C \quad \text{ou} \quad D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = R \frac{\partial C}{\partial t} + \lambda \cdot R \cdot C \quad (4-54)$$

4.4.2.4 Dedução das equações do modelo de transporte na água subterrânea

Na bibliografia consultada verifica-se que existem mais de uma centena de modelos que descrevem o transporte de contaminantes na água subterrânea. Contudo, muitos dos modelos falham ou perdem a sua aplicação ao considerarem o processo de decaimento radioactivo e/ou a sorção tornando-se desadequados para a avaliação de risco resultante da exposição aos resíduos radioactivos (Hung, 1980).

Os modelos que poderiam ser adequados para a avaliação dos efeitos radiológicos na saúde humana podem ser subdivididos em dois grupos: analíticos e numéricos. Em geral, a aplicação do modelo analítico é limitada pelas condições fronteira específicas. Quando as condições fronteira reais não coincidem com as estipuladas para a solução analítica, é necessário fazer aproximações às condições actuais para que a solução analítica possa ser aplicada. Como resultado, estes modelos podem gerar erros consideráveis devido à aproximação das condições fronteira. Por outro lado, a aplicação do modelo numérico implica muitos cálculos computacionais. A precisão da simulação depende grandemente do ajuste do tempo e dos incrementos espaciais que podem resultar em graves erros se forem ajustados indevidamente. Mesmo nos casos de ajuste bem sucedido, o processo pode ser demasiado demorado, especialmente em simulações temporalmente extensas. Estas considerações comprometem o desenvolvimento de um modelo de transporte subterrâneo analítico e numérico por ser demasiado dispendioso em termos computacionais ou introduzir demasiados erros quando aplicados à avaliação dos efeitos radiológicos. Isto porque o objectivo final do cálculo das concentrações de RDN, através das várias trajectórias de exposição, é a estimativa das doses resultantes para cada receptor.

Desta forma, foi necessário efectuar algumas simplificações na dedução das equações gerais que descrevem o modelo de transporte hidrológico originalmente

descrito por Hung (2000). As simplificações adoptadas podem traduzir-se nos seguintes pressupostos:

- O fluido que transporta os RDN é estacionário, uniforme e unidimensional;
- Os RDN dissolvidos estão em equilíbrio com aqueles adsorvidos pelos sólidos na formação do aquífero;
- O decaimento ocorre simultaneamente para os RDN adsorvidos e dissolvidos.

A equação básica para o modelo de transporte dispersivo e advectivo unidimensional pode ser descrita pela expressão:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = R \frac{\partial C}{\partial t} + \lambda RC \quad (4-55)$$

Estabelecendo as seguintes condições fronteira para a sua solução:

- $C(0,t) = C_0$
- $C(x,0) = 0$
- $C(\infty,t) = \text{finito}$

A primeira condição diz-nos que para $x = 0$ e para qualquer t , a concentração é C_0 , isto é, estamos na presença de uma fonte de contaminação contínua que no instante zero passa a ser alimentado por uma concentração, C_0 , de poluente. A segunda condição refere que para qualquer ponto x no instante $t = 0$, a concentração é nula, isto é, antes da libertação do contaminante (no início), a concentração na água é nula. A terceira condição refere para um comprimento infinito e para qualquer t , a concentração é finita.

Para adaptar a equação anterior à análise do presente caso, transformou-se a variável dependente da concentração do RDN, C , no débito mássico de transporte de RDN multiplicando as equações anteriores pelo débito de fluxo subterrâneo. A equação geral do transporte subterrâneo e as equações que descrevem as condições fronteira transformam-se em:

$$D \frac{\partial^2 Q}{\partial x^2} - V \frac{\partial Q}{\partial x} = R \frac{\partial Q}{\partial t} + \lambda \cdot R \cdot Q \quad (4-56)$$

- $Q(0, t) = Q_0$ para $x = 0$ quando $t > 0$
- $Q(x, 0) = 0$ para todo o x quando $t = 0$
- $Q(\infty, t) = \text{finito}$ para $x = \infty$ quando $t > 0$

Uma vez que a primeira condição fronteira representa uma condição indefinida, a solução analítica para a equação anterior não pode ser obtida. Contudo, a solução pode ser expressa numa forma de convolução representada por:

$$Q(t) = \int_0^t Q_0(t - \tau)u(\tau) d\tau \quad (4-57)$$

em que u representa o débito de libertação do radionuclídeo no final do ponto de descarga x , ($x = L$, comprimento do fluxo), que responde à libertação unitária do RDN para $x = 0$ e $\tau = 0$. Ou seja, esta função representa a resposta ao impulso unitário de Dirac (perturbação do sistema) que se denomina por resposta impulsional.

A função resposta unitária, estudada por Burkholder (Lester et al., 1975) é dada pela seguinte expressão:

$$u(\tau) = \frac{V}{2 \cdot L} \sqrt{\frac{R \cdot P_e}{\pi \cdot \theta_d^3}} e^{\left[-N_d \cdot \theta_d - \frac{P_e \cdot \theta_d}{4 \cdot R} \left(\frac{R}{\theta_d} - 1 \right)^2 \right]} \quad (4-58)$$

em que,

P_e : número de Peclet ($V \cdot L/d$), (-)

θ_d : tempo adimensional ($\tau \cdot V/L$), (-)

N_d : número de decaimento ($\lambda_d \cdot L/V$), (-)

V : velocidade da água, vertical (V_v) ou horizontal (V_h), ($m \cdot ano^{-1}$)

λ_d : constante de decaimento radiológico, (ano^{-1})

d : coeficiente de dispersão, ($m^2 \cdot ano^{-1}$)

L : distância a percorrer, vertical (D_v) ou horizontal (D_h), (m).

Ao substituir a expressão anterior na expressão (4-57), obtém-se:

$$Q(t) = \int_0^t Q_0(t - \tau) \frac{V}{2 \cdot L} \sqrt{\frac{R \cdot P_e}{\pi \cdot \theta_d^3}} e^{\left[-N_d \cdot \theta_d - \frac{P_e \cdot \theta_d}{4 \cdot R} \left(\frac{R}{\theta_d} - 1 \right)^2 \right]} d\tau \quad (4-59)$$

Esta equação não pode ser integrada uma vez $Q_0(t - \tau)$ é indefinido. Contudo, se o termo da dispersão ($\partial^2 Q / \partial x^2$) na equação básica do transporte for desprezado, a resposta à função unitária passa a ter a forma:

$$u'(\tau) = e^{\left[-\frac{R \cdot L \cdot \lambda_d}{V} \right]} \delta \left(\tau - \frac{R \cdot L}{V} \right) \quad (4-60)$$

Desta forma a expressão (4-55) já pode ser integrada o que resulta:

$$Q'(t) = Q_0 \left(t - \frac{R \cdot L}{V} \right) e^{\left[-\frac{\lambda_d \cdot R \cdot L}{V} \right]} \quad (4-61)$$

em que δ representa a função impulso de Dirac, u e Q são as variáveis da resposta ao sistema no qual o termo da dispersão é desprezado.

Apesar de se ter obtido uma equação mais fácil de resolver, os resultados obtidos a partir da expressão (4-61) apresentam um erro inerente resultante do facto de se desprezar o termo da dispersão na equação básica do transporte: em presença da dispersão, a contaminação vai cobrir uma região muito mais vasta do que no caso de pura advecção. Este erro deverá ser compensado pela introdução de um factor de correcção. O factor de correcção definido por Hung (2000):

$$\xi \left(P, \frac{\lambda_d \cdot R \cdot L}{V}, T \right) = \frac{Q(t)}{Q'(t)} \quad (4-62)$$

Substituindo $Q'(t)$ na expressão (4-61), o débito do transporte de radionuclídeos pode ser dado por:

$$Q(t) = \xi \cdot Q_0 \left(t - \frac{R \cdot L}{V} \right) e^{\left[-\frac{\lambda_d \cdot R \cdot L}{V} \right]} \quad (4-63)$$

O factor de correcção ξ é uma função de t , P e $\lambda_d \cdot R \cdot L / V$ que se revela demasiado complexo para permitir a sua aplicação. Este factor é assim transformado num outro factor, temporalmente independente que permite a sua aplicação face ao objectivo de avaliação de risco³. A transformação encontra-se deduzida no anexo B (Hung, 2000).

³ Transcrevemos aqui a abordagem descrita em "User's Guide for Presto-EPA-CGP-POP Operation System – Version 4.2".

O factor de correcção dos efeitos da exposição radiológica a longo prazo pode ser definido como sendo a razão entre os efeitos radiológicos verificados considerando a dispersão e os efeitos verificados desprezando a dispersão (Hung, 2000):

$$\eta = \frac{H_t}{H'_t} \quad (4-64)$$

em que,

H_t : exposição considerando a dispersão no transporte subterrâneo (-)

H'_t : exposição sem considerar a dispersão no transporte subterrâneo (-).

Partindo do pressuposto que existe uma relação linear entre a quantidade cumulativa de RDN que atinge o poço e os efeitos radiológicos totais esperados, podemos agrupar todos os termos que afectam os factores de conversão dos efeitos na radiológicos num só, F_h , e a equação anterior pode ser escrita da seguinte forma:

$$\eta = \frac{F_h \int_0^{\infty} Q(t) dt}{F_h \int_0^{\infty} Q'(t) dt} \quad (4-65)$$

em que (F_h) é definido pelo factor de conversão dos efeitos radiológicos na saúde humana resultante da libertação cumulativa de RDN.

Substituindo a expressão (4-57) na expressão (4-65) vem,

$$\eta = \frac{\int_0^{\infty} \int_0^t Q_0(t-\tau)u(\tau) d\tau dt}{\int_0^{\infty} \int_0^t Q_0(t-\tau)u'(\tau) d\tau dt} \quad (4-66)$$

A ordem de integração do integral duplo pode ser invertida no numerador e no denominador:

$$\eta = \frac{\int_0^{\infty} \int_{\tau}^t Q_0(t-\tau)u(\tau) dt d\tau}{\int_0^{\infty} \int_{\tau}^t Q_0(t-\tau)u'(\tau) dt d\tau} \quad (4-67)$$

Fazendo uma substituição da variável independente, t , tal que $\sigma = t - \tau$, a equação anterior pode ser escrita da seguinte forma:

$$\eta = \frac{\int_0^\infty \int_0^\infty Q_0(\sigma) u(\tau) d\sigma d\tau}{\int_0^\infty \int_0^\infty Q_0(\sigma) u'(\tau) d\sigma d\tau} \quad (4-68)$$

Uma vez que Q_0 é independente de τ e que u e u' são independentes de σ , o integral duplo, (tanto no numerador como no denominador), pode ser separado no produto de dois integrais simples, o que resulta em:

$$\eta = \frac{\int_0^\infty Q_0(\sigma) d\sigma \int_0^\infty u(\tau) d\tau}{\int_0^\infty Q_0(\sigma) d\sigma \int_0^\infty u'(\tau) d\tau} \quad (4-69)$$

que pode ser simplificado em,

$$\eta = \frac{\int_0^\infty u(\tau) d\tau}{\int_0^\infty u'(\tau) d\tau} \quad (4-70)$$

O factor de correcção para os efeitos radiológicos (η) é independente de variável (t).

A quantidade de RDN transportados no fluxo subterrâneo pode ser expresso por Q_p ($Q = Q_p$):

$$Q_p(t) = \eta \cdot Q_0 \left(t - \frac{R \cdot L}{V} \right) e^{\left[\frac{\lambda_d \cdot R \cdot L}{V} \right]} \quad (4-71)$$

Esta equação vai ser a base para a simulação da migração dos RDN na horizontal (ao longo do aquífero) desde o ponto de infiltração até ao poço.

O factor de correcção dos efeitos radiológicos pode ser quantificado com algumas simplificações: se substituir as expressões (4-58) e (4-60) na expressão (4-70) e completar a integração do denominador, obtemos a expressão (4-72).

$$\eta = \frac{\int_0^{\infty} \frac{1}{2} \sqrt{\frac{R \cdot P_e}{\pi \cdot \theta_d^3}} e^{\left[-N_d \cdot \theta_d - \frac{P_e \cdot \theta_d}{4 \cdot R} \left(\frac{R}{\theta_d} - 1 \right)^2 \right]} d\theta_d}{e^{\left[\frac{\lambda_d \cdot R \cdot L}{V} \right]}} \quad (4-72)$$

Integrando o numerador da expressão (4-72), resulta em,

$$\eta = \frac{e^{\left[\frac{P_e - P_e}{2} \sqrt{1 + \frac{4 \cdot \lambda_d \cdot R_H \cdot L}{P_e \cdot V}} \right]}}{e^{\left[\frac{\lambda_d \cdot R_H \cdot L}{V} \right]}} \quad (4-73)$$

$$P_e = \frac{V \cdot L}{d} \quad (4-74)$$

em que,

- Q_p : débito de RDN transportados até ao poço, (Bq/ano)
- Q_o : actividade libertada no fundo, (Bq/ano)
- η : factor de correcção de Hung, (-)
- t : tempo da simulação, (anos)
- V : velocidade da água, vertical (V_v) ou horizontal ou (V_H), (m. ano⁻¹)
- P_e : número de Peclet, (-)
- λ_d : constante de decaimento radiológico, (ano⁻¹)
- d : coeficiente de dispersão, (m².ano⁻¹)
- R_H : factor de retardação na horizontal, (-)
- L : distância a percorrer, vertical (D_v) ou horizontal (D_H), (m)
- θ_d : tempo ($\tau \cdot V/L$) (-).

A equação indica que o factor de correcção para os efeitos radiológicos é uma função do número de Peclet (P_e), que representa a relação da intensidade entre as forças advectivas e as forças dispersivas, e do parâmetro $\lambda_d \cdot R \cdot L/V$. Este parâmetro representa o quociente entre λ_d e a constante de transporte definida por $V/R \cdot L$ e foi designado como o “número de transporte” neste modelo. O coeficiente de dispersão é calculado pela seguinte expressão:

$$d = \alpha_L \cdot V + D' \quad (4-75)$$

em que,

$$D' = D_w \frac{\theta^{(10/3)}}{\epsilon_a^2} \quad (4-76)$$

D: coeficiente de dispersão, (m².ano⁻¹)

α_L : dispersão longitudinal, (m)

D_w : coeficiente de difusão na água (coeficiente de difusão molecular), (m².ano⁻¹)

θ : fracção volumétrica em água, (-).

ϵ_a : porosidade do aquífero, (-).

O factor de retardação horizontal R_H é calculado por (Hung, 1996):

$$R_H = 1 + \frac{\rho_f \cdot k_a}{\epsilon_a} \quad (4-77)$$

K_a : coeficiente de distribuição do aquífero, (ml/g)

O tempo necessário para os RDN serem transportados no 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.

Os tempos transientes horizontal e vertical, t_h e t_v , são calculados de acordo com (Hung, 1996):

$$t_v = \frac{D_v \cdot R_v}{V_v} \quad (4-78)$$

$$t_h = \frac{L \cdot R_H}{V} \quad (4-79)$$

$$t_t = t_h + t_v \quad (4-80)$$

t_t : tempo de transporte dos RDN até ao poço, (ano)

t_v : tempo transiente na vertical, (ano)

t_h : tempo transiente na horizontal, (ano)

D_v : profundidade a que se encontra o aquífero da zona contaminada, (m).

No modelo conceptual considerou-se a existência de um poço instalado na base do aquífero com uma distribuição uniforme dos RDN ao longo do aquífero. Esta consideração tende a sobrestimar a concentração do RDN presente na água do poço pelo que se considera ser uma abordagem conservativa (Hung, 1996).

Para calcular a concentração de RDN na água do poço (C_{wp} , Bq.m⁻³) é necessário calcular o fluxo de água subterrânea que aflui ao poço. Considerando a dispersão lateral do fluxo, o débito de água contaminada que aflui ao poço e que se encontra disponível para diluição é dado por (Hung, 1996):

$$W_A = V \cdot \varepsilon_a D_A \cdot [A^{1/2} + 2 \cdot \text{tg}(\alpha_a / 2) \cdot L] \quad (4-81)$$

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, (rad).

O ângulo de dispersão α_a pode determinado empiricamente, através 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, ou pode ser estimado (Hung, 2000).

Por último, a concentração na água que aflui ao poço (C_{wp} , Bq.m⁻³) é calculada pela expressão (4-82):

$$C_{wp} = \frac{Q_p}{W_A} \quad (4-82)$$

A quantidade de RDN removida anualmente da área contaminada para as profundas camadas do solo (R_i) 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}) (Hung, 1996):

$$R_i = 0,001 \cdot W_{inf} \cdot C_{inf} \quad (4-83)$$

R_i : remoção anual de RDN por infiltração, equivalente à expressão (4-25), (Bq/ano).

4.4.2.5 Lixiviação e escurência

O solo superficial pode apresentar uma componente adsorvida pelo solo com concentração C_{sss} (Bq/kg) e uma componente de água contaminada no solo superficial com uma concentração C_{swi} (Bq/m³). O material adsorvido pelo solo permanecerá no solo constituindo uma fonte para a ressuspensão e para o transporte atmosférico.

Os RDN dissolvidos na água do solo podem ser transportados por escurência superficial ou por percolação indo neste caso afectar as camadas profundas do solo. A quantidade de RDN adicionada às águas superficiais é calculada pelo produto de C_{swi} ,

concentração na água do solo, pelo volume total de escorrência anual. A concentração na água intersticial do solo (C_{swi}) pode ser estimada pela expressão (4-84) (Hung, 1996):

$$C_{swi} = \frac{C_{sss} \cdot 1000}{K_{d1}} \quad (4-84)$$

C_{swi} : concentração dos RDN na água intersticial do solo, (Bq/m³)

C_{sss} : concentração dos RDN no solo superficial, (Bq/kg)

K_{d1} : coeficiente de distribuição no solo superficial, (ml/g).

1000: factor de conversão para K_{d1} (1 ml/g = 1 m³/1000 kg).

Da totalidade de água da precipitação e da irrigação que chega à região contaminada, uma fracção vai ser anualmente adicionada aos ribeiros por escorrência superficial. A quantidade de água que entra nos ribeiros por escorrência da zona contaminada é calculada por (Hung, 1996):

$$W_{rf} = C_r \cdot P_r \cdot A \quad (4-85)$$

W_{rf} : débito água em escorrência anual, (L.ano⁻¹)

C_r : fracção da precipitação em escorrência superficial, (-)

P_r : precipitação anual, (L.m⁻² ano⁻¹).

A remoção anual de RDN por escorrência da superfície para o ribeiro é calculada pelo produto entre W_{rf} e C_{swi} , multiplicado por 0,001 m³/L para converter as unidades L a m³.

$$R_{sf} = 0,001 \cdot W_{rf} \cdot C_{swi} \quad (4-86)$$

R_{sf} : remoção anual de RDN por escorrência superficial, (Bq/ano)

W_{rf} : débito água em escorrência anual, (m³.ano⁻¹).

A concentração de RDN na água de transporte do ribeiro (C_{as} , Bq/m³) obtém-se pelo quociente entre a remoção anual de RDN por escorrência superficial, (R_s , Bq/ano) e o caudal anual dos cursos de água (Q_s , m³.ano⁻¹)

$$C_{as} = \frac{R_{sf}}{Q_s} \quad (4-87)$$

A descrição do modelo matemático apresentada nesta secção implica uma caracterização do local de estudo em particular e uma definição do cenário para o qual se pretende fazer uma estimativa dos efeitos radiológicos resultantes da exposição.

Na secção seguinte é feita a exploração do modelo com várias simulações para diferentes casos.

No anexo C apresenta-se ainda uma nova abordagem do modelo de libertação e transporte na água para uma libertação contínua e variável no tempo.

4.5 Exploração do modelo de libertação e transporte na água

O modelo de transporte hidrológico é constituído por várias sub-rotinas interligadas para simular a libertação e a dispersão dos contaminantes no meio hídrico dentro de uma área em estudo tendo como saída do modelo a concentração nos pontos finais de exposição. Os vários modelos ou submodelos parcelares incluem primeiro uma definição do cenário de exposição e depois a simulação da infiltração da água da precipitação no solo, a lixiviação dos RDN existentes nos estêreis pela acção da precipitação, o transporte na vertical até chegar ao aquífero e o transporte ao longo deste até atingir os locais de exposição, neste caso representado por um poço. Por último, os submodelos quantificam ainda as escorrências superficiais e o transporte dos RDN através desta trajectória até outro ponto de exposição, os cursos de água, representado neste caso específico por um ribeiro. Esta descrição pode ser agrupada nas seguintes etapas:

1. Cálculo do débito de água que se infiltra na zona contaminada, através da cobertura;
2. A lixiviação do resíduo pela água da chuva e a concentração de cada RDN no lixiviado;
3. Quantidade de RDN que se liberta anualmente para as camadas profundas do solo pelo processo de lixiviação;
4. Cálculo do débito de RDN transportados até ao poço;
5. Concentração de RDN na água do poço;
6. A remoção dos RDN pelas escorrências superficiais;
7. A concentração de RDN nos cursos de água (ribeiro) com origem nas escorrências superficiais.

4.5.1 Condições do modelo

A fonte de contaminação é constituída por uma barragem de estéreis resultantes da beneficiação do minério de urânio. A fonte é considerada pontual sem ter em conta a distribuição espacial das actividades na sua área de ocorrência.

Basicamente o modelo pode ser dividido em dois subtransportes: (1) infiltração da precipitação através da cobertura e a lixiviação do estéril, (2) as escorrências superficiais e o transporte dos RDN para os cursos de água.

Consideramos quatro zonas importantes para a simulação do transporte hidrológico: (1) a cobertura; (2) a zona contaminada (barragem de estéreis); (3) a formação encaixante ou zona insaturada (material entre a zona contaminada e o aquífero) e (4) o aquífero.

A exploração do modelo baseia-se nos seguintes pressupostos:

- O material da zona contaminada poderá ser constituído por resíduos com origem no tratamento do minério de urânio com teores diferentes: (1) a partir de um minério com teor de 1 kg/ton lixiviado a 90 % ou (2) a partir de um minério com teor de 0,2 kg/ton lixiviado totalmente, o que vai gerar diferentes concentrações na barragem de estéreis, consoante o caso considerado. Destes dois casos teóricos, a estimativa da actividade de cada RDN no resíduo vai ser um dos parâmetros de entrada para a exploração do modelo.
- O RDN de particular interesse para o transporte hidrológico é o rádio já que quase toda a totalidade do rádio inicial encontra-se nos estéreis. Na exploração do modelo consideramos também o polónio (Po) e o chumbo (Pb) pelo facto de também poderem estar presentes nesta trajectória de exposição com os consequentes elevados riscos radiológicos para os humanos, mesmo a baixas concentrações. O decaimento radioactivo do ^{210}Po ocorre com a emissão de partículas α , que quando ingeridas, afectam as células interiores mais intensamente do que muitas outras radiações.
- Um modelo dinâmico simula a transferência da água da precipitação através de um balanço de água, com base na lei da conservação da massa, quantificando a infiltração de água através da cobertura ou do material contaminado.

- A camada de cobertura, nomeadamente o tipo de material e a espessura, é definida previamente no capítulo 3 e as suas características físicas vão fazer parte de alguns dados de entrada no modelo hidrológico.
- Numa primeira abordagem pressupõe-se que a cobertura não está danificada ou que é inexistente. No entanto, é possível contemplar eventuais danos na cobertura pela estimativa da quantidade de água que se infiltra através das potenciais fissuras da cobertura.
- Assume-se que o transporte dos RDN ocorre na vertical até ao aquífero e na horizontal ao longo deste, até atingir um poço, onde os RDN existentes na água subterrânea, poderão ser bombeados para a biosfera, para consumo directo dos humanos, ou descarregados nos ribeiros superficiais, para outra forma de transporte.
- O transporte dos RDN no aquífero é feito com base no modelo de transporte subterrâneo de Hung já descrito, no qual o factor de correcção de Hung é usado para compensar os efeitos da dispersão longitudinal: o factor de correcção dos efeitos radiológicos a longo prazo (η) é introduzido para considerar os efeitos fatais (risco de mortalidade) na saúde e é sempre um valor superior à unidade.
- As escorrências superficiais também vão constituir um processo de transporte dos RDN para as águas superficiais (cursos de água).
- Os RDN que atingem o aquífero vão ser transportados a velocidades menores ou iguais à da velocidade do fluxo da água: esta retardação é devida à interacção dos RDN com o meio sólido do aquífero (efeito de sorção).
- As complexas interacções físicas e químicas entre os RDN e o meio geológico sólido foram agrupadas num só factor, o coeficiente de distribuição, K_d .

4.5.2 Dados de entrada

Para a exploração do modelo de libertação e de transporte na água, à semelhança do que foi feito no modelo de libertação e de dispersão no ar (capítulo 3), tentou-se aproximar sempre que possível, os dados de entrada com o caso particular em estudo: a barragem de estêreis da Mina da Urgeiriça.

O tratamento do minério de urânio na zona da Urgeiriça levou à acumulação de cerca de 4 milhões de toneladas de resíduos sólidos, em escomboreiras e bacias de decantação, as quais ocupam uma área de aproximadamente 11 hectares. Os efluentes líquidos do tratamento químico foram durante muitos anos descarregados, após precipitação do rádio e neutralização da acidez com óxido de cálcio, na ribeira da Pantanha, um curto afluente, com 7 km de comprimento, que desagua no rio Mondego (Carvalho et al., 2001).

Em 2001 a mina da Urgeiriça já se encontrava esgotada mas as suas instalações continuavam em laboração para o tratamento de minério proveniente de outras minas da região. A zona mineira da Urgeiriça é circundada por pequenas quintas encontrando-se o aglomerado populacional mais próximo, Canas de Senhorim, a menos de 2 km de distância.

Para a exploração de cada um dos submodelos, adoptaram-se para os parâmetros necessários alguns valores da bibliografia consultada. Adoptaram-se os dados meteorológicos locais (velocidade do vento, precipitação e evaporação) bem como alguns dados radiológicos que caracterizam a fonte, e que se referem à barragem de estéreis da mina da Urgeiriça, após conveniente filtração, ou deduziram-se os seus valores prováveis com base em pressupostos aceitáveis e tendo em conta as características físicas do local.

Posteriormente, com a informação que nos foi disponibilizada em 2005 pela Exmin (2003) particularmente referente à barragem velha da Urgeiriça, foi possível fazer a exploração do modelo com os dados referentes à zona mineira da Urgeiriça.

Os parâmetros necessários à exploração do modelo de libertação e de transporte na água para o caso teórico da concentração de rádio no resíduo resultante do tratamento do minério com teor de 1 kg/ton e 0,2 kg/ton, encontram-se definidos na Tabela 4-1 (Yu et al., 2001), (Exmin, 2003).

Tabela 4-1: Dados gerais necessários para a modelagem do transporte hidrológico.

Parâmetro	Símbolo	Unidades	Valores
Precipitação	P_r	$L.m^{-2}.ano^{-1}$	$8,563 \times 10^2$
Escorrência	R_r	$L.m^{-2}.ano^{-1}$	$3,154 \times 10^{-3}$
Evapotranspiração	ET_r	$L.m^{-2}.ano^{-1}$	$8,299 \times 10^2$
Débito de irrigação	IR_r	$L.m^{-2}.ano^{-1}$	0
Coeficiente de escorrência	C_r	(-)	$3,860 \times 10^{-6}$
Coeficiente de evapotranspiração	C_e	(-)	0,969
Densidade (seca)			
Cobertura	ρ_c	$g.cm^{-3}$	1,5
Zona contaminada	ρ_t	$g.cm^{-3}$	1,5
Zona insaturada	ρ_f	$g.cm^{-3}$	1,5
Zona saturada (aquífero)	ρ_a	$g.cm^{-3}$	1,5
Porosidade total			
Cobertura	ϵ_c	(-)	0,300
Zona contaminada	ϵ_t	(-)	0,438
Zona insaturada	ϵ_f	(-)	0,435
Zona saturada (aquífero)	ϵ_a	(-)	0,390
Fracção volumétrica de água			
Zona contaminada (valor calculado)	θ_t	(-)	0,165
Parâmetro b, específico do solo			
Zona insaturada	b	(-)	4,9
Coeficiente de distribuição			
			Ra Po Pb
Solo superficial	K_{d1}	$ml.g^{-1}$	70 10 100
Resíduo (zona contaminada)	K_{d2}	$ml.g^{-1}$	70 10 100
Formação encaixante (zona insaturada)	K_{d3}	$ml.g^{-1}$	70 10 100
Zona saturada (aquífero)	K_a	$ml.g^{-1}$	70 10 100
Extensão da zona contaminada ($\sqrt{A}$)	L	m	$3,317 \times 10^2$
Área da zona contaminada	A	m^2	$1,100 \times 10^5$
Fracção da cobertura danificada	f_c	(-)	0
Espessura da zona contaminada	x_t	m	15
Factor de correcção da lixiviação multifásica	F_c		$9,264 \times 10^{-3}$
Concentração do RDN i na água de infiltração	C_{inf}	$Bq.m^{-3}$	$1,660 \times 10^4$
Actividade total na barragem: teor 1 e 0,2 kg/ton, respectivamente	I_t	Bq	$3,123 \times 10^{14}$ $8,217 \times 10^{13}$
Condutividade hidráulica saturada	K_{sat}	$m.ano^{-1}$	$1,090 \times 10^3$
Fracção volumétrica de água em condições saturadas	θ_{sat}	(-)	0,435
Coeficiente de dispersão	d	$m^2.ano^{-1}$	270
Distância entre a zona contaminada e o aquífero	D_v	m	6
Velocidade da água subterrânea	V	$m.ano^{-1}$	300
Espessura do aquífero	D_A	m	10
Ângulo de dispersão do aquífero	α	rad	0,3
Caudal anual dos cursos de água	Q_s	$m^3.ano^{-1}$	$3,570 \times 10^5$
Concentração no solo superficial: teor 1 e 0,2 kg/ton, respectivamente	C_{sss}	$Bg.kg^{-1}$	$1,775 \times 10^3$ 12,618
Permeabilidade da cobertura	k_c	$cm.s^{-1}$	$1,000 \times 10^{-8}$
Fracção de água que se infiltra na zona danificada.	f_d	(-)	0

4.5.3 Fases da exploração do modelo de libertação e transporte na água

A exploração do modelo hidrológico foi feita parcelarmente, segundo as sub-rotinas associadas. A partir dos valores da concentração de RDN estimada para os meios de exposição (água subterrânea e superficial) é possível quantificar a transferência dos RDN dos meios contaminados para os receptores através da ingestão e da irrigação.

4.5.3.1 Infiltração da água da precipitação e lixiviação do estéril

Na estimativa do balanço de água, para calcular a quantidade de água que se infiltra na zona contaminada (W_{inf}) consideramos três casos com diferentes proporções das componentes do ciclo hidrológico e diferentes permeabilidades para a cobertura condicionando assim a quantidade de água que se infiltra. O 3.º caso corresponde às condições meteorológicas da região de Nelas. Em todos os casos considerou-se nula a irrigação do local.

Tabela 4-2: Parâmetros necessários ao cálculo de W_{inf} .

Parâmetros	1.º caso	2.º caso	3.º caso
k_c (cm/s)	2×10^{-6}	1×10^{-4}	1×10^{-8}
P_r (L.m ⁻² .ano ⁻¹)	1000	1000	856,3
ET_r (L.m ⁻² .ano ⁻¹)	59,1 % (P_r) = 591	69,8 % (P_r) = 698	829,9
R_r (L.m ⁻² .ano ⁻¹)	39,6 % (P_r) = 396	5,0 % (P_r) = 50	$3,154 \times 10^{-3}$
IR_r (L.m ⁻² .ano ⁻¹)	0	0	0
A (m ²)	110 000		
f_c (-)	0		
f_d (-)	0		

A simulação da primeira sub-rotina, 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}). Na primeira fase da simulação obtém-se como saída o valor de W_{inf} representado na Tabela 4-3.

Tabela 4-3: Resultados do cálculo de W_{inf} .

Resultados	1.º caso	2.º caso	3.º caso
I_r ($L.m^{-2}.ano^{-1}$)	13	252	26,40
f_i (-)	0,013	0,252	0,031
C_r (-)	0,396	0,050	$3,860 \times 10^{-6}$
C_e (-)	0,978	0,735	0,969
W_{ss} ($L.m^{-2}.ano^{-1}$)	0	0	0
W_a ($L.m^{-2}.ano^{-1}$)	13	252	26,40
W_{inf} ($L.m^{-2}.ano^{-1}$)	$1,430 \times 10^6$	$2,772 \times 10^7$	$2,904 \times 10^6$

No processo de extracção e de tratamento de minérios, apenas é recuperado o urânio, ficando a maior parte dos RDN nos estêreis, principalmente o rádio devido à sua elevada insolubilidade, e quando transportado pela água pode originar um elevado risco para os potenciais receptores. No entanto, outros RDN, tais como o polónio (Po) e o chumbo (Pb) também podem ser transportados pela água e constituir uma possível trajectória de exposição através da sua ingestão, razão por que serão objecto particular da simulação no modelo hidrológico.

A estimativa da concentração dos RDN na água que lixivia a zona contaminada depende do RDN a considerar através do parâmetro de entrada K_d (específico para cada RDN).

Tabela 4-4: Parâmetros necessários ao cálculo de C_{inf} .

Parâmetros	
ρ_t ($g.cm^{-3}$)	1,5
F_c (-)	$9,264 \times 10^{-3}$
x_t (m)	15
ε_t (-)	0,438
$K_{d2}^{226}Ra$ ($ml.g^{-1}$)	70
$K_{d2} Po$ (218; 214; 210) ($ml.g^{-1}$)	10
$K_{d2}^{210}Pb$ (ml/g)	100
I_t Total (Bq)	$3,123 \times 10^{14}$

A actividade total na barragem (I_t) foi calculada através do modelo descrito no capítulo 2 em que se obtém como saída do modelo a actividade na barragem por kg de solo contaminado e sua distribuição por radioisótopo (Bq/kg). A quantidade total de resíduos sólidos depositados na barragem (Q_{st}) poderá ser deduzida pelo produto entre a área da barragem ($110\,000\,m^2$), a altura da barragem (15 m) e a densidade do

material estéril depositado (1500 kg/m^3), o que origina cerca de $2,640 \times 10^9 \text{ kg}$ de material contaminado depositado. Multiplicando a quantidade total de resíduos sólidos existentes na barragem ($Q_{\text{st}} = 2,640 \times 10^9 \text{ kg}$), pela actividade na barragem A_{ct} (Bq/kg) obtemos a actividade existente em $2,640 \times 10^9 \text{ kg}$ de resíduos sólidos (quantidade total depositada na barragem de estéreis) distribuída por cada radioisótopo e a soma da actividade de todos os radioisótopos vai constituir o valor de I_t ($3,123 \times 10^{14}$) conforme representado na Tabela 4-5.

Tabela 4-5: Actividade em $2,640 \times 10^9 \text{ kg}$ de estéreis depositados na barragem resultantes do tratamento do minério de urânio com teor de 1 kg/ton .

Q_{st}		$2,640 \times 10^9 \text{ (kg)}$
Nuclídeo	$A_{\text{ct}} \text{ (Bq/kg)}$	$A_{\text{ct}} \text{ total (Bq)}$
^{238}U	$1,038 \times 10^3$	$2,739 \times 10^{12}$
^{234}Th	$1,038 \times 10^3$	$2,739 \times 10^{12}$
^{234}Pa	$1,038 \times 10^3$	$2,739 \times 10^{12}$
^{234}U	$1,038 \times 10^3$	$2,739 \times 10^{12}$
^{230}Th	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{226}Ra	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{222}Rn	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{218}Po	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{214}Pb	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{214}Bi	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{210}Tl	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{214}Po	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{210}Pb	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{210}Bi	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{210}Po	$1,038 \times 10^4$	$2,739 \times 10^{13}$
^{206}Pb	-	-
Total	$1,183 \times 10^5$	$3,123 \times 10^{14}$

Para o rádio, o único caso em que temos valores para a actividade na barragem na fracção líquida (C_{inf}) fez-se uma modelagem inversa para determinar o valor de I_t (actividade total em $2,640 \times 10^9 \text{ kg}$ de estéreis). Desta forma, o valor de I_t (Bq), foi determinado a partir de um valor conhecido de C_{inf} para o rádio, com a adaptação da equação (4-23) expressa em função do cálculo de I_t . O valor utilizado para C_{inf} provém de uma série de análises de amostras líquidas efectuadas na zona da barragem de estéreis da Urgeiriça, e que foram cedidas pela Empresa Nacional de Urânio, ENU.

Para deduzir a ordem de grandeza do parâmetro F_c , calculou-se o valor de I_t a partir de C_{inf} , parâmetro que representa a concentração de rádio na fracção líquida da barragem de estêreis e cujo valor de 16 627,8 Bq/m³ consta nas análises cedidas pela ENU. Verifica-se que para os dois valores serem coincidentes ou pelo menos aproximados, isto é, o I_t calculado pelo modelo do capítulo 2 e o I_t calculado pela modelagem inversa, o parâmetro F_c assume um valor de 0,009 (0,9264 %) o que representa a fracção de rádio lixiviado do resíduo pela água da precipitação. O valor obtido para I_t foi de $3,123 \times 10^{14}$ Bq.

A magnitude do valor de F_c está de acordo com o pressuposto de que a actividade presente nos 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.

Geralmente, cerca de 0,25 a 0,7 % do rádio e cerca de 50 % do tório (²³⁰Th) são dissolvidos no circuito de lixiviação ácida. O ²³⁰Th é praticamente insolúvel no circuito alcalino, mas o rádio pode ser dissolvido entre 1,5 a 3 %. A separação entre os isótopos de urânio, rádio e tório, ocorre posteriormente durante o tratamento das soluções ácidas por permuta iónica e extracção por solventes, obtendo-se menos de 0,1 % da quantidade de rádio inicial e menos de 5 % do tório no concentrado final (IAEA, 1992). Quase toda a totalidade destes RDN permanece nos resíduos sólidos.

Esta aproximação do parâmetro F_c apenas foi feita em função do rádio porque os valores da concentração na fracção líquida necessários para a modelagem inversa só contemplam este RDN. Para os restantes RDN a considerar no meio hidrológico, adoptamos o mesmo F_c deduzido para o rádio, pressupondo a mesma percentagem de lixiviação. Na Tabela 4-6 estão representados os resultados obtidos.

Tabela 4-6: Resultados do cálculo da sub-rotina de lixiviação.

Resultados - (²²⁶ Ra)	1.º caso	2.º caso	3.º caso
C_{inf} (Bq.m ⁻³)	$1,663 \times 10^4$	$1,663 \times 10^4$	$1,663 \times 10^4$
V_{inf} (m.ano ⁻¹)	0,013	0,252	0,026
Q_0 (Bq.ano ⁻¹)	$2,378 \times 10^7$	$4,609 \times 10^8$	$4,828 \times 10^7$

A actividade libertada no fundo da barragem (Q_0) é constante: não depende do tempo de simulação e equivale a $2,378 \times 10^7$ (Bq.ano⁻¹) para o 1.º caso; $4,609 \times 10^8$ (Bq.ano⁻¹) para o 2.º caso e $4,828 \times 10^7$ (Bq.ano⁻¹) para o 3.º caso. Este parâmetro

também pode ser calculado directamente pela expressão (4-25) sendo os valores obtidos equivalentes.

Uma vez libertados do resíduo os RDN estão disponíveis para o transporte na direcção vertical, assumindo que o fluxo nesta direcção é parcialmente saturado, e quando chegam ao aquífero estão disponíveis para o transporte na direcção horizontal, num meio saturado, com decaimento radioactivo e retardação, até atingir o ponto de exposição, que neste caso específico consideramos ser um poço. Nesta fase do modelo, em que a zona a estudar é a zona insaturada ou a formação encaixante (material existente entre a zona contaminada e o aquífero) podemos fazer variar além das proporções das componentes do ciclo hidrológico, alguns dos parâmetros locais e característicos desta zona, nomeadamente a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) o parâmetro exponencial específico do solo (b) e a fracção volumétrica de água em condições saturadas (θ_{sat}) conforme descrito na Tabela 4-7.

Tabela 4-7: Parâmetros necessários ao cálculo do grau de saturação.

Parâmetros	a)	b)
K_{sat} (m.ano ⁻¹)	1090	219
b (-)	4,90	5,39
θ_{sat} (-)	0,435	0,451

Os resultados da simulação do transporte subterrâneo para o rádio são descritos nos cálculos seguintes. Os resultados agrupados segundo a) ou b) referem-se aos mesmos valores de K_{sat} , b e θ_{sat} e os resultados agrupados com 1.º caso, 2.º caso ou 3.º caso, referem-se aos mesmos valores das componentes do ciclo hidrológico, de acordo com a representação na Tabela 4-8. O grau de saturação (R_s) vai permitir estimar a velocidade vertical (V_v) e o factor de retardação na vertical (R_v).

Tabela 4-8: Estimativa de R_s , R_v e V_v .

	1.º caso		2.º caso		3.º caso	
	a)	b)	a)	b)	a)	b)
R_s (-)	0,4124	0,4935	0,5199	0,6120	0,4359	0,5195
θ (-)	0,1794	0,2226	0,2262	0,2760	0,1896	0,2343
ε (-)	0,4350	0,4510	0,4350	0,4510	0,4350	0,4510
R_v (-)	$5,863 \times 10^2$	$4,728 \times 10^2$	$4,653 \times 10^2$	$3,814 \times 10^2$	$5,547 \times 10^2$	$4,491 \times 10^2$
V_v (m/ano)	0,0725	0,0584	1,1142	0,9131	0,1392	0,1127

Os valores obtidos para estes parâmetros evidenciam uma retardação no transporte dos RDN na vertical com origem na saturação parcial do meio (R_s). Verifica-se que quanto maior o grau de saturação, menor a retardação e menor a velocidade de transporte dos RDN na vertical.

O valor da velocidade do fluxo na vertical (V_v) é relativamente pequeno o que origina um factor de retardação bastante elevado, para os 1.º e 3.º casos, com o consequente retardamento no transporte dos RDN na vertical (devido aos processos de sorção parcial dos RDN pelo solo), já que este parâmetro varia inversamente com a velocidade de transporte do RDN.

No 2.º caso de simulação, obtiveram-se valores bastante mais elevados para (V_v) do que para os restantes casos, o que pode ser explicado pela elevada quantidade de água que se infiltra ($252 \text{ L.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), relativamente aos outros casos considerados, originando maior grau de saturação e menor retardação no transporte dos RDN.

A variação da condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) vai influenciar o grau de saturação, a velocidade vertical e o retardamento na vertical. Estas alterações vão-se traduzir na variação do tempo transiente na vertical (t_v) aumentado ou diminuindo, consoante o caso, o tempo de transporte dos RDN até ao aquífero.

Para a simulação do transporte na horizontal entre o ponto onde se dá a infiltração e o ponto de exposição são necessários os dados de entrada representados na Tabela 4-9.

Tabela 4-9: Dados de entrada necessários ao cálculo de t_v e η_v .

Parâmetros	
ε_a (-)	0,39
L (m)	331,7
d (m^2/ano)	270
D_v (m)	6
V (m/ano)	300

O valor da extensão do local contaminado paralelo ao aquífero, L, foi estipulado como sendo a raiz quadrada da área contaminada. Posteriormente, verificou-se com os dados da Exmin (2003) que este valor é aproximadamente igual a 400 m.

Tabela 4-10: Resultados da estimativa de t_v e η_v .

Resultados	1.º caso		2.º caso		3.º caso	
	a)	b)	a)	b)	a)	b)
t_v (anos)	$4,854 \times 10^4$	$4,856 \times 10^4$	$2,505 \times 10^4$	$2,506 \times 10^4$	$2,391 \times 10^4$	$2,392 \times 10^4$
η_v (-)	2,872	2,874	1,003	1,003	1,309	1,309
R_v (-)	586,258	472,765	465,263	381,449	554,750	449,128

Da comparação entre as situações a) e b) de cada caso, verifica-se que o aumento do grau de saturação implica um ligeiro aumento do tempo transiente na vertical (t_v) o mesmo acontecendo para o parâmetro η_v . A variação para estes dois parâmetros não é significativa, e ainda o é menos no transporte horizontal, já que as variações são referentes ao transporte na vertical. Por este motivo abandonaremos nas simulações seguintes, a variação do grau de saturação para cada caso considerado.

Chamamos a atenção para os elevados valores obtidos para o tempo transiente na vertical, na ordem de 10^4 em todos os casos, ao que pode ser explicado pela reduzida velocidade dos RDN na vertical, que depende por sua vez, dos parâmetros característicos do meio (velocidade de infiltração, grau de saturação e porosidade) através do qual os RDN são transportados.

Tabela 4-11: Resultados da simulação do transporte dos RDN.

Resultados	1.º caso	2.º caso	3.º caso
t_h (anos)	298,750	298,750	298,750
η (-)	1,0	1,0	1,0
R_H (-)	270,230	270,230	270,230
t_t (anos)	$4,880 \times 10^4$	$2,800 \times 10^4$	$2,420 \times 10^4$
Q_p (Bq/ano)			
$t = 0$ ($t_h + 0$)	0	0	0
$t = 1$ ($t_h + 1$)	$2,092 \times 10^7$	$4,056 \times 10^8$	$4,249 \times 10^7$
$t = 10$ ($t_h + 10$)	$2,092 \times 10^8$	$4,056 \times 10^9$	$4,249 \times 10^8$
$t = 100$ ($t_h + 100$)	$2,092 \times 10^9$	$4,056 \times 10^{10}$	$4,249 \times 10^9$

Alguns parâmetros mantêm-se constantes nos três casos simulados, nomeadamente o factor de retardação na horizontal, R_H (270,23), o tempo transiente na horizontal, t_h (298,75 anos) e o factor de correcção, η (1,0), isto porque estes parâmetros descrevem o transporte da água subterrânea ao longo do aquífero que

depende de parâmetros locais comuns aos três casos, independentemente do balanço hidrológico inicial.

As variações mais acentuadas ocorreram ao nível do parâmetro t_v , pelo contributo do tempo transiente na vertical (t_v) variável com V_v e R_v que por sua vez variam com a quantidade de água que se infiltra através do grau de saturação.

O factor de retardação na horizontal (R_H) é menor do que o factor de retardação na vertical (R_v), como seria de esperar, uma vez que este parâmetro varia inversamente com o grau de saturação, e como o aquífero representa um meio completamente saturado, o grau de saturação é igual a 1. A origem e as causas do 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, já descrito no modelo conceptual.

Pode-se observar da Tabela 4-8 que a velocidade subterrânea ($V = 300$ m/ano) é muito superior à velocidade na vertical ($V_{v-1.º} = 0,0725$; $V_{v-2.º} = 1,1142$ e $V_{v-3.º} = 0,1392$). Os tempos transientes na vertical (t_v) e na horizontal (t_h) seguem a mesma grandeza destes resultados, pois o primeiro é bastante elevado relativamente ao segundo (cerca de 166 vezes maior!). Este último parâmetro representa o tempo a partir do qual se inicia o transporte dos RDN pela água subterrânea até ao poço (Q_p) e corresponde ao valor de 298,75 anos na simulação deste caso. No período anterior a este valor, para t (tempo da simulação) $\leq t_h$ (tempo transiente horizontal), o débito de RDN transportados ao poço é nulo. De facto, a pequena concentração na água de infiltração e a retardação no transporte dos RDN pela água subterrânea origina, por um lado, uma concentração reduzida na água de transporte e por outro, o aumento do tempo transiente dos RDN até aos receptores, originando um decaimento radioactivo adicional durante o transporte.

A simulação do transporte dos RDN até ao poço depende do tempo de simulação considerado (t) razão pela qual apresentamos os resultados da simulação (Q_p) com quatro valores distintos para este parâmetro: $t = 298,75$; $299,75$; $308,75$ e $398,75$ anos. O valor resultante para o primeiro tempo considerado ($t = 298,75$ anos) é interpretado como nulo, isto é, não há RDN presentes na água do poço e corresponde ao ano zero, ao fim de 1 ano ($t = 299,75$) já foram transportados cerca de $4,249 \times 10^7$ Bq até ao poço, ao fim de 10 anos ($t = 308,75$), este valor aumenta 10 vezes e ao fim de 100 anos ($t = 398,75$) o aumento é de 100 vezes, o que significa que há uma proporcionalidade relativamente ao tempo.

O parâmetro Q_p é a saída principal do submodelo de lixiviação e infiltração e a partir do seu valor é possível calcular a concentração de RDN na água do poço e estimar a quantidade de RDN disponível para exposição, quer pela utilização da água do poço para ingestão quer como água de rega. Para esta simulação adoptou-se o valor de Q_p para $t_h = 299,75$ anos (o que equivale a $t = 1$ ano), $D_a = 10$ m e $\alpha = 0,3$ rad. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 4-12.

Tabela 4-12: Resultados da simulação da concentração de RDN na água do poço.

Resultados	1.º caso	2.º caso	3.º caso
W_A (m ³ /ano)	$5,053 \times 10^5$	$5,053 \times 10^5$	$5,053 \times 10^5$
C_{wp} (Bq/m ³)	41,408	802,686	84,081

4.5.3.2 Escorrência superficial e o transporte para os cursos de água

A última fase do modelo hidrológico simula a escorrência superficial da água da chuva transportando os RDN para as águas superficiais, contaminando os cursos de água, neste caso representado por um ribeiro. Os parâmetros de entrada necessários a esta simulação são: $C_{sss} = 1774,55$ Bq/kg e $Q_s = 3,57 \times 10^5$ m³/ano e os resultados vão variar consoante a proporção de água que escorre superficialmente definida inicialmente pelo balanço hidrológico.

Tabela 4-13: Resultados da simulação do modelo de lixiviação com escorrência superficial.

Resultados	1.º caso	2.º caso	3.º caso
C_{swi} (Bq/m ³)	$2,534 \times 10^4$	$2,534 \times 10^4$	$2,534 \times 10^4$
W_{rf} (m ³ /ano)	$4,356 \times 10^7$	$5,50 \times 10^6$	$3,497 \times 10^2$
R_{sf} (Bq/ano)	$1,104 \times 10^9$	$1,394 \times 10^8$	$8,783 \times 10^3$
C_{as} (Bq/m ³)	$3,092 \times 10^3$	$3,905 \times 10^2$	$2,000 \times 10^{-2}$

A concentração de RDN na água de transporte é um valor pequeno para 3.º caso, 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 (caudal anual dos cursos de água: $Q_s = 3,57 \times 10^5$ m³/ano) originando uma diluição elevada. Também é o caso que mais se aproxima da realidade. Para os outros casos, verificou-se que os valores elevados obtidos são proporcionais à quantidade de água nas escorrências superficiais definida no balanço hidrológico, nomeadamente cerca de $396 \text{ L.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ no 1.º caso e cerca de $50 \text{ L.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ no 2.º caso.

Existem dados da monitorização periódica efectuada nos cursos de água circundantes da barragem de estêreis, cujos valores foram fornecidos pela ENU. Focaremos o caso particular da ribeira da Pantanha, pelo facto de ser a linha de água directamente afectada pela área industrial. As análises efectuadas referem-se a 4 pontos de amostragem na ribeira da Pantanha, designados por C_1 , C_2 , C_3 e C_4 , e o seu valor médio em rádio é aproximadamente igual a 110 Bq/m^3 , variando entre 40 e 350 Bq/m^3 . Tentamos aproximar o valor de C_{as} obtido no modelo, de forma a enquadrar-se neste intervalo, através da variação da quantidade de água que se perde nas escorrências superficiais. No entanto, desconhecemos por completo os restantes parâmetros de entrada para este cálculo. Substituindo $R_r = 3,154 \times 10^{-3}$ por $5,3154 \text{ L.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ obtemos como concentração de rádio na água superficial, $C_{as} = 40,25 \text{ Bq/m}^3$, valor aproximado do valor mínimo obtido nas análises fornecidas pela ENU.

4.5.4 Exploração do modelo para o Pb e para o Po

A simulação anterior foi direccionada especificamente para o rádio presente num resíduo com origem num minério com teor de 1 kg/ton , iremos agora proceder de igual modo para os restantes RDN a considerar no transporte hidrológico, o polónio (Po) e o chumbo (Pb). Escolhemos os parâmetros de exploração do balanço hidrológico do 1.º caso e do 3.º caso porque apresentam os menores valores de infiltração de água através da cobertura, e este último corresponde ao caso particular a que se pretende aplicar este modelo.

4.5.4.1 Exploração do modelo para o resíduo resultante do teor 1 kg/ton

Admitindo que todos os RDN têm o mesmo $F_c = 9,264 \times 10^{-3}$, os resultados da exploração do modelo para o 1.º caso encontram-se na Tabela 4-14 e na Tabela 4-15 segundo os respectivos RDN.

Tabela 4-14: Resultados independentes do RDN para o 1.º caso (teor 1 kg/ton).

Resultados	Po; Pb
V_{inf} (m/ano)	0,013
R_s (-)	0,4124
θ (-)	0,1794
ε (-)	0,4350
W_{rf} (m ³ /ano)	$4,356 \times 10^7$
V_v (m/ano)	0,075

Tabela 4-15: Resultados da exploração com os parâmetros do 1.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ²¹⁸Po, ²¹⁴Po, ²¹⁰Po e ²¹⁰Pb (teor 1 kg/ton).

Resultados	²¹⁸ Po	²¹⁴ Po	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
C_{inf} (Bq/m ³)	$1,136 \times 10^5$	$1,136 \times 10^5$	$1,136 \times 10^5$	$1,165 \times 10^4$
V_{inf} (m/ano)	0,0130	0,0130	0,0130	0,0130
Q_o (Bq/ano)	$1,624 \times 10^8$	$1,624 \times 10^8$	$1,624 \times 10^8$	$1,666 \times 10^7$
R_v (-)	84,61	84,61	84,61	837,08
t_v (anos)	7005,88	7005,88	7005,88	$6,931 \times 10^4$
η_v (-)	5,349	1,003	1,0	1
t_h (anos)	43,62	43,62	43,62	426,31
η (-)	1	1	1	1
R_H (-)	39,46	39,46	39,46	385,61
t_t (anos)	7049,507	7049,507	7049,507	69739,890
Q_p (Bq/ano)				
$t = 0$ ($t_h + 0$)	0	0	0	0
$t = 1$ ($t_h + 1$)	0	0	$8,8713 \times 10^{-27}$	24,461
$t = 10$ ($t_h + 10$)	0	0	$8,8713 \times 10^{-26}$	244,61
$t = 100$ ($t_h + 100$)	0	0	$8,8713 \times 10^{-25}$	2446,1
C_{wp} (Bq/m ³)	0	0	$1,7555 \times 10^{-32}$	$4,8405 \times 10^{-5}$
C_{swi} (Bq/m ³)	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^4$
R_{sf} (Bq/ano)	$7,728 \times 10^9$	$7,728 \times 10^9$	$7,728 \times 10^9$	$7,728 \times 10^8$
C_{as} (Bq/m ³)	21647,61	21647,61	21647,61	2164,76

Para o 3.º caso de exploração do balanço hidrológico os resultados da simulação encontram-se na Tabela 4-16 e na Tabela 4-17.

Tabela 4-16: Resultados independentes do RDN para o 3.º caso (teor 1 kg/ton).

Resultados	Po; Pb
V_{inf} (m/ano)	0,0264
R_s (-)	0,4359
θ (-)	0,1896
ε (-)	0,4350
W_{rf} (m³/ano)	$3,4692 \times 10^2$
V_v (m/ano)	0,1392

Tabela 4-17: Resultados da exploração com os parâmetros do 3.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb .

Resultados	^{218}Po	^{214}Po	^{210}Po	^{210}Pb
C_{inf} (Bq/m³)	$1,136 \times 10^5$	$1,136 \times 10^5$	$1,136 \times 10^5$	$1,165 \times 10^4$
Q_o (Bq/ano)	$3,298 \times 10^8$	$3,298 \times 10^8$	$3,298 \times 10^8$	$3,384 \times 10^7$
t_v (anos)	3452,60	3452,60	3452,60	34138,08
η_v (-)	1,5431	1,0007	1,0	1,0
R_v (-)	80,11	80,11	80,11	792,07
t_h (anos)	43,62	43,62	43,62	426,31
η (-)	1,00007	1,0007	1,0000	1,0000
R_H (-)	39,46	39,46	39,46	385,61
t_t (anos)	3496,22	3496,22	3496,22	34564,40
Q_p (Bq/ano)				
$t = 0$ ($t_h + 0$)	0	0	0	0
$t = 1$ ($t_h + 1$)	0	0	0	49,669
$t = 10$ ($t_h + 10$)	0	0	0	496,69
$t = 100$ ($t_h + 100$)	0	0	0	4966,9
C_{wp} (Bq/m³)	0	0	$3,565 \times 10^{-32}$	$9,828 \times 10^{-5}$
C_{swi} (Bq/m³)	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^5$	$1,7741 \times 10^4$
R_{sf} (Bq/ano)	$6,1552 \times 10^4$	$6,1552 \times 10^4$	$6,1552 \times 10^4$	$6,1522 \times 10^3$
C_{as} (Bq/m³)	0,17	0,17	0,17	0,02

4.5.4.2 Exploração do modelo para o resíduo resultante do teor 0,2 kg/ton

Para o caso do minério pobre com teor de 0,2 kg/ton seguiu-se as mesmas etapas de exploração do modelo para o caso anterior. Do mesmo modo que para os estéreis com origem num minério de 1 kg/ton, calculamos a actividade resultante da quantidade total de estéreis depositados na barragem bem como a sua distribuição por radioisótopo.

Tabela 4-18: Actividade, por radioisótopo, em $2,640 \times 10^9$ kg de estéreis depositados na barragem, que resultaram do tratamento de um minério de urânio com teor de 0,2 kg/ton.

Q_{st}		$2,640 \times 10^9$ (kg)
Nuclídeo	A_{ct} (Bq/kg)	A_{ct} total (Bq)
^{238}U	0	0
^{234}Th	0	0
^{234}Pa	0	0
^{234}U	0	0
^{230}Th	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{226}Ra	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{222}Rn	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{218}Po	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{214}Pb	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{214}Bi	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{210}Tl	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{214}Po	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{210}Pb	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{210}Bi	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{210}Po	$2,075 \times 10^3$	$5,478 \times 10^{12}$
^{206}Pb	-	-
Total	$2,283 \times 10^4$	$6,026 \times 10^{13}$

Parte-se do pressuposto que a fracção da lixiviação provocada pela água da precipitação é a mesma considerada anteriormente e igual para todos os RDN, isto é $F_c = 0,009264$. A concentração de RDN na água de infiltração vai ser um valor muito pequeno devido ao baixo teor do minério.

A concentração dos RDN no solo superficial, C_{sss} , passa a ser calculada em função da lixiviação do minério com teor de 0,2 kg/ton e admitindo, à semelhança do que foi feito anteriormente, que a actividade no solo superficial é de 15 ppm, o que origina um valor de 12,618 Bq/kg.

Os resultados da exploração do modelo para o 1.º caso segundo os RDN considerados encontram-se na Tabela 4-19 e na Tabela 4-20.

Tabela 4-19: Resultados independentes do RDN para o 1.º caso (teor 0,2 kg/ton).

Resultados	Ra; Po; Pb
V_{inf} (m/ano)	0,0130
R_s (-)	0,4124
θ (-)	0,1794
ε (-)	0,4350
W_{rf} (-)	$4,356 \times 10^7$
V_v (m/ano)	0,0725

Tabela 4-20: Resultados da exploração com os parâmetros do 1.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb (teor 0,2 kg/ton).

Resultados	^{226}Ra	^{218}Po	^{214}Po	^{210}Po	^{210}Pb
C_{inf} (Bq/m ³)	$3,209 \times 10^3$	$2,192 \times 10^4$	$2,192 \times 10^4$	$2,192 \times 10^4$	$2,249 \times 10^3$
Q_o (Bq/ano)	$4,589 \times 10^6$	$3,135 \times 10^7$	$3,135 \times 10^7$	$3,135 \times 10^7$	$3,216 \times 10^6$
t_v (anos)	48544,34	7005,88	7005,88	7005,88	69313,57
η_v (-)	2,8719	5,3492	1,0028	1,00	1,00
R_v (-)	586,26	84,61	84,61	84,61	837,08
t_h (anos)	298,75	43,62	43,62	43,62	426,31
η (-)	1	1,00	1,00	1,00	1,00
R_H (-)	270,230	39,46	39,46	39,46	385,61
t_i (anos)	48843,09	7049,507	7049,507	7049,507	69739,89
Q_p (Bq/ano)					
$t = 0$ ($t_h + 0$)	0	0	0	0	0
$t = 1$ ($t_h + 1$)	$4,0383 \times 10^6$	0	0	$1,7120 \times 10^{-27}$	4,7206
$t = 10$ ($t_h + 10$)	$4,0383 \times 10^7$	0	0	$1,7120 \times 10^{-26}$	47,206
$t = 100$ ($t_h + 100$)	$4,0383 \times 10^8$	0	0	$1,7120 \times 10^{-25}$	472,06
C_{wp} (Bq/m ³)	7,9912	0	0	$3,39 \times 10^{-33}$	$9,3415 \times 10^{-6}$
C_{swi} (Bq/m ³)	$1,8026 \times 10^2$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^2$
R_{sf} (Bq/ano)	$7,8523 \times 10^6$	$5,4966 \times 10^7$	$5,4966 \times 10^7$	$5,4966 \times 10^7$	$5,4966 \times 10^6$
C_{as} (Bq/ano)	22,00	153,97	153,97	153,97	15,40

Por último, os resultados para o 3.º caso do balanço hidrológico encontram-se representados na Tabela 4-21 e na Tabela 4-22.

Tabela 4-21: Resultados independentes do RDN para o 3.º caso (teor 0,2 kg/ton).

Resultados	Ra; Po; Pb
V_{inf} (m/ano)	0,0264
R_s (-)	0,4359
θ (-)	0,1896
ε (-)	0,4350
W_{rf} (-)	$3,469 \times 10^2$
V_v (m/ano)	0,1392

Tabela 4-22: Resultados da exploração com os parâmetros do 3.º caso do balanço hidrológico e para os RDN: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po e ^{210}Pb (teor 0,2 kg/ton).

Resultados	^{226}Ra	^{218}Po	^{214}Po	^{210}Po	^{210}Pb
C_{inf} (Bq/m ³)	$3,2089 \times 10^3$	$2,1920 \times 10^4$	$2,1920 \times 10^4$	$2,1920 \times 10^4$	$2,249 \times 10^3$
Q_o (Bq/ano)	$9,318 \times 10^6$	$6,365 \times 10^7$	$6,365 \times 10^7$	$6,365 \times 10^7$	$6,530 \times 10^6$
t_v (anos)	23909,5873	3452,5978	3452,5978	3452,5978	34138,0820
η_v (-)	1,3090	1,5431	1,0007	1,00	1,00
R_v (-)	554,75	80,11	80,11	80,11	792,07
t_h (anos)	298,75	43,62	43,62	43,62	426,31
η (-)	1	1,00	1,00	1,00	1,00
R_H (-)	270,230	39,46	39,46	39,46	385,61
t_i (anos)	24208,34	3496,22	3496,22	3496,22	34564,40
Q_p (Bq/ano)					
$t = 0$ ($t_h + 0$)	0	0	0	0	0
$t = 1$ ($t_h + 1$)	$8,1999 \times 10^6$	0	0	$3,4763 \times 10^{-27}$	9,5854
$t = 10$ ($t_h + 10$)	$8,1999 \times 10^7$	0	0	$3,4763 \times 10^{-26}$	95,854
$t = 100$ ($t_h + 100$)	$8,1999 \times 10^8$	0	0	$3,4763 \times 10^{-25}$	958,54
C_{wp} (Bq/m ³)	16,226	0	0	$6,8792 \times 10^{-33}$	$1,8968 \times 10^{-5}$
C_{swi} (Bq/m ³)	$1,8026 \times 10^2$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^3$	$1,2618 \times 10^2$
R_{sf} (Bq/ano)	62,540	$4,3778 \times 10^2$	$4,3778 \times 10^2$	$4,3778 \times 10^2$	$4,3778 \times 10^1$
C_{as} (Bq/ano)	0	0	0	0	0

Os resultados anteriores encontram-se sintetizados nas figuras seguintes segundo o RDN considerado.

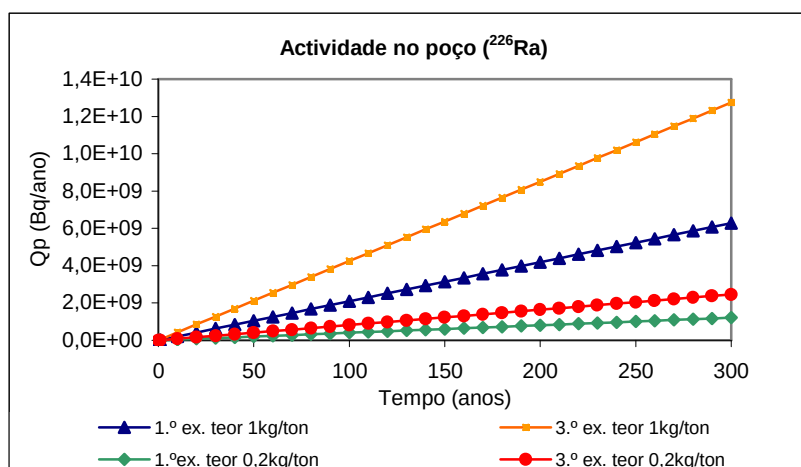


Figura 4-3: Actividade em ^{226}Ra na água do poço, Bq/ano.

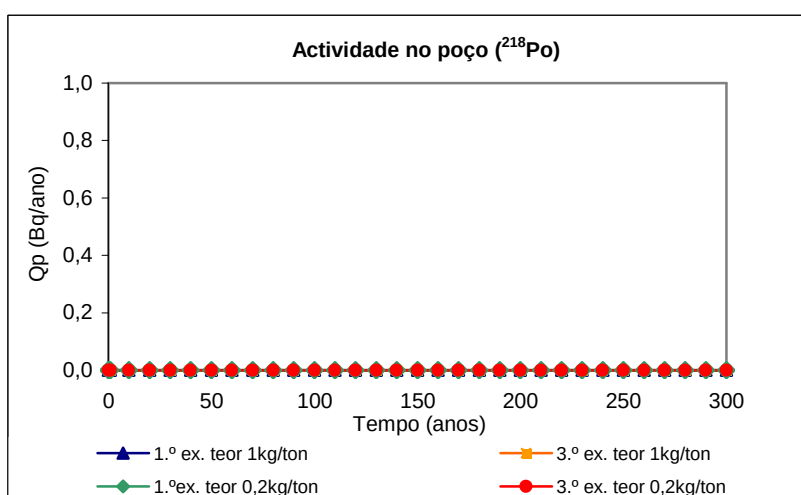


Figura 4-4: Actividade em ^{218}Po na água do poço, Bq/ano.

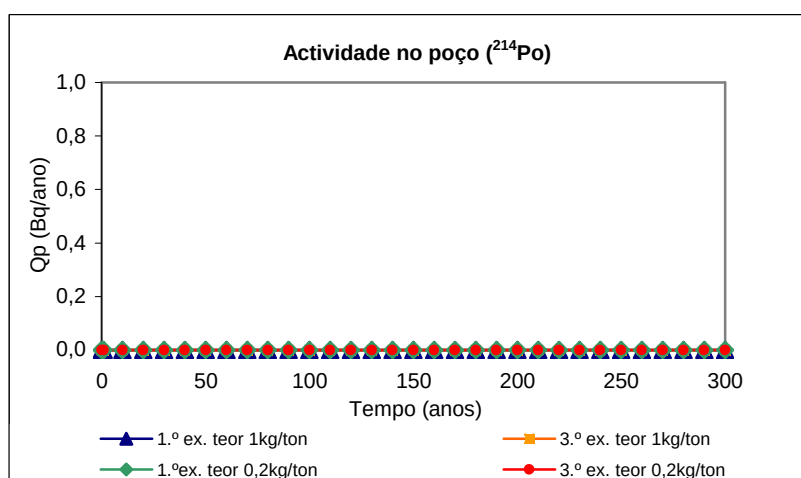


Figura 4-5: Actividade em ^{214}Po na água do poço, Bq/ano.

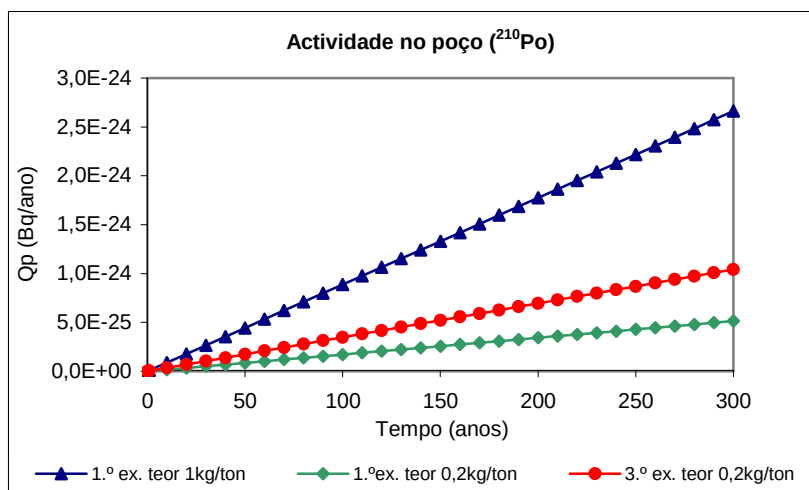


Figura 4-6: Actividade em ^{210}Po na água do poço, Bq/ano.

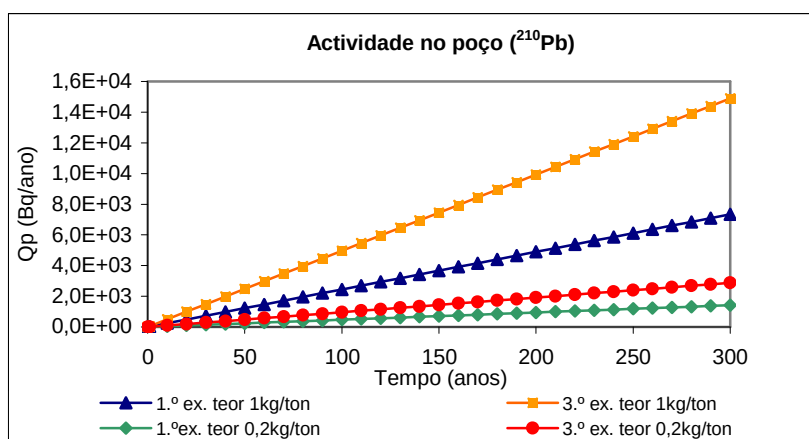


Figura 4-7: Actividade em ^{210}Pb na água do poço, Bq/ano.

4.5.5 Discussão

Os modelos desenvolvidos pretendem descrever a exposição de potenciais receptores a uma barragem de estéreis resultantes do tratamento hidromineralúrgico do minério de urânio. O receptor (humano e/ou animais) poderá sofrer exposição directa desencadeada pelo transporte dos RDN no modelo hidrológico através da ingestão de água contaminada vinda do poço e/ou uma exposição indirecta através da ingestão de alimentos irrigados com água proveniente do poço ou de produtos de animais que tenham ingerido água do poço. Pode ainda sofrer exposição através das águas superficiais contaminadas, através dos animais aquáticos ou de animais que tenham ingerido água superficial contaminada.

O modelo contempla dois casos de minérios com teores diferentes, 1 kg/ton e 0,2 kg/ton, e as respectivas actividades geradas nos estéreis.

O modelo considera quatro zonas a estudar no percurso dos RDN: a cobertura, a zona contaminada, a zona insaturada e a zona saturada. Os RDN são mobilizados sequencialmente em duas direcções: na vertical até ao aquífero (cobertura, zona contaminada e zona insaturada) e depois na horizontal ao longo do aquífero (zona saturada) até ao ponto de exposição (poço). Considera ainda que os RDN podem ser incorporados nas escorrências superficiais contaminando as águas superficiais que constituem mais um ponto de exposição.

As saídas do modelo de interesse para as trajectórias de entrada na cadeia alimentar são a concentração de RDN na água do poço (C_{wp}) e a concentração de RDN na água superficial (C_{as}), cujos valores resumidos apresentamos na Tabela 4-23, com origem nos resíduos no minério de teor 1 kg/ton e 0,2 kg/ton, respectivamente.

Tabela 4-23: Concentração de RDN na água do poço (C_{wp}) e na água superficial (C_{as}).

Teor 1 kg/ton	²²⁶ Ra	²¹⁸ Po	²¹⁴ Po	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
1.º Caso					
C_{wp} (Bq/m ³)	41,408	0	0	0	$4,84 \times 10^{-5}$
C_{as} (Bq/m ³)	$3,09 \times 10^3$	$2,17 \times 10^4$	$2,17 \times 10^4$	$2,17 \times 10^4$	$2,16 \times 10^3$
3.º Caso					
C_{wp} (Bq/m ³)	84,08	0	0	0	$9,83 \times 10^{-5}$
C_{as} (Bq/m ³)	0,02	0,17	0,17	0,17	0,02
Teor 0,2 kg/ton	²²⁶ Ra	²¹⁸ Po	²¹⁴ Po	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
1.º Caso					
C_{wp} (Bq/m ³)	7,99	0	0	0	$9,34 \times 10^{-6}$
C_{as} (Bq/m ³)	22,00	153,97	153,97	153,97	15,40
3.º Caso					
C_{wp} (Bq/m ³)	16,23	0	0	0	$1,89 \times 10^{-5}$
C_{as} (Bq/m ³)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Da análise destes valores pode-se enunciar o seguinte:

1. Na bibliografia consultada são referidos alguns limites para a concentração de rádio na água subterrânea: 185 Bq/m³ no caso de ²²⁶Ra combinado com ²²⁸Ra e 555 Bq/m³ no caso dos emissores de partículas α (inclui o ²²⁶Ra mas exclui o urânio e o radão) (EPA, 2000b). Para a simulação partindo de um minério com teor de 1 kg/ton, em qualquer dos casos, a concentração de ²²⁶Ra na água do

poço encontra-se muito abaixo deste limite. O mesmo acontece com a simulação partindo do minério pobre com teor de 0,2 kg/ton.

2. Os elevados valores obtidos para a concentração de RDN na água superficial, para todos os casos do minério com teor de 1 kg/ton podem ser explicados pelo elevado fluxo considerado para a água de escorrência. A quantidade de água que se infiltra e que escorre é determinante para calcular a concentração de RDN na água do poço e na água superficial. Neste último caso é directamente proporcional às escorrências superficiais. Os baixos valores obtidos para os restantes casos são aceitáveis devendo-se, em parte, à grande diluição da baixa concentração dos RDN para um volume elevado de água. Para o minério com teor de 0,2 kg/ton os valores estão abaixo do limite referido no ponto 1, devendo-se principalmente ao baixo teor do minério.
3. A concentração ^{218}Po e do ^{214}Po na água do poço é nula para os dois minérios, em ambos os casos. No transporte hidrológico deve-se considerar os RDN emissores de partículas α (como é o caso do polónio) com período de semi-vida suficientemente grande para serem mobilizados pelo sistema de transporte. Os RDN com período de semi-vida inferior a 1 hora ou menos, provavelmente sofrem um decaimento antes de chegarem ao ponto de exposição não constituindo, desta forma, perigo para a saúde pública (EPA, 2000b). O período de semi-vida para o ^{218}Po é de 3 minutos e para o ^{214}Po é de $1,6 \times 10^{-4}$ segundos. No caso da concentração do polónio na água superficial (C_{as}), os valores obtidos são exageradamente elevados para o 1.º caso de simulação, pelo motivo enunciado no ponto anterior. O mesmo se passa para os restantes radioisótopos, ^{210}Po e ^{210}Pb .
4. No caso do ^{210}Po , a sua presença na água subterrânea pode ter contornos diferentes, isto porque o período de semi-vida deste RDN é de 138 dias e, mesmo a baixas concentrações, o ^{210}Po pode causar impactes negativos muito graves no organismo. Pequenas quantidades de ^{210}Po podem ser realmente perigosas (apenas 0,03 μCi de ^{210}Po pode ser cancerígeno) originando cerca de 5000 vezes mais radiação α do que a mesma quantidade de ^{226}Ra . No entanto, apesar do ^{210}Po ser uma partícula reactiva, não se espera encontrar elevadas concentrações na água subterrânea, uma vez que a sua ocorrência, em elevadas concentrações, está associada a ambientes geoquímicos

involgares e bastante raros caracterizados por águas ácidas e concentrações elevadas em radão (EPA, 2000b).

5. Para as concentrações de ^{210}Pb nas águas superficiais esperam-se valores muito pequenos devido à sorção preferencial deste RDN com os sedimentos do aquífero. A sorção para este elemento (Pb) tende a ser mais elevada do que para outros elementos traço. O ^{210}Pb é também um produto importante do decaimento radioactivo não só pela sua radiotoxicidade mas também pela mobilidade do ^{210}Po , o seu filho subsequente. Em algumas trajectórias, o ^{210}Pb e o ^{210}Po podem contribuir para uma dose similar ou até uma dose superior à do ^{226}Ra (EPA, 2000b). Foi estipulado o limite de $4,07 \text{ Bq/m}^3$ ($0,11 \text{ pCi/L}$) para este elemento (^{210}Pb) tanto para águas subterrâneas como águas superficiais (EPA, 2000b). Apenas no 1.º caso e no minério com teor de 1 kg/ton , o valor obtido é exageradamente elevado, o que pode ser justificado de acordo com o referido no ponto 2. Algumas análises da água de poços da envolvente da barragem de estêreis da Urgeiriça apresentam valores de $0,072 \text{ Bq/L}$ ($72,25 \text{ Bq/m}^3$) e na ribeira da Pantanha valores de $0,110 \text{ Bq/L}$ (110 Bq/m^3). Os resultados obtidos para este parâmetro, na simulação apresentada situam-se abaixo destes valores.

Em resumo, podemos dizer que os valores da concentração na água que aflui ao poço e nas águas superficiais são dependentes das proporções do balanço hidrológico para as componentes da infiltração e das escorrências, pois estes são os mecanismos que movem os RDN dos estêreis e nos quais se vão diluir, em alguns casos. No caso do poço, a concentração é temporalmente dependente e a concentração na água do poço é proporcional ao tempo decorrido após o transporte de RDN no aquífero.

Focando a atenção em particular no 3.º caso, que é o que mais se aproxima da realidade do caso que se pretende estudar (Urgeiriça), o rádio é o RDN que apresenta maiores valores para estes parâmetros entre os RDN estudados, o que confirma a preocupação radiológica com a presença deste RDN na água.

Verificou-se pelos valores obtidos nas simulações do transporte na vertical que o ^{226}Ra e o ^{210}Pb têm comportamento semelhante e que a sua mobilidade na vertical é muito lenta (da ordem de 10^4 anos).

4.6 Aplicação do modelo à zona mineira da Urgeiriça

Numa fase posterior às simulações efectuadas foram-nos disponibilizados os dados analíticos das águas subterrâneas e superficiais referentes à zona mineira da Urgeiriça. Testaram-se as sub-rotinas para simular casos muito simples, comparando os valores calculados com os valores medidos de alguns dos parâmetros, para proceder à validação do modelo. Usaram-se nesta exploração os valores de parâmetros locais referentes à barragem velha de rejeitados da mina da Urgeiriça (BV), cedidos pela EXMIN (2003).

Procedeu-se à exploração do modelo com os dados medidos localmente e que inclui as seguintes fases:

- (i). A libertação dos RDN através da lixiviação dos RDN do material contaminado;
- (ii). O transporte na vertical através da zona insaturada até atingir o aquífero e na horizontal ao longo do aquífero até ao poço;
- (iii). A estimativa da concentração de RDN na água subterrânea no ponto de exposição (poço) ao fim de um determinado período de tempo.
- (iv). A estimativa da concentração de RDN na água superficial no ponto de exposição (ribeira da Pantanha) ao fim de um determinado período de tempo.

Para a exploração de cada um dos submodelos adoptaram-se, além de grande parte dos dados cedidos pela EXMIN referente quer ao material constituinte da barragem de estêreis, quer às características hidrogeológicas locais, também alguns dados publicados por outros autores e referentes ao mesmo local (Bettencourt et al., 1990), (Reis et al. , 2000). Adoptaram-se ainda alguns valores da bibliografia genérica para os parâmetros que não foram medidos localmente. Desta forma, tentou-se fazer a exploração com o maior número possível de parâmetros referentes a este local em particular.

4.6.1 Dados de entrada referentes à zona mineira da Urgeiriça

Os dados de entrada necessários à exploração do modelo encontram-se representados na Tabela 4-24.

Tabela 4-24: Dados de entrada referentes à BV da Urgeiriça para a exploração do modelo.

Parâmetros de entrada						
Precipitação			P _r	L.m ⁻² .ano ⁻¹		1157,2
Escorrência			R _r	L.m ⁻² .ano ⁻¹		0
Evapotranspitação			ET _r	L.m ⁻² .ano ⁻¹		715
Débito de irrigação			IR _r	L.m ⁻² .ano ⁻¹		0
Coeficiente de escorrência			C _r	(-)		0,21
Coeficiente de evapotranspiração			C _e	(-)		0,62
Parâmetro b (zona insaturada)			b	(-)		4,05
Extensão da zona contaminada ⁴			L	m		400
Área da zona contaminada			A	m ²		133 000
Espessura da zona contaminada			x _t	m		14
Condutividade hidráulica saturada			K _{sat}	m.ano ⁻¹		250
Coeficiente de dispersão			d	m ² .ano ⁻¹		534
Distância entre a zona contaminada e o aquífero ⁵			D _v	m		3
Velocidade da água subterrânea			V	m.ano ⁻¹		60
Espessura do aquífero			D _A	m		8
Ângulo de dispersão do aquífero			α	rad		0,3
Densidade (seca)						
Zona contaminada (ou resíduo)			ρ _t	g.cm ⁻³		1,67
Zona insaturada (ou substrato)			ρ _f	g.cm ⁻³		1,9
Zona saturada (ou aquífero)			ρ _a	g.cm ⁻³		2,10
Porosidade total						
Zona contaminada (ou resíduo)			ε _t	(-)		0,37
Zona insaturada (ou substrato)			ε _f	(-)		0,35
Zona saturada (ou aquífero)			ε _a	(-)		0,21
Coeficiente de distribuição			U _{total}	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³⁰ Th
Solo superficial	K _{d1}	ml/g	50	70	100	60000
Zona contaminada (ou resíduo)	K _{d2}	ml/g	50	70	100	60000
Zona insaturada (ou substrato)	K _{d3}	ml/g	50	70	100	60000
Zona saturada (ou aquífero)	K _a	ml/g	50	70	100	60000
Actividade na barragem	A _i	Bq/kg	2300	12900	16200	9800

Os dados meteorológicos (precipitação, evaporação e evapotranspiração) referem-se à estação meteorológica de Caldas de Felgueira. Dada a proximidade da

⁴ Paralela ao fluxo do aquífero.
⁵ Espessura da zona insaturada.

sub-bacia da ribeira da Pantanha a esta estação, parece legítimo adoptar estes valores (Exmin, 2003).

Considerou-se que não existe irrigação do local e que não existe sistema de cobertura eficaz sobre a BV. A água proveniente dos poços pode ser usada como água de rega ou de ingestão para os animais, sendo estas as principais vias de transferência dos RDN para os receptores. Da mesma forma que anteriormente, considerou-se que um dos pontos de exposição é representado por um poço, no caso das águas subterrâneas, e que o outro ponto de exposição é representado pela ribeira da Pantanha, no caso das águas superficiais

Considerou-se que para $t = 0$, a água do poço não se encontra contaminada e a simulação foi feita desde o instante $t = 0$ até $t = 300$ anos, após se verificar a contaminação da água subterrânea, o que só vai acontecer quando o tempo de simulação exceder o tempo de transporte dos RDN. Como resultado vamos obter a concentração de RDN na água do poço, bem como o fluxo cumulante de RDN transportados até ao poço, após o tempo de exploração considerado, no caso da água subterrânea. No caso da água superficial vamos obter a concentração média de RDN na ribeira da Pantanha cuja simulação será abordada posteriormente no capítulo 5.

4.6.2 A amostragem do local

Foram realizadas pela EXMIN duas campanhas de amostragem dos pontos de água na zona em estudo. A campanha de Junho deveria corresponder a clima típico de Verão e a de Novembro a clima típico de Inverno, no entanto, as condições meteorológicas verificadas corresponderam a um período chuvoso intenso que se prolongou até à Primavera (Exmin, 2003). A opção pelas duas campanhas teve por objectivo detectar eventuais variações sazonais da composição química na área da mina e na sua envolvente.

As amostras foram recolhidas em linhas de água, com especial incidência na ribeira da Pantanha e linhas de água a ela afluentes; no rio Mondego, no local onde desagua a ribeira e em poços e furos localizados no interior da área mineira, a montante e a jusante da mesma. As amostras foram objecto de análise química e radiológica.

No “Estudo Director de Áreas de Minérios Radioactivos” (Exmin, 2003) efectuado pela EXMIN, é referido que ocorrem na região várias acumulações

anómalas de urânio não exploradas por não terem potencial económico mas que podem também contribuir para transferir as mesmas espécies químicas que resultam da lixiviação dos resíduos das actividades mineiras. Nesta perspectiva e segundo esta referência bibliográfica, a avaliação dos impactes no meio hídrico resultantes da actividade mineira, não deverá basear-se exclusivamente na concentração absoluta dos elementos químicos presentes na água. Por este motivo, as amostras foram organizadas em dois grupos principais, um correspondente a amostras que representam o fundo natural (inclui as anomalias naturais), designado por grupo I e outro que engloba as amostras potencialmente contaminadas pelas actividades mineiras, designado por grupo II. A metodologia usada teve por base a técnica da análise discriminante e os critérios usados para a separação das amostras em cada grupo tiveram por base os seguintes factos (Exmin, 2003):

- (i). A sua localização, isto é, as amostras colhidas a montante e situadas a maiores distâncias da área mineira terão menor probabilidade de terem sido contaminadas comparativamente às amostras que estão mais próximas e que para além disso se localizam a jusante da mesma área mineira;
- (ii). A existência de fracturas que intersectam a mineralização e que poderão direccionar em profundidade as águas com origem na mina ou na escombreira;
- (iii). A configuração piezométrica admitida para a região;
- (iv). A concentração de outras espécies químicas, nomeadamente os iões SO_4 e Ca dissolvidos nas águas.

As figuras seguintes representam a localização dos pontos de amostragem de interesse à exploração do modelo pela sua proximidade à BV, bem como a representação das respectivas concentrações em ^{226}Ra (Bq/L) e em U (Bq/L) obtidas nas duas campanhas de amostragem. Os pontos de amostragem estão classificados de acordo com a seguinte designação e com a respectiva numeração:

- Piezómetros - $S_1, S_2, S_3, S_4, S_5, S_6, S_7, S_8, S_9$ e S_{10} ;
- Poços - $P_{17}, P_{18}, P_{19}, P_{20}, P_{21}, P_{31}, P_{32}$ e P_{35} e
- Furos - $F_3, F_4, F_5, F_6, F_7, F_8$ e F_9 .

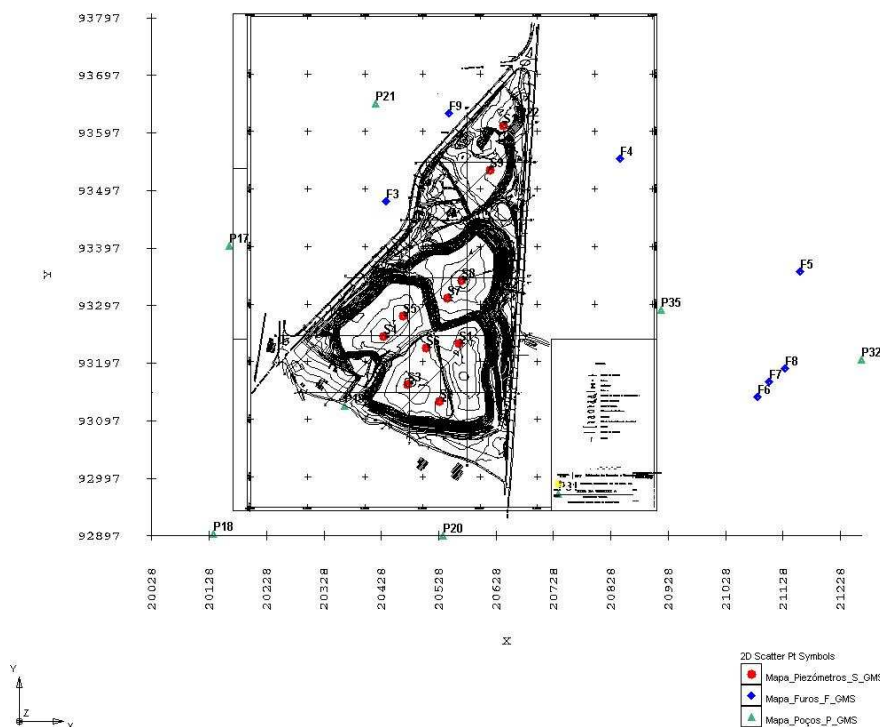


Figura 4-8: Localização dos piezómetros (S), poços (P) e furos (F) amostrados.

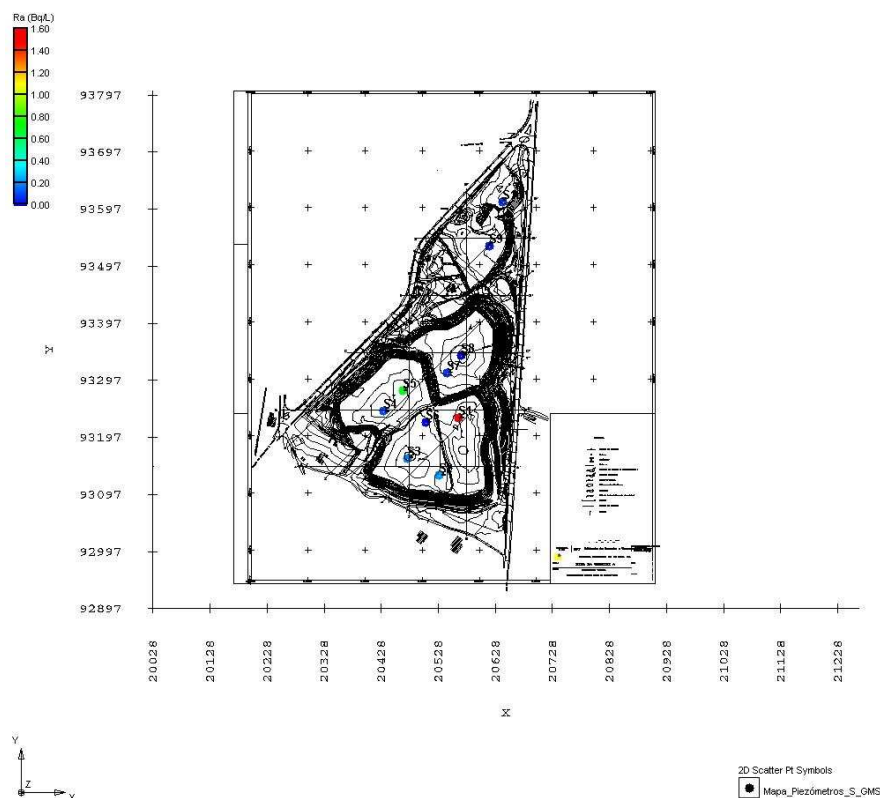


Figura 4-9: Localização dos piezómetros e a respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

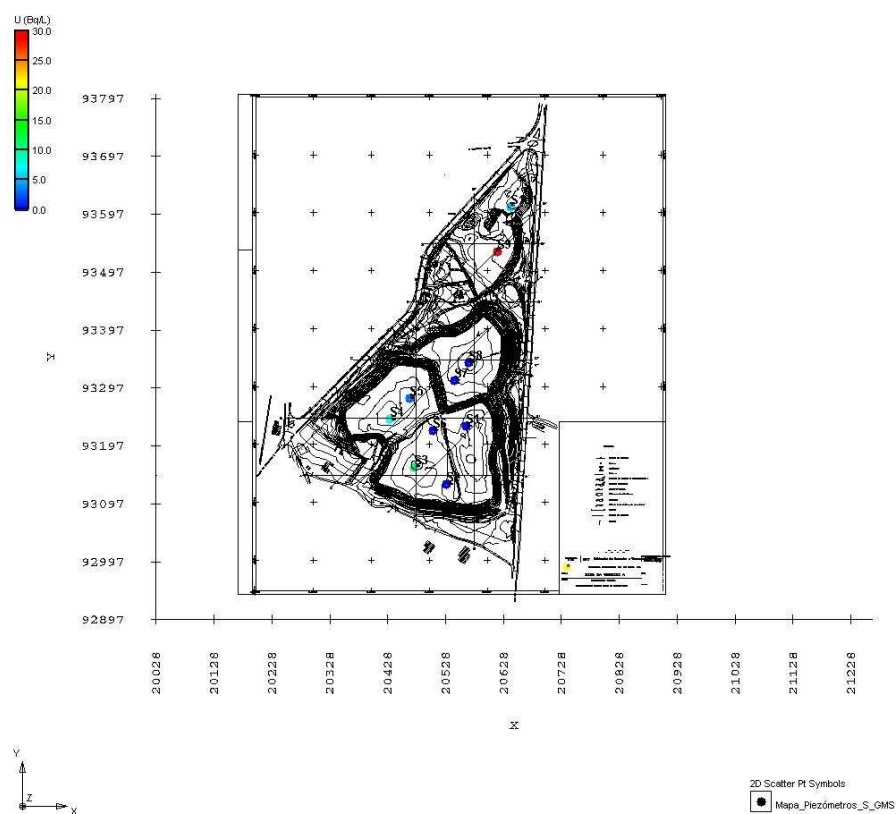


Figura 4-10: Localização dos piezômetros e a respectiva actividade em U (Bq/L).

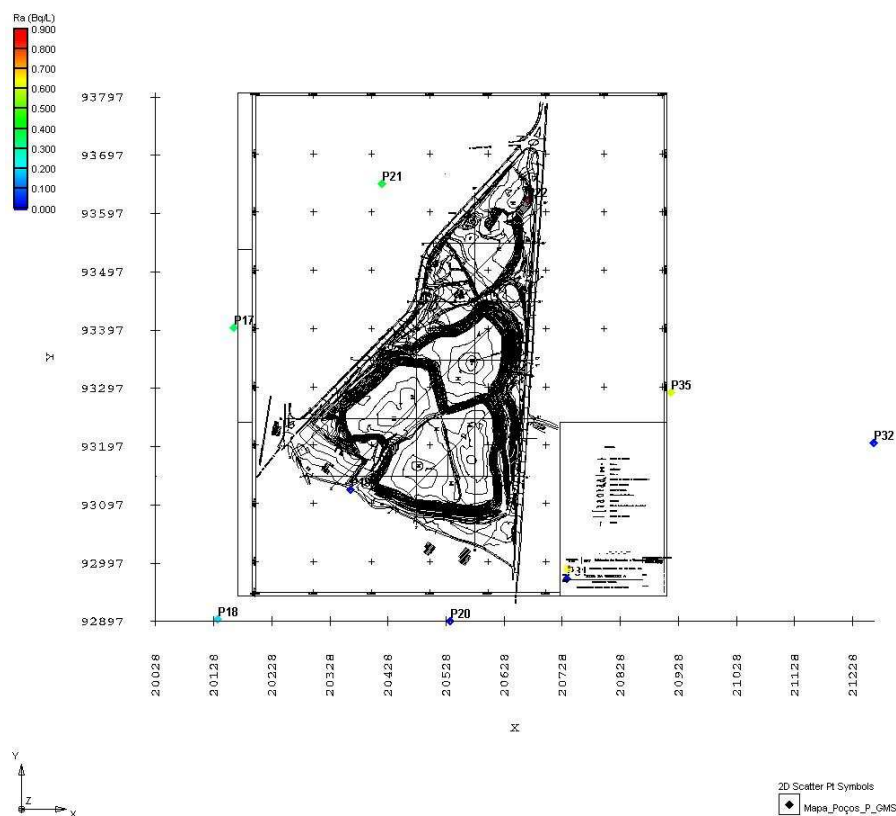


Figura 4-11: Localização dos poços e a respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

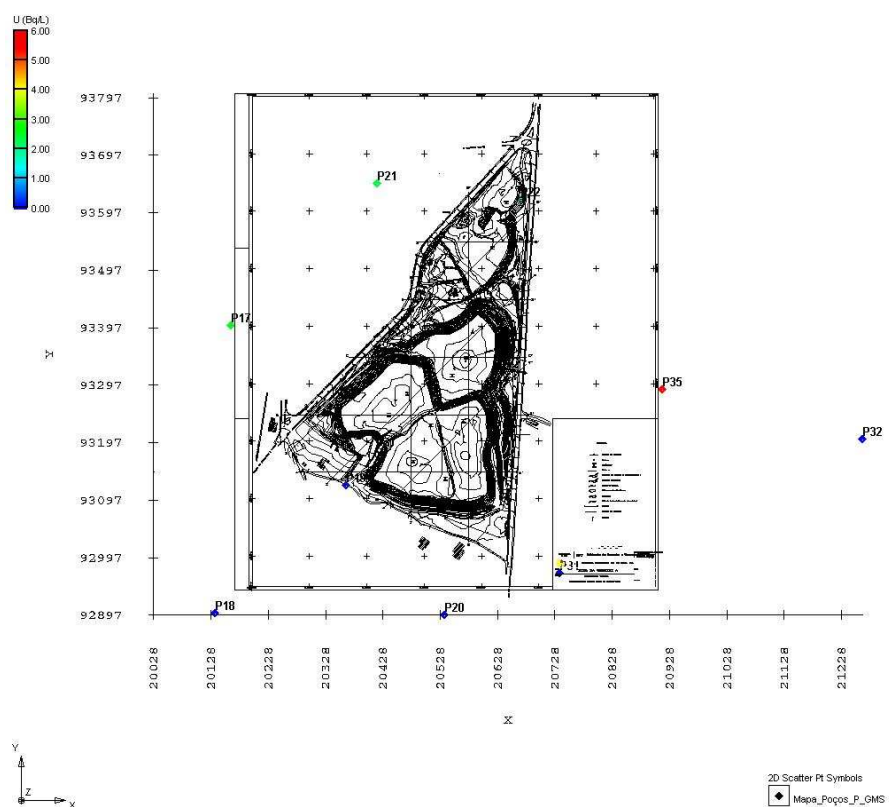


Figura 4-12: Localização dos poços e respectiva actividade em U (Bq/L).

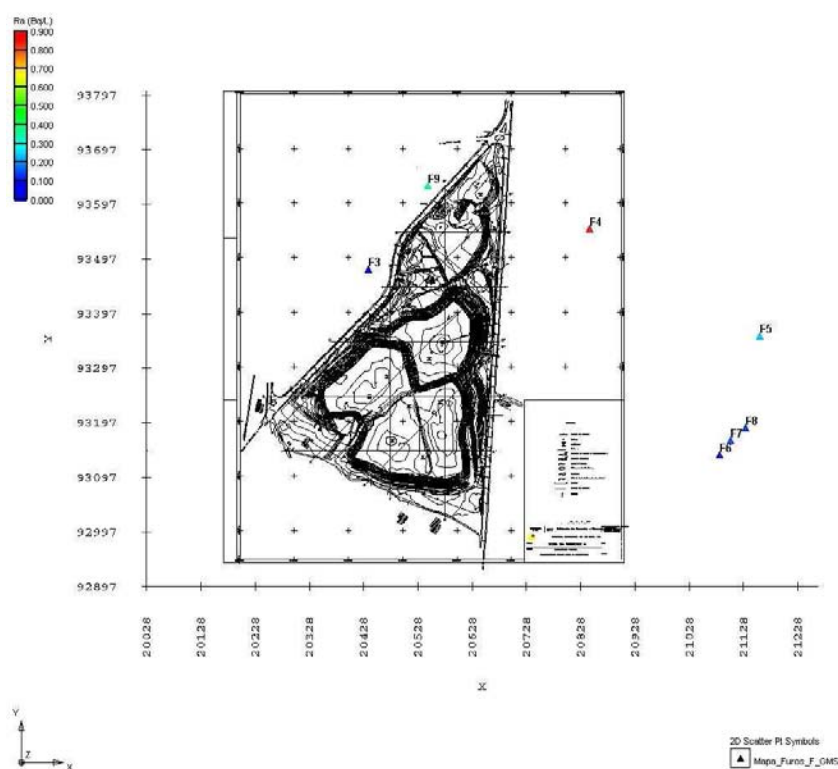


Figura 4-13: Localização dos furos e respectiva actividade em ^{226}Ra (Bq/L).

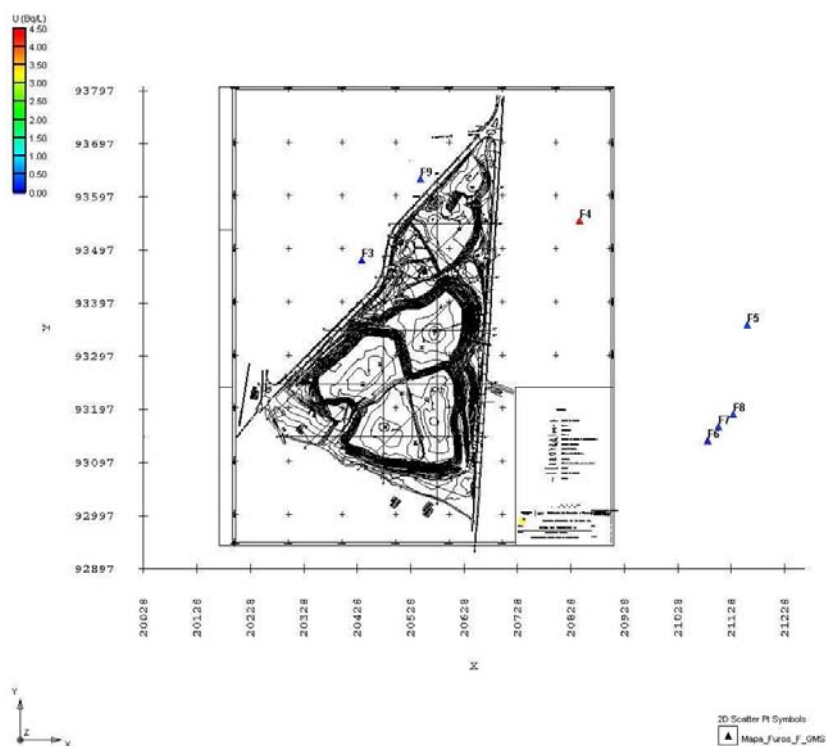


Figura 4-14: Localização dos furos e respectiva actividade em U (Bq/L).

Os resultados das análises radiológicas destes pontos de amostragem referentes às duas campanhas de 2001 encontram-se na Tabela 4-25.

Os pontos de amostragem designados por F (furos) foram ainda objecto de análises periódicas entre 2002 e 2003 no âmbito da monitorização ambiental efectuada pela EXMIN na zona da Urgeiriça e também estão representadas na Tabela 4-25.

Tabela 4-25: Resultados das análises radiológicas nos pontos amostrados (Exmin, 2003).

Ano	ID	U (ppb)	U (ppb)	Ra (Bq/L)	Ra (Bq/L)	⁶ U (Bq/L)	Ra (Bq/L)
		1. ^a Camp.	2. ^a Camp.	1. ^a Camp.	2. ^a Camp.	Média	Média
2001	P ₁₇	57	143,5	0,2547	0,4662	2,529	0,360
	P ₁₈	0,5	3,8	0,162	0,242	0,054	0,202
	P ₁₉	0,9	4,2	0,048	0,020	0,064	0,034
	P ₂₀	0,5	0,3	0,027	0,010	0,010	0,019
	P ₂₁	51	134	0,41	0,37	2,334	0,390
	P ₂₂	89	18	0,98	0,72	1,350	0,850
	P ₃₁	0,4	0,9	0,021	0,030	0,016	0,026
	P ₃₂	0,3	0,4	0,0277	0,03	0,009	0,029
	P ₃₅	212	216	0,83	0,37	5,399	0,600
2001	F ₃	6,9	1,1	0,094	0,097	0,101	0,096
	F ₄	199	146	0,856	0,862	4,352	0,859
	F ₅	14	3,7	0,209	0,265	0,223	0,237
	F ₆	2,2	1,3	0,115	0,067	0,044	0,091
	F ₇	12	4,7	0,119	0,166	0,211	0,143
	F ₈	10	5,5	0,175	0,087	0,196	0,131
	F ₉	11	8,3	0,429	0,343	0,243	0,386
2002	F ₃	2,9	3,2	0,03	0,03	0,077	0,030
	F ₄	58	56	0,03	0,03	1,438	0,030
	F ₅	8,3	8,5	0,04	0,04	0,212	0,040
	F ₆	7,0	1,5	0,04	0,06	0,107	0,050
	F ₇	21	4,4	0,03	0,04	0,320	0,035
	F ₈	5,0	2,3	0,04	0,04	0,092	0,040
	F ₉	16	4,8	0,03	0,03	0,262	0,030
2003	F ₃	1,5	----	----	----	----	----
	F ₄	46	----	----	----	----	----
	F ₅	577	----	----	----	----	----
	F ₆	2,3	----	----	----	----	----
	F ₇	7,6	----	----	----	----	----
	F ₈	3,5	----	----	----	----	----
	F ₉	7,7	----	----	----	----	----

As amostras que denotam presença ou alteração na sua composição hidroquímica devido às actividades mineiras localizam-se preferencialmente para

⁶ 1,11 Bq/L de ²³⁸U é equivalente a 44 µg/L (= 44 ppb) de ²³⁸U no equilíbrio (WISE, 2004).

jusante da escombreira da Barragem Velha, o que pode indicar que os fluxos hidrodinâmicos ocorrem predominantemente no sentido NW - SE (Exmin, 2003).

Os pontos de amostragem encontram-se representados na figura seguinte de acordo com a classificação feita pela EXMIN em dois grupos, em que um grupo representa o fundo natural e portanto não tem influência da actividade mineira, e outro grupo representa a contaminação com influência da actividade mineira.

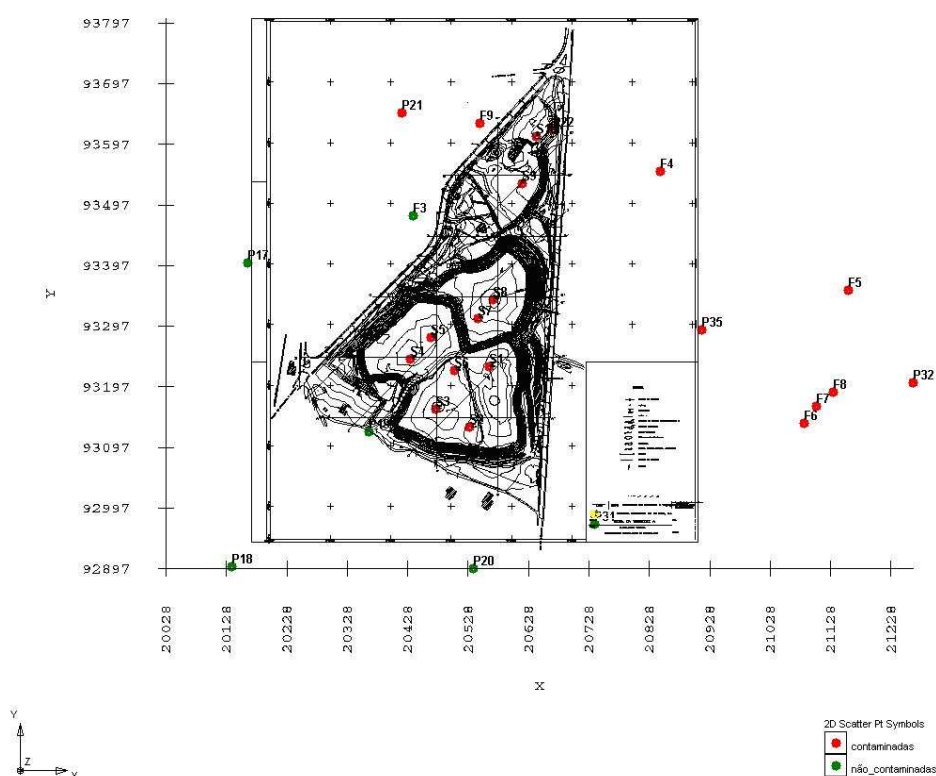


Figura 4-15: Distribuição espacial da amostragem dos pontos de água.

Dos 9 poços representados 4 estão classificados como contaminados pela actividade mineira: P₂₁, P₂₂, P₃₂, P₃₅ e dos 7 furos representados 6 estão classificados como contaminados pela actividade mineira: F₄, F₅, F₆, F₇, F₈, F₉ (Exmin, 2003). A Tabela 4-26 representa a média, o desvio padrão e os valores mínimo e máximo para cada um dos grupos de amostras classificadas como contaminadas pela actividade mineira.

Tabela 4-26: Média, desvio padrão, máximo e mínimo das duas campanhas de amostragem em poços e furos em 2001 (Exmin, 2003).

(Bq/L)	Poços - U	Poços - Ra	Furos - U	Furos - Ra
Média	2,27	0,47	0,88	0,31
Desvio padrão	2,29	0,35	1,70	0,29
Mínimo	0,009	0,029	0,09	0,88
Máximo	5,4	0,85	4,35	0,86

Para a exploração do modelo só têm interesse os pontos de água a jusante da BV, uma vez que partimos do pressuposto de que as contaminações têm origem na escombreira da BV. Em Exmin (2003) é referido que no interior da barragem o sentido do escoamento ocorre preferencialmente de NW para NE na parte superior e de SW para NE na parte inferior, o que está de acordo com pressuposto anterior pois os pontos de água a montante não podem ser contaminados pela escombreira da BV uma vez que os fluxos hidrodinâmicos ocorrem precisamente na direcção contrária.

Dos poços contaminados, um situa-se a montante (P_{21}) e um na fronteira da BV (P_{22}); dos furos contaminados apenas um se situa a montante (F_9) da BV. A jusante encontram-se localizados 2 poços (contaminados) P_{32} e P_{35} e 5 furos (contaminados) F_4 , F_5 , F_6 , F_7 , F_8 . Na Tabela 4-27 estão representados os valores médios da actividade em Ra e em U, nos pontos de água localizados a jusante da BV, individualizados em dois grupos (i) Poços e (ii) Furos:

Tabela 4-27: Média dos pontos de água a jusante da Barragem Velha (BV).

μ	U (Bq/L)	Ra (Bq/L)
Poços - P	2,70	0,31
Furos - F	1,01	0,29

Na exploração do modelo consideram-se ambas as situações: i) todos os pontos de água contaminados e ii) apenas os pontos de água contaminados que se situam a jusante da BV.

4.6.3 A análise dos dados

Com o objectivo de verificar a direcção preferencial das amostras contaminadas que denotam a presença da actividade mineira efectuou-se um estudo mais aprofundado das análises radiológicas resultantes da amostragem dos pontos de água. O estudo refere-se a um tratamento geoestatístico em que se recorreu a

diferentes métodos de interpolação dos valores analíticos da actividade em rádio e em urânio, incluindo a análise de variogramas direccionais. Apresentamos na tabela seguinte um conjunto de dados estatísticos sumários relativos aos resultados das análises radiológicas de todos os pontos de água amostrados.

Tabela 4-28: Síntese estatística para os RDN estudados.

RDN	Ra (Bq/L)	U (Bq/L)
N – número de amostras	26	26
μ - média	0,284	2,835
Mediana	0,137	0,204
Variância s^2	0,120	36,310
σ/μ - razão (média / desvio padrão)	1,238	2,126
Mínimo	0	0
Máximo	1,470	28,730

A simples análise desta tabela permite verificar que, em especial para o urânio, existem concentrações significativamente elevadas para os pontos de água amostrados atingindo o valor máximo a 28,73 Bq/L. No caso do rádio, a concentração média apresenta um valor razoável; no entanto, o seu máximo é significativamente elevado. As figuras seguintes representam os diversos métodos de interpolação usados no *software* GMS (*Groundwater Modeling System*) para descrever a continuidade espacial das amostras dos respectivos pontos de água.

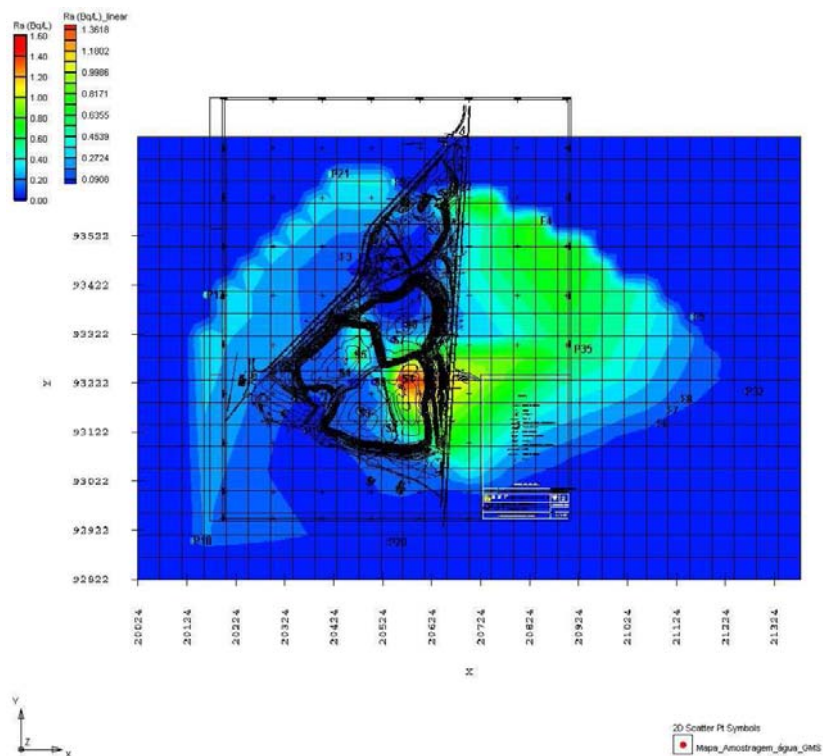


Figura 4-16: Interpolação linear - Ra (Bq/L).

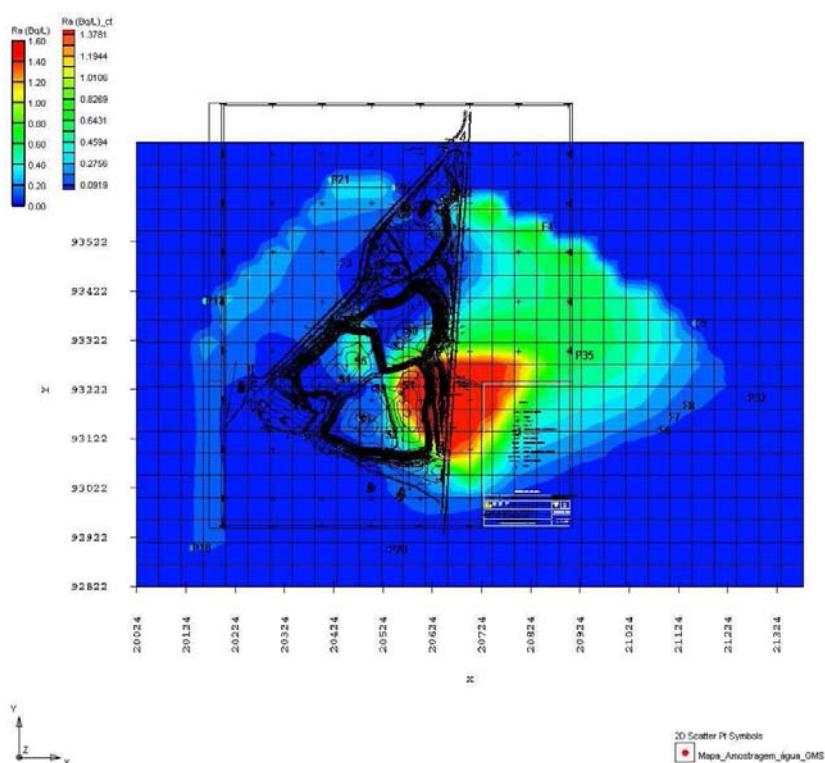


Figura 4-17: Interpolação cúbica triangular - Ra (Bq/L).

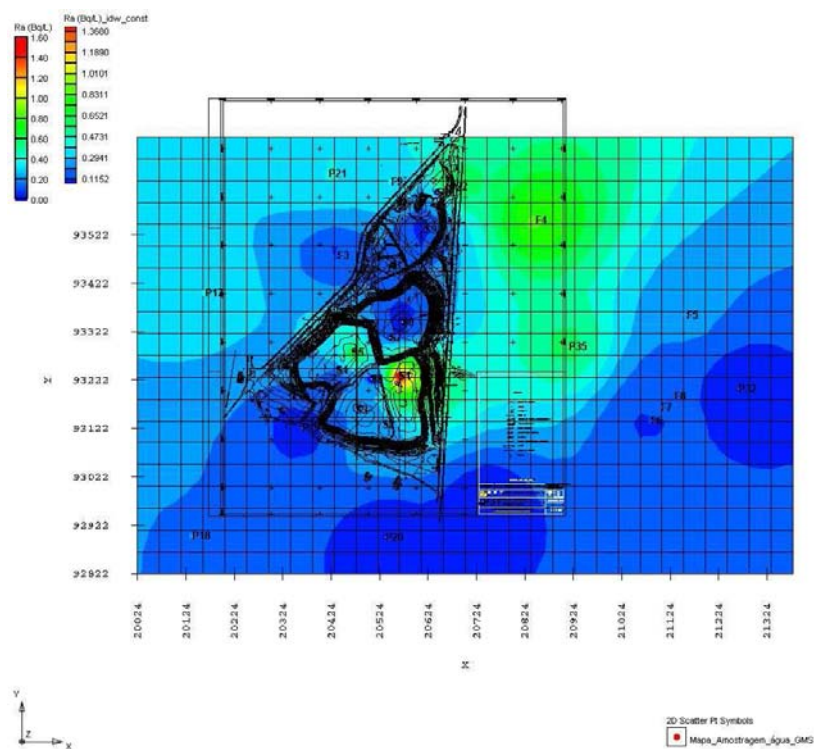


Figura 4-18: Interpolação pelo inverso da distância (função constante) - Ra (Bq/L).

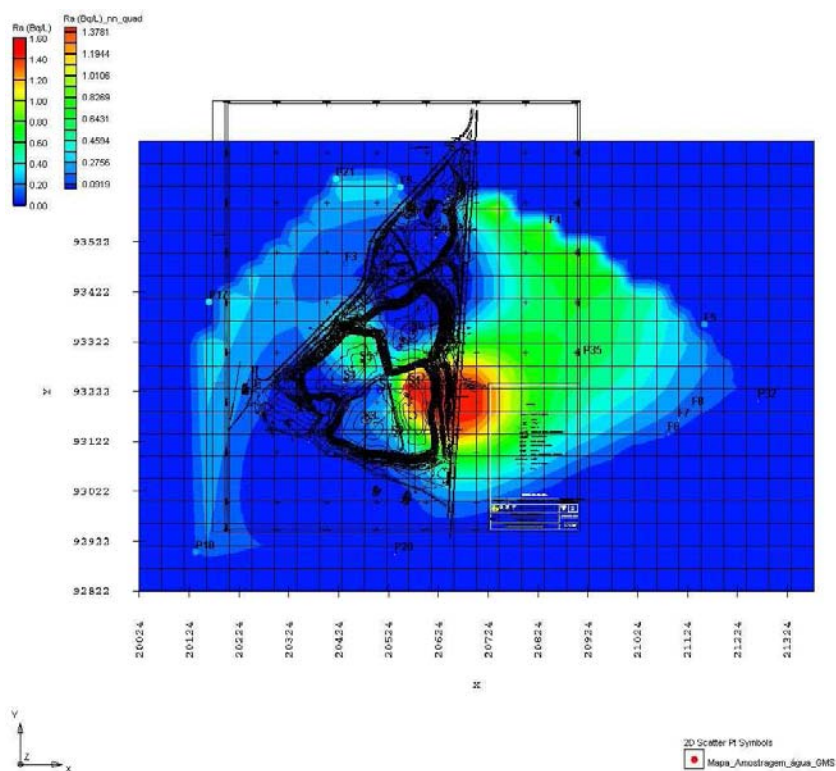


Figura 4-19: Interpolação pelo método “vizinho natural” (função quadrática) - Ra (Bq/L).

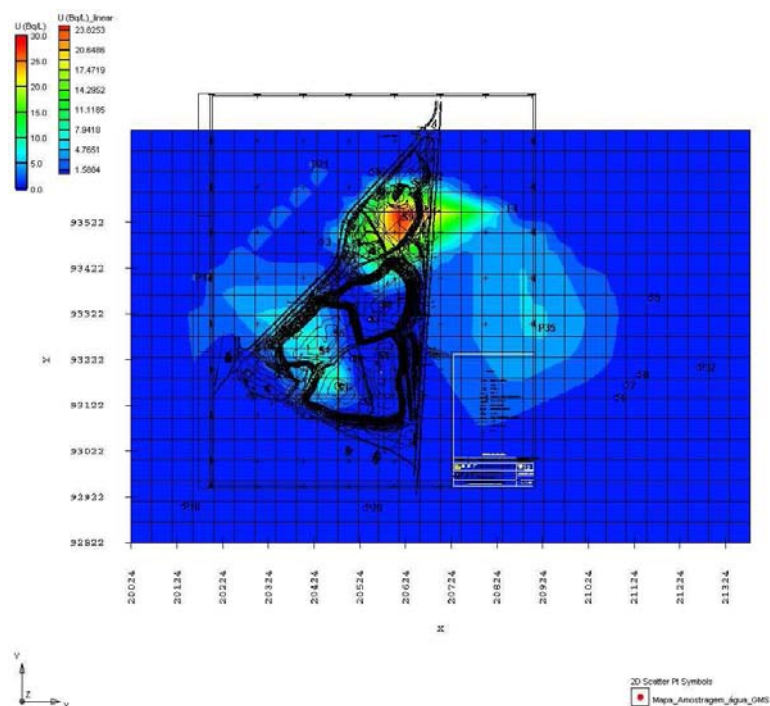


Figura 4-20: Interpolação linear - U (Bq/L).

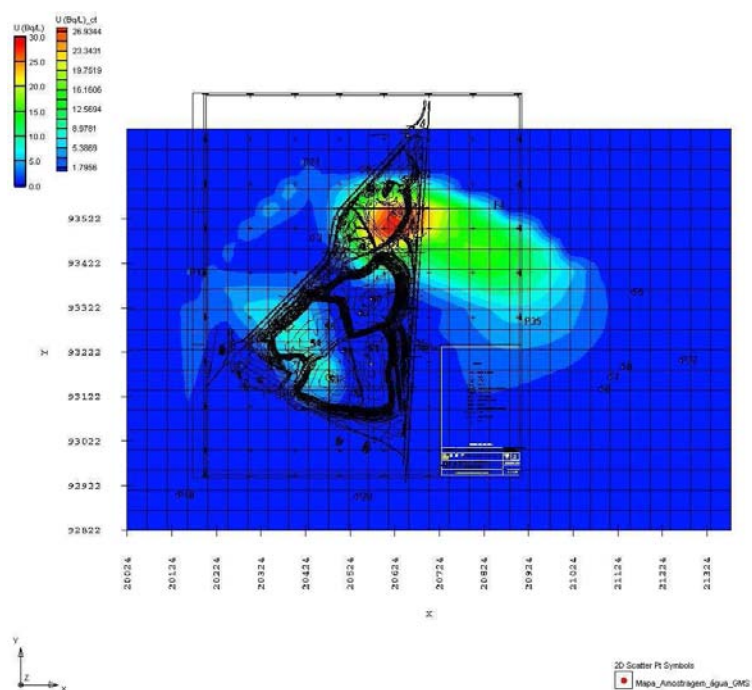


Figura 4-21: Interpolação cúbica triangular - U (Bq/L).

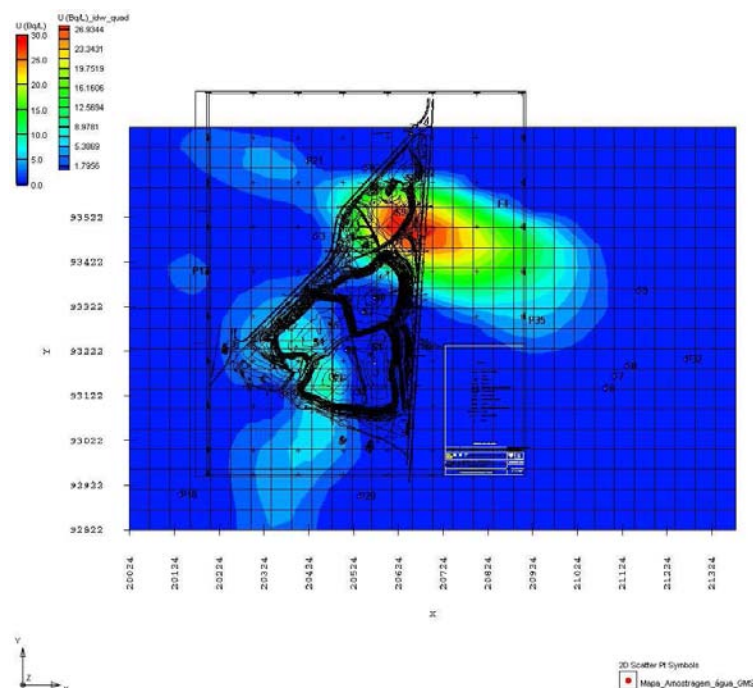


Figura 4-22: Interpolação pelo inverso da distância (função constante) - U (Bq/L).

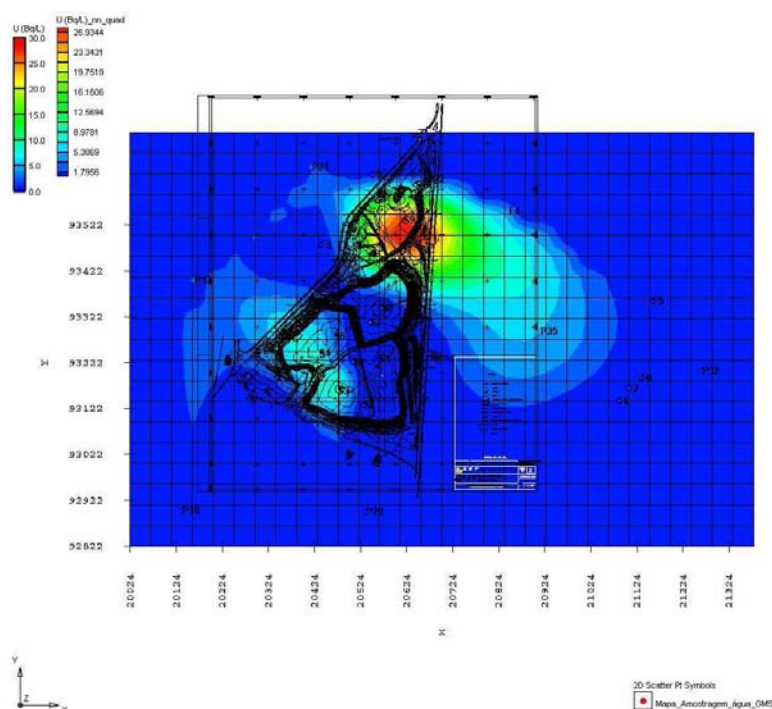


Figura 4-23: Interpolação pelo método “vizinho natural” (função quadrática) - U (Bq/L).

Procedeu-se ainda ao cálculo de variogramas experimentais e ao posterior ajuste do modelo teórico que melhor descreve cada variograma experimental, através da Krigagem ordinária. Usaram-se dois softwares diferentes para a Krigagem: *GMS* e *Surfer*. Para o conjunto de dados experimentais relativos ao RDN em estudo apenas

se ajustou um modelo teórico conforme os resultados apresentados nas figuras seguintes.

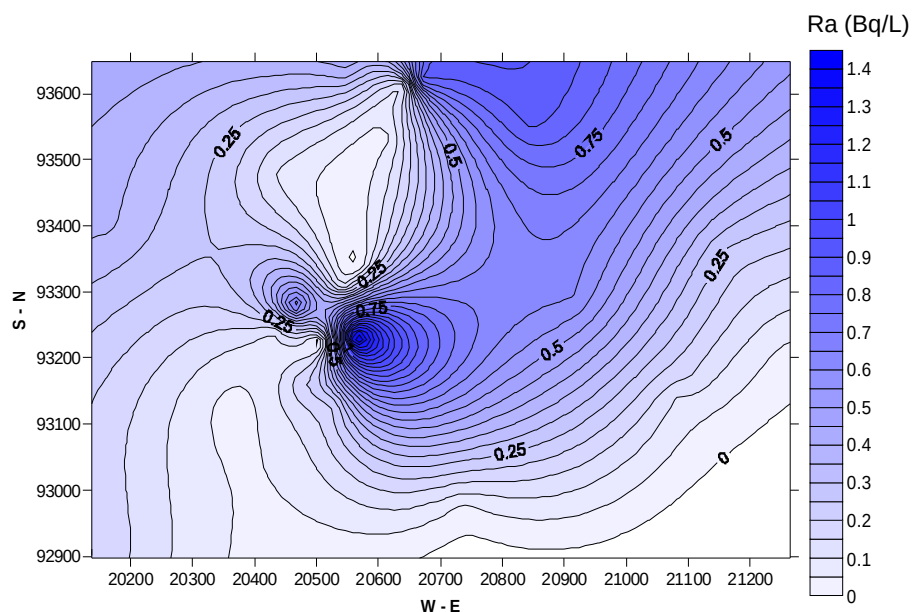


Figura 4-24: Cartografia da dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (*Surfer*).

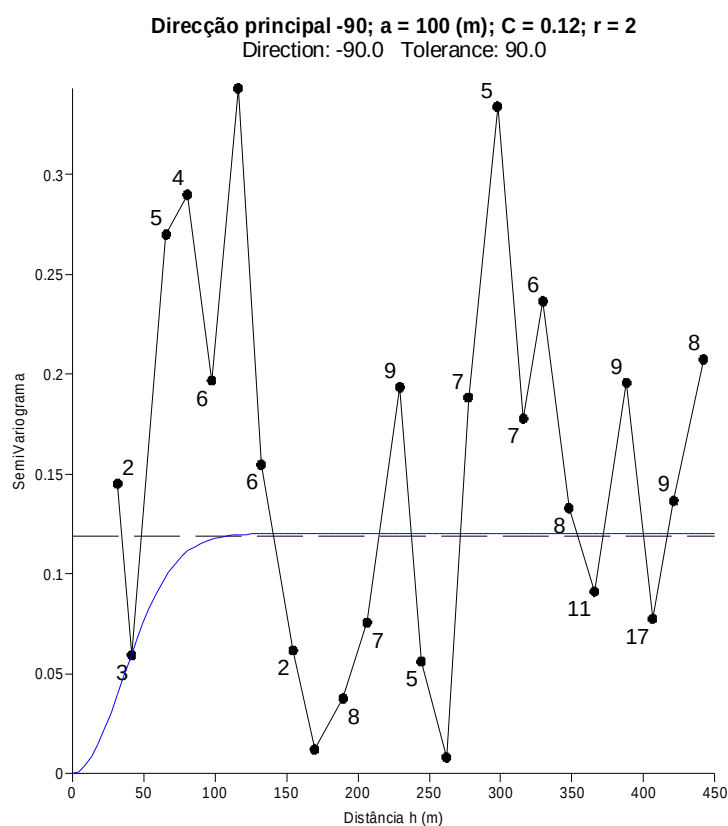


Figura 4-25: Variograma Experimental e Ajuste do Modelo Teórico (Gaussiano) (*Surfer*).

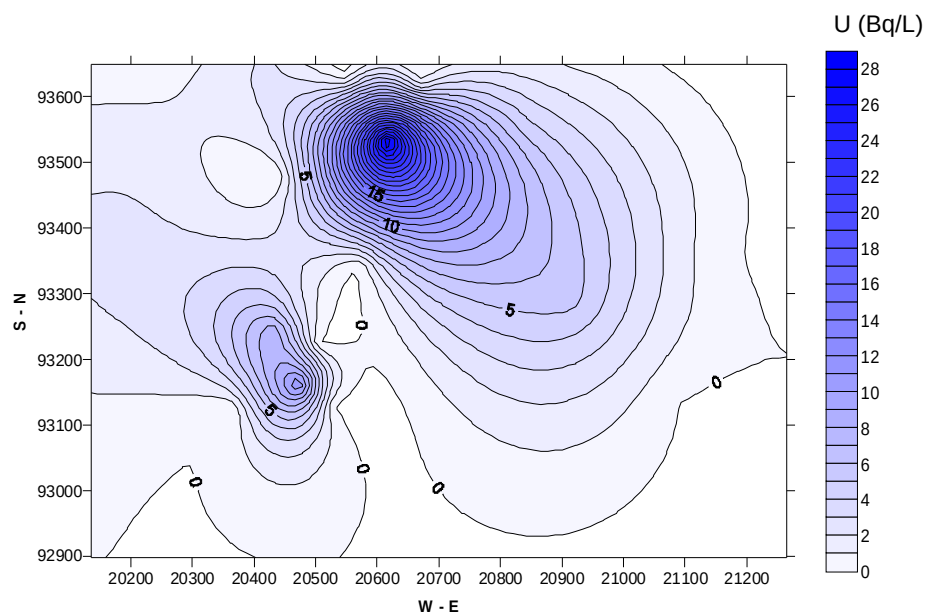


Figura 4-26: Cartografia da dispersão da contaminação em U (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (Surfer).

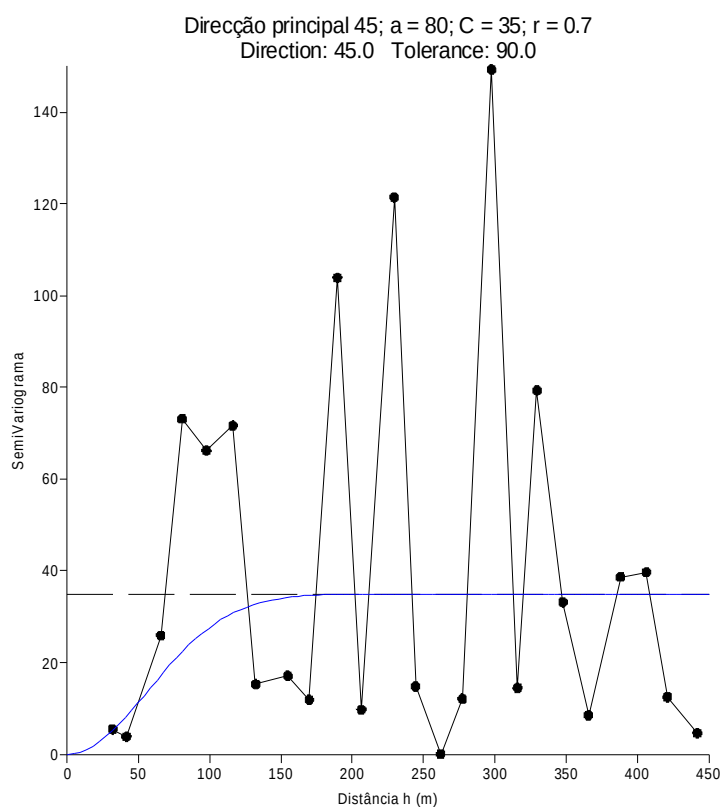


Figura 4-27: Variograma Experimental e Ajuste do Modelo Teórico (Gaussiano) (Surfer).

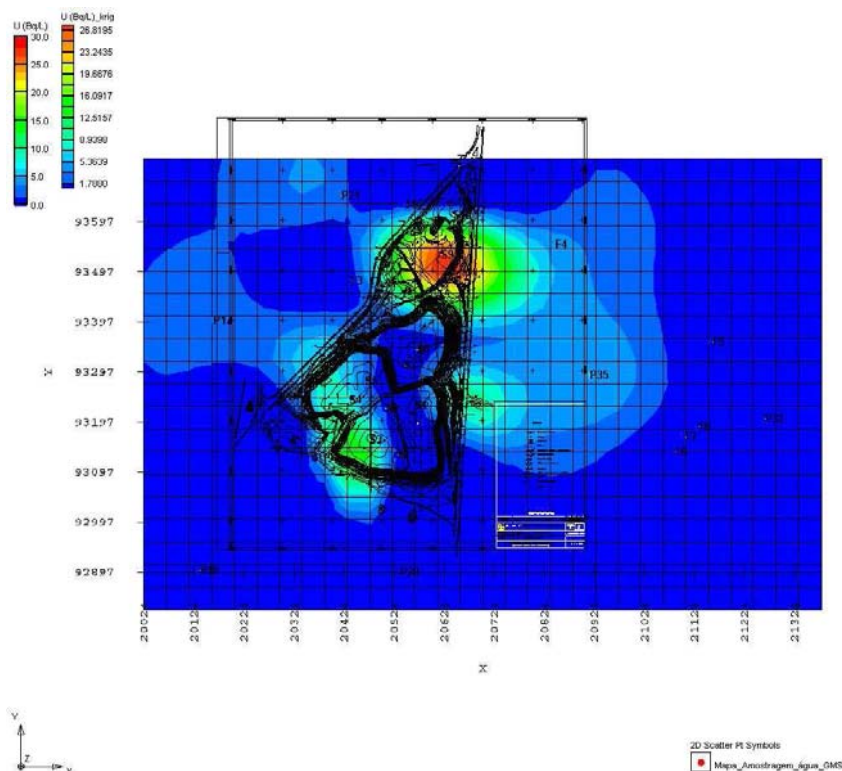


Figura 4-28: Dispersão da contaminação em U (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (Software: GMS, tolerância – 90.º).

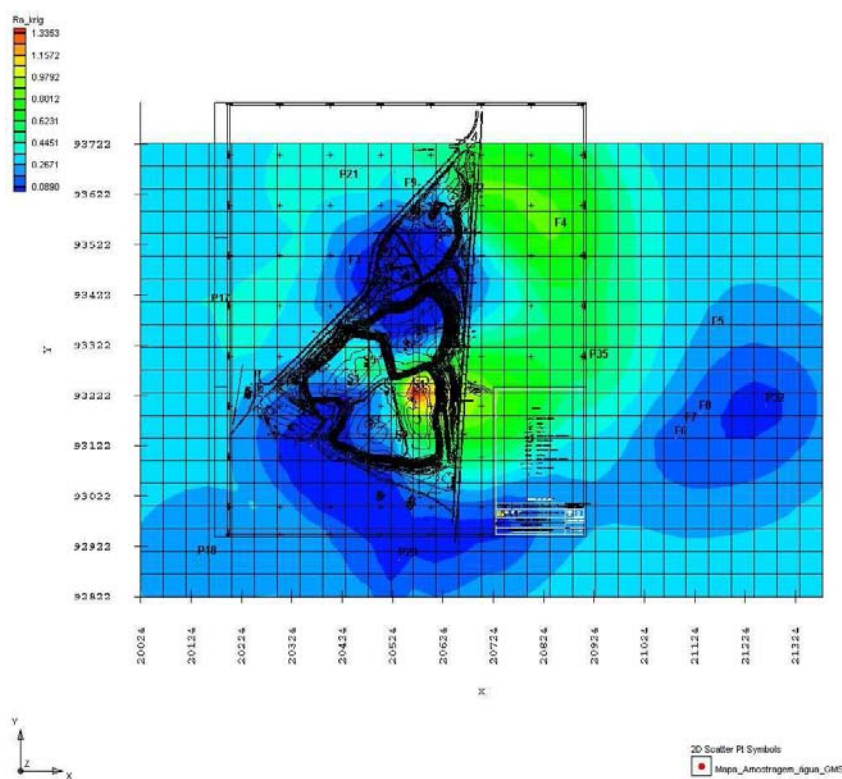


Figura 4-29: Dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (Software: GMS, tolerância – 60.º).

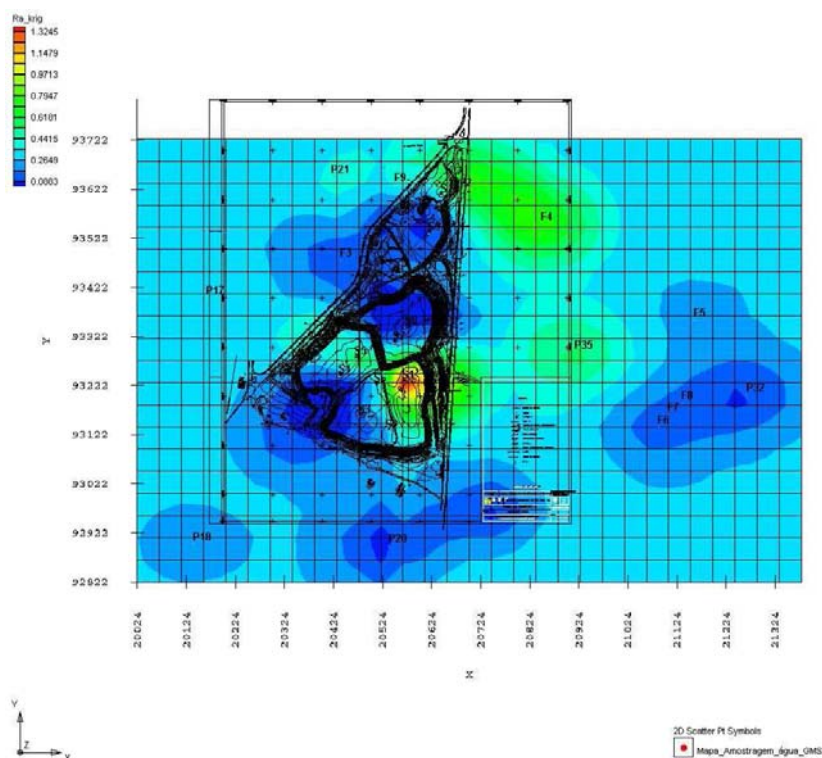


Figura 4-30: Dispersão da contaminação em Ra (Bq/L) na água subterrânea. Representação obtida por Krigagem (Software: GMS, tolerância – 45.º).

Verificou-se que em ambos os métodos existe uma concordância relativa sugerindo que a direcção SW - NE é predominante para o rádio e a direcção NW - SE é predominante para o urânio.

4.6.4 Exploração do modelo para cada ponto de água isolado

A exploração do modelo foi feita para cada ponto de água isolado considerando a distância real de cada ponto de amostragem à fronteira da BV e o valor médio das duas campanhas de amostragem representativo do valor anual da actividade. A exploração do modelo foi direccionada, numa primeira fase, para determinar a actividade na água do poço ao fim de um determinado período de tempo de simulação e numa segunda fase tentou-se determinar o período de tempo a que corresponde o valor actual obtido (média anual) nas análises radiológicas.

Podemos considerar os valores actuais correspondentes ao ano inicial (ano 0) ou como sendo o resultado da simulação ao fim de um determinado período de tempo, a que deverá corresponder ao tempo decorrido entre a deposição dos materiais na escombreira e o início da vigilância radiológica. Estipulou-se a simulação para o período de 10, 20, 30 e 50 anos.

A fonte é considerada pontual e a libertação de RDN na água subterrânea é contínua e constante no tempo. No transporte subterrâneo, considerou-se que os RDN dissolvidos estão em equilíbrio com os RDN adsorvidos pelos sólidos da formação do aquífero e o decaimento ocorre progressivamente tanto para os RDN dissolvidos como para os RDN adsorvidos.

4.6.4.1 Pontos de água contaminados

O poço P₂₂ situa-se na fronteira da BV, pelo que a distância à fronteira seria nula. No entanto, fez-se a simulação considerando que este ponto de água se situa próximo da fronteira (40 m). O mesmo se passa com o P₁₉ que também se situa na fronteira da BV mas como não se encontra contaminado, não se considerou este ponto de água na simulação.

Os pontos de água, P₁₈, P₂₀ e P₃₁ não são afectados pela contaminação de BV porque não estão localizados na direcção do fluxo hidrodinâmico o que está de acordo com as baixas concentrações em rádio e em urânio medidas nestes pontos de água. Os pontos de água isolados que se situam a jusante da barragem correspondem aos pontos de água que supostamente estão contaminados devido à BV. Os pontos que se encontram nesta situação são P₃₂, P₃₅, F₄, F₅, F₆, F₇ e F₈.

Os pontos de amostragem F₉, P₂₁ e P₁₇, apesar de incluídos na simulação, situam-se a montante da BV, ou seja, na direcção oposta à do fluxo hidrodinâmico.

Tabela 4-29: Valores médios anuais para cada ponto de água amostrado.

ID	x (m)	U (Bq/L)	Ra (Bq/L)
P ₂₂	40	1,35	0,85
F ₉	44	0,24	0,39
P ₂₁	167	2,30	0,39
F ₄	167	4,30	0,86
P ₃₅	244	5,35	0,60
P ₁₇	278	2,50	0,36
F ₆	467	0,04	0,091
F ₇	489	0,21	0,14
F ₈	522	0,19	0,13
F ₅	533	0,22	0,24
P ₃₂	600	0,009	0,029

Tabela 4-30: Exploração do modelo para cada ponto de amostragem referente ao horizonte temporal de 10, 20, 30 e 50 anos (actividade em Bq/L).

ID	x (m)	U(10)	Ra(10)	U(20)	Ra(20)	U(30)	Ra(30)	U(50)	Ra(50)
P ₂₂	40	0,6	0,90	1,3	2	2	3	3	5
F ₉	44	0,6	0,9	2	1,8	1,8	3	3	5
P ₂₁	167	0,5	0,4	1,1	0,9	1,7	1,4	2	2,3
F ₄	167	0,5	0,4	1,1	0,9	1,7	1,4	2	2,3
P ₃₅	244	0,5	0,3	1	0,6	0,9	1,6	2,7	1,5
P ₁₇	278	0,5	0,25	1	0,5	1,5	0,75	2,7	1,2
F ₆	467	0,5	0,09	1	0,18	1,5	0,26	2,4	0,42
F ₇	489	0,5	0,07	1	0,15	1,5	0,22	2,5	0,38
F ₈	522	0,5	0,06	1	0,12	1,5	0,2	2,5	0,3
F ₅	533	0,5	0,06	1	0,12	1,5	0,18	2,3	0,3
P ₃₂	600	0,45	0,04	0,9	0,08	1,4	0,12	2,3	0,19

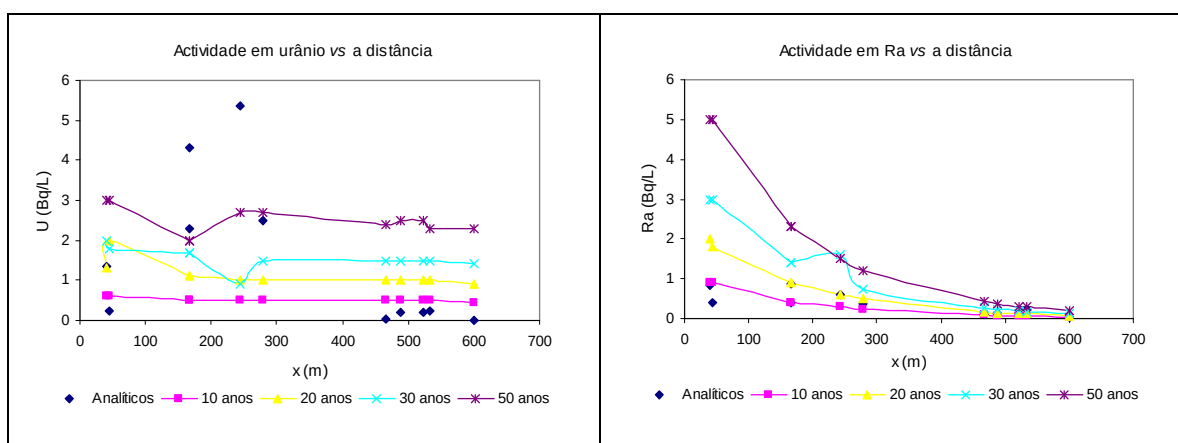


Figura 4-31: Comparação dos dados analíticos com os resultados do modelo para os diferentes horizontes temporais considerados.

Comparando os valores analíticos com os resultados obtidos para cada uma das explorações verifica-se que, no caso do urânio, não há uma correspondente variação da actividade com a distância: os resultados do modelo apresentam uma ligeira diminuição da concentração em urânio com a distância enquanto que os dados analíticos revelam uma acentuada diminuição deste parâmetro após um aumento acentuado também. Contrariamente, no caso do rádio, existe um padrão de variação bastante semelhante entre os dados analíticos e os resultados do modelo: verifica-se uma diminuição acentuada da concentração em rádio com a distância.

Tentou-se verificar se existe uma associação entre a distância ao ponto de amostragem e a actividade verificada nesse mesmo ponto de amostragem, mas apenas para os pontos de água que se localizam a jusante da BV (P_{17} , P_{21} , P_{22} , P_{35} , P_{32} , F_4 , F_5 , F_6 , F_7 , F_8 , F_9). Para tal, começou-se por determinar o coeficiente de correlação entre a distância, x (m) e a actividade dos RDN (urânio e rádio) verificada no ponto de amostragem considerado, tanto para os dados analíticos como para os dados resultantes da exploração do modelo para diferentes horizontes temporais (10, 20, 30, e 50 anos).

Tabela 4-31: Coeficiente de correlação (r) entre a distância e a actividade no ponto amostrado.

	r	
	x (m) vs U (Bq/L)	x (m) vs Ra (Bq/L)
Dados analíticos	- 0,67	- 0,96
$t = 10$ anos	- 0,76	- 0,93
$t = 20$ anos	- 0,86	- 0,93
$t = 30$ anos	- 0,35	- 0,96
$t = 50$ anos	- 0,93	- 0,39

Consultando uma tabela para coeficientes de correlação, para um número de graus de liberdade igual a $v = n - 2 = 6$ ($n = 8$ pares de variáveis e 2 variáveis, x e y) e uma variável independente (x), o valor correspondente é 0,621 para um nível de confiança de 90 %; 0,707 para um nível de confiança de 95 % e 0,834 para um nível de confiança de 99 %. Estes são os valores máximos que podem ser obtidos para o coeficiente de correlação, r , segundo o respectivo nível de confiança, devido ao acaso, quando não existe correlação entre as variáveis. Para se concluir que existe uma correlação, ao nível de confiança estabelecido, o valor calculado r deve ser superior ao valor tabelado. Assim, verifica-se que apenas para o resultado referente ao período de 50 anos no caso do rádio e para o resultado referente ao período de 30 anos no caso do urânio, o valor de r calculado não é superior ao valor tabelado para os níveis de confiança considerados. De todos os casos, o que apresenta melhor correlação da distância com a actividade, para ambos os RDN, é o que corresponde ao período de 20 anos com um nível de confiança de 99 %.

Tentou-se ainda estabelecer uma relação funcional entre a distância ao ponto de amostragem e a actividade verificada nesse ponto, através de uma análise de regressão. Consideramos a distância x (m) a variável independente e a actividade em U (Bq/L) ou em Ra (Bq/L), a variável dependente. Os resultados são apresentados por

ordem crescente da distância do ponto de água amostrado à fronteira da BV, sendo este um dado de entrada para a simulação do modelo.

Nas figuras seguintes estão representadas as curvas que melhor se ajustam quer aos dados analíticos, em função da distância entre o ponto de amostragem e a BV; quer aos valores obtidos no modelo, também em função da mesma distância, mas referente aos períodos de tempo estipulados inicialmente: 10, 20, 30 e 50 anos. Os pontos de amostragem a montante da BV não foram considerados.

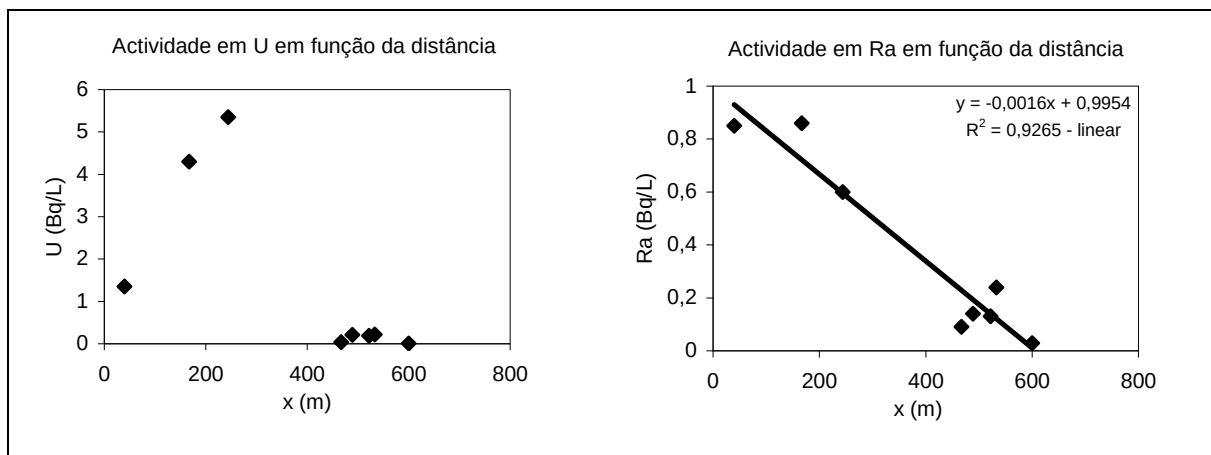


Figura 4-32: Linhas de tendência para os dados analíticos (U e Ra) em função da distância.

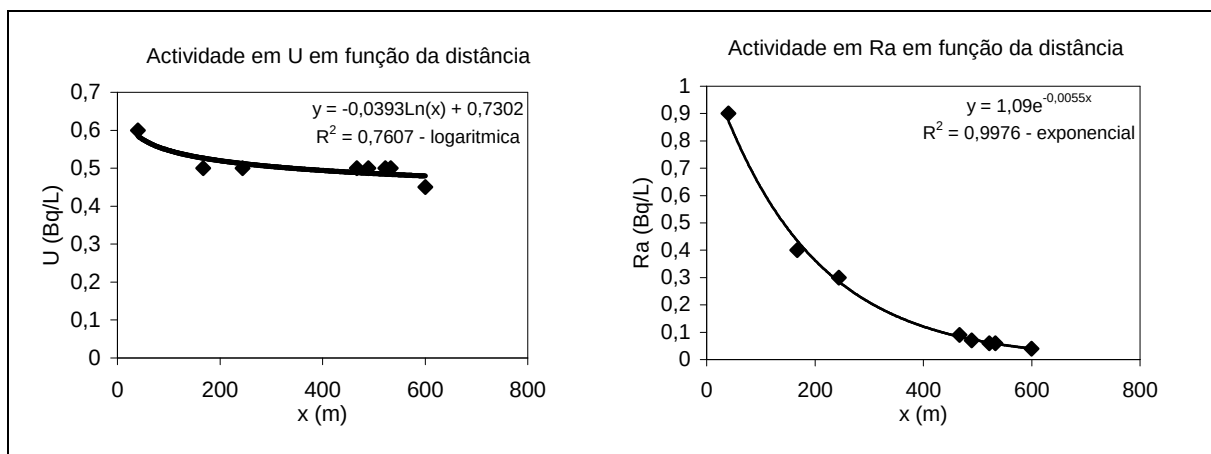


Figura 4-33: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 10 anos.

No primeiro gráfico da Figura 4-32 não foi possível ajustar uma linha de tendência dada a variabilidade dos valores da concentração de urânio nestes pontos. O mesmo se poderia aplicar ao primeiro gráfico da Figura 4-35 e da Figura 4-36 dada a fraca correlação obtida ($R^2 = 0,4961$ e $R^2 = 0,277$, respectivamente).

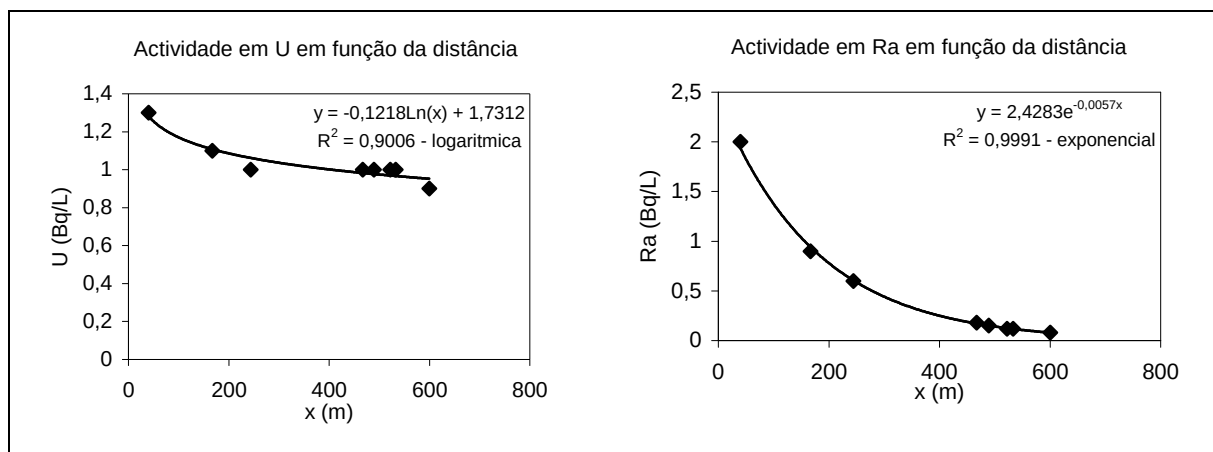


Figura 4-34: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 20 anos.

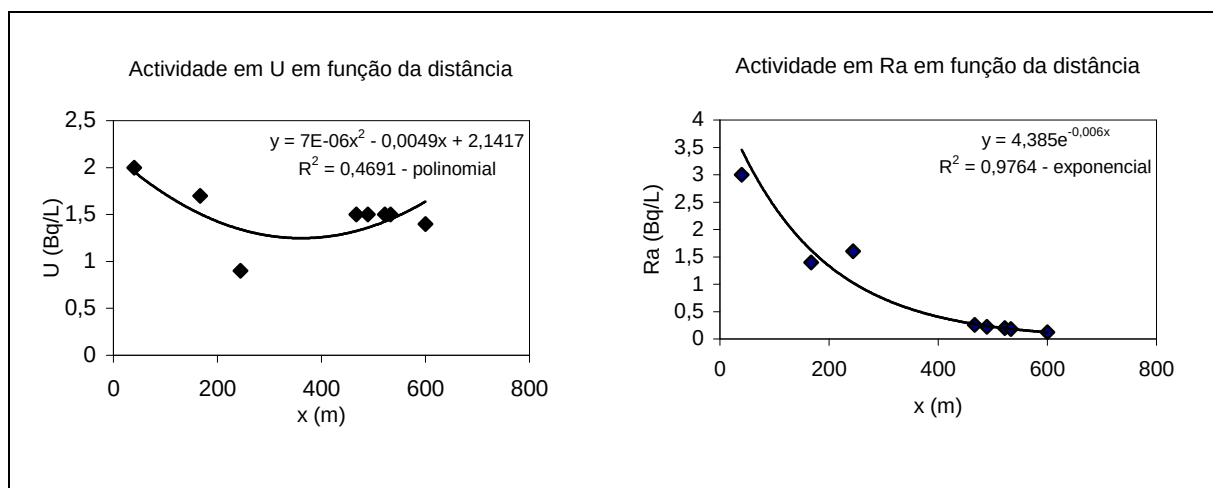


Figura 4-35: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância, para o horizonte temporal de 30 anos.

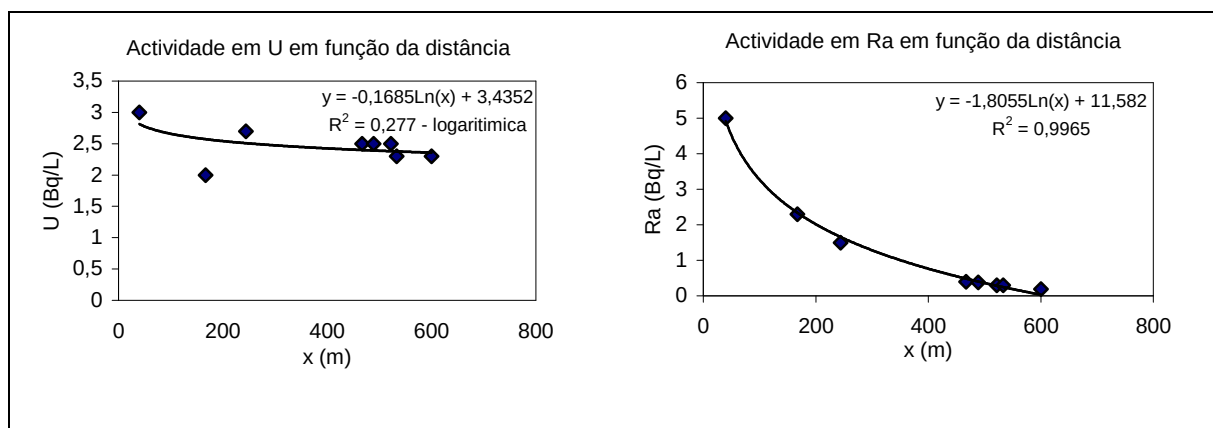


Figura 4-36: Linhas de tendência para os resultados do modelo (U e Ra) em função da distância para o horizonte temporal de 50 anos.

Determinou-se ainda o intervalo de confiança da curva ajustada para cada caso: através da curva ajustada estimou-se o valor médio de y (actividade média em urânio ou em rádio) para diferentes valores de x (distância entre o ponto de amostragem e a fronteira da BV).

Apenas apresentamos o caso em que se conseguiu o melhor ajuste da curva para ambos os RDN, ou seja, os resultados para o tempo de simulação de 20 anos. As figuras seguintes representam os resultados obtidos para o urânio e para o rádio.

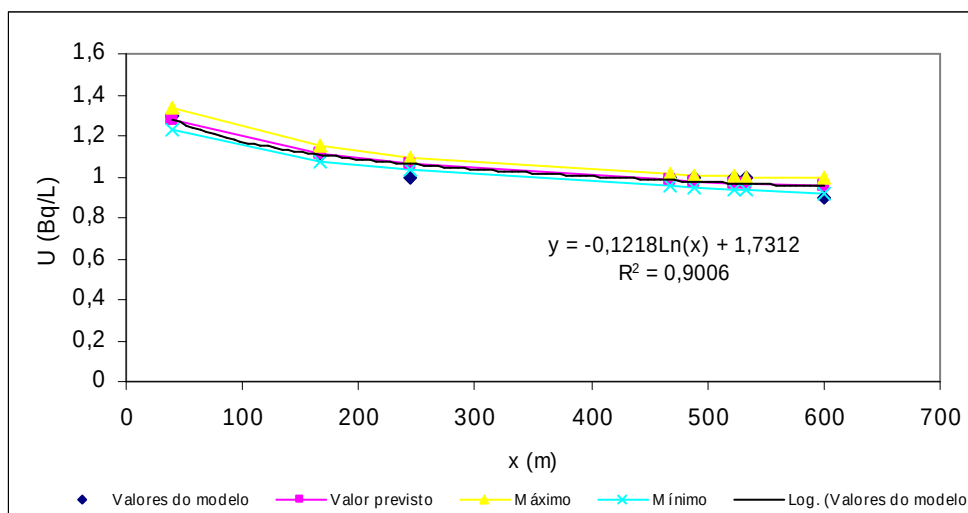


Figura 4-37: Intervalo de confiança para a recta ajustada aos resultados do modelo (U) para o tempo de simulação de 20 anos.

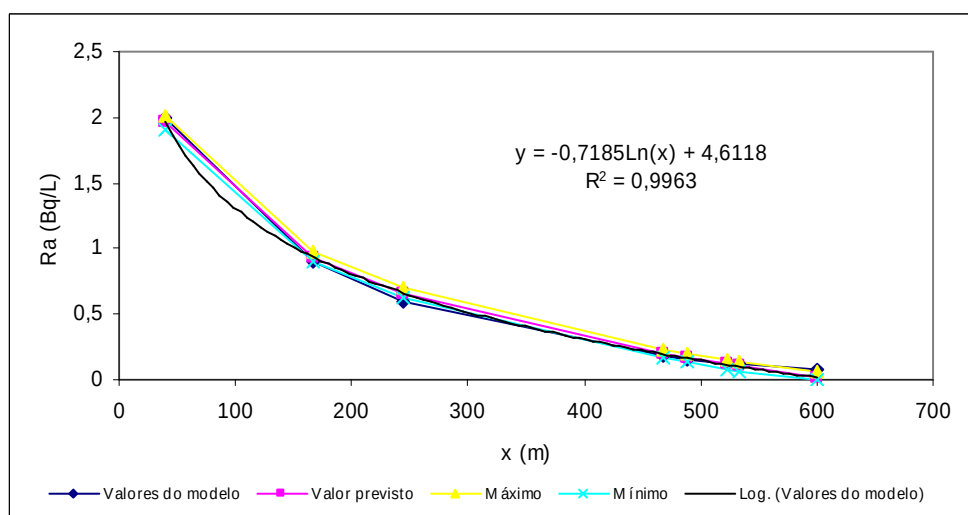


Figura 4-38: Intervalo de confiança para a recta ajustada aos resultados do modelo (Ra) para o tempo de simulação de 20 anos.

Determinou-se ainda o intervalo de confiança para a média de cada conjunto de dados, ou seja, o intervalo centrado na média e cuja amplitude do intervalo é $\mu \pm$ o valor do limite de confiança. Para um nível de confiança 90 %, a média de cada grupo de dados encontra-se compreendida entre os seguintes intervalos:

Tabela 4-32: Intervalo de confiança centrado na média dos valores de cada grupo de dados.

Parâmetro	Média, μ
x	382,75 $\pm$ 118,54
U	1,459 $\pm$ 1,244
Ra	0,368 $\pm$ 0,202
U (10)	0,506 $\pm$ 0,024
Ra (10)	0,240 $\pm$ 0,173
U (20)	1,038 $\pm$ 0,069
Ra (20)	0,519 $\pm$ 0,387
U (30)	1,500 $\pm$ 0,179
Ra (30)	0,873 $\pm$ 0,607
U (50)	2,475 $\pm$ 0,172
Ra (50)	1,296 $\pm$ 0,974

O intervalo de variação da média dos valores analíticos está compreendido entre 0,215 e 2,70 Bq/L para o urânio e entre 0,165 e 0,570 para o rádio. No caso do urânio, os resultados médios de todos os casos de simulação estão dentro do intervalo limitado por 0,215 e 2,70. No caso do rádio excluem-se do intervalo compreendido entre 0,165 e 0,570 os resultados médios da exploração para os horizontes temporais de 30 e 50 anos.

Por último, tentou-se comparar os dados analíticos ou actuais (apenas dos pontos de amostragem situados a jusante da BV: P₂₂, F₄, P₃₅, F₆, F₇, F₈, F₅ e P₃₂) com os dados previstos no modelo de acordo com o tempo de simulação respectivo. A comparação pode ser visualizada na Figura 4-39 e na Figura 4-40 para o urânio e para o rádio, respectivamente.

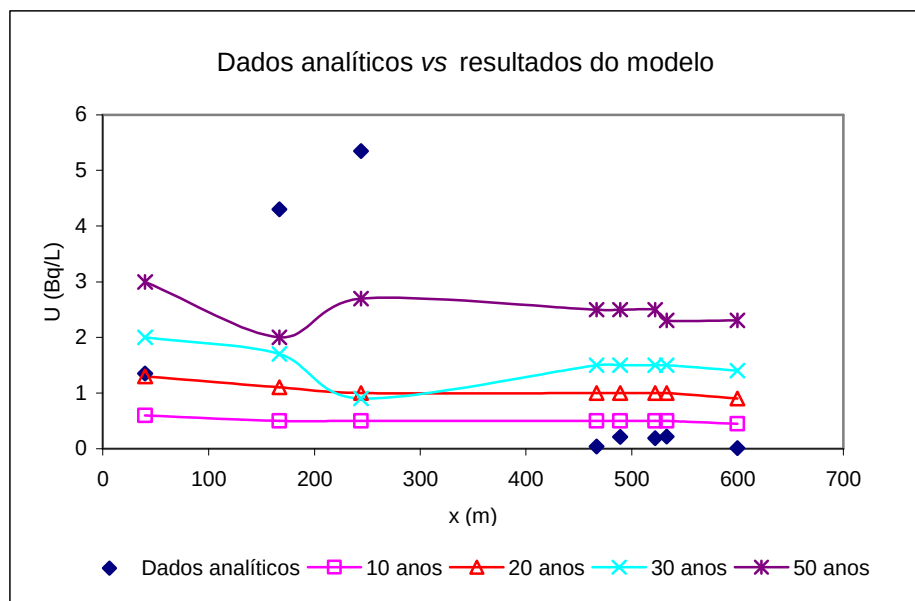


Figura 4-39: Comparação entre os dados analíticos e os do modelo referentes ao U.

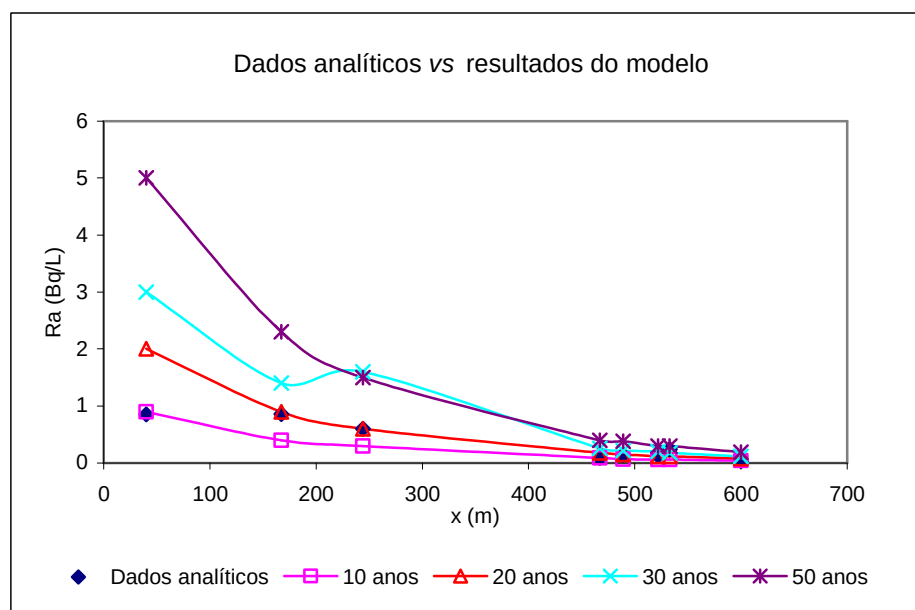


Figura 4-40: Comparação entre os dados analíticos e os do modelo referente ao ^{226}Ra .

Também neste caso não se verifica uma correspondência entre os dados analíticos e os dados do modelo para a concentração em urânio, mas para o rádio, mais uma vez, há uma correspondência nítida entre os valores analíticos e os valores do modelo resultantes da simulação para o período de 20 anos. Se compararmos a média dos valores analíticos com a média dos resultados do modelo referente a cada caso (10, 20, 30 e 50 anos), verifica-se a mesma correspondência para o rádio (20

anos) e para o urânio uma correspondência perfeita com o caso de exploração para o período de tempo de 30 anos. Isto permite concluir que os resultados da simulação efectuada ajustam-se aos dados analíticos se considerarmos os valores médios de cada grupo de dados, para um tempo de simulação entre 20 e 30 anos⁷.

Tabela 4-33: Comparação entre a média dos dados analíticos e média de cada caso de exploração (U e Ra em Bq/L).

ID	U(0)	Ra(0)	U(10)	Ra(10)	U(20)	Ra(20)	U(30)	Ra(30)	U(50)	Ra(50)
P ₂₂	1,35	0,85	0,6	0,9	1,3	2	2	3	3	5
F ₄	4,3	0,86	0,5	0,4	1,1	0,9	1,7	1,4	2	2,3
P ₃₅	5,35	0,6	0,5	0,3	1	0,6	0,9	1,6	2,7	1,5
F ₆	0,04	0,091	0,5	0,09	1	0,18	1,5	0,26	2,5	0,4
F ₇	0,21	0,14	0,5	0,07	1	0,15	1,5	0,22	2,5	0,38
F ₈	0,19	0,13	0,5	0,06	1	0,12	1,5	0,2	2,5	0,3
F ₅	0,22	0,24	0,5	0,06	1	0,12	1,5	0,18	2,3	0,3
P ₃₂	0,01	0,029	0,45	0,04	0,9	0,08	1,4	0,12	2,3	0,19
Média	<u>1,5</u>	<u>0,4</u>	0,5	0,2	1,0	<u>0,5</u>	<u>1,5</u>	0,9	2,5	1,3

4.6.4.2 Dois grupos de pontos de água contaminados (Poços; Furos)

Consideraram-se dois grupos individualizados para os pontos de água contaminados, poços e furos, independentemente da sua localização a montante ou a jusante da BV. Os resultados analíticos encontram-se representados na Tabela 4-34 e na Tabela 4-35, respectivamente.

Tabela 4-34: Média anual (μ) da actividade para cada poço amostrado.

ID	U (ppb)		μ (Bq/L)	Ra (Bq/L)		μ (Bq/L)
	1. ^a Camp.	2. ^a Camp.		1. ^a Camp.	2. ^a Camp.	
Poços						
P ₁₇	57	143,5		0,255	0,466	
P ₂₁	51	134		0,41	0,37	
P ₂₂	89	18		0,98	0,72	
P ₃₂	0,3	0,4		0,03	0,03	
P ₃₅	212	216		0,83	0,37	
μ (ppb)	81,9	102,4		0,50	0,40	
μ (Bq/L)			2,3			0,45

⁷ Exclui-se o tempo de transporte que levou à presença dos RDN na água subterrânea.

Tabela 4-35: Média anual (μ) da actividade para cada furo amostrado.

ID	U (ppb)	U (ppb)	μ (Bq/L)	Ra (Bq/L)	Ra (Bq/L)	μ (Bq/L)
Furos	1. ^a Camp.	2. ^a Camp.		1. ^a Camp.	2. ^a Camp.	
F ₄	199	146		0,856	0,862	
F ₅	14	3,7		0,209	0,265	
F ₆	2,2	1,3		0,115	0,07	
F ₇	12	4,7		0,119	0,166	
F ₈	10	5,5		0,175	0,087	
F ₉	11	8,3		0,429	0,343	
μ	41,4	28,3		0,32	0,30	
μ (Bq/L)			0,87			0,31

Considerou-se a distância média dos pontos de amostragem de cada grupo e usou-se este valor na exploração do modelo, em função do período de tempo necessário para obter resultados semelhantes aos resultados médios analíticos.

Tabela 4-36: Distância média dos poços e furos contaminados referente à fronteira da BV.

Poços	(m)	Furos	(m)
P ₁₇	278	F ₄	167
P ₂₁	167	F ₅	533
P ₂₂	44	F ₆	467
P ₃₂	600	F ₇	489
P ₃₅	244	F ₈	522
		F ₉	44
Média	266,6	Média	370,33

Tabela 4-37: Exploração do modelo em função do período de tempo necessário para obter resultados equivalentes aos das análises radiológicas.

Poços	U	Tempo (anos)	Ra	Tempo (anos)
Média anual (Bq/L)	2,3	44	0,45	12
Furos				
Média anual (Bq/L)	0,87	17	0,31	19

4.6.4.3 Um só grupo de pontos de água contaminados (Poços + Furos).

A exploração do modelo foi feita considerando um só grupo de pontos de amostragem contaminados (poços e furos). Como resultado obtemos um ponto médio de amostragem cuja distância à fronteira da BV é o resultado da média da distância de

todos os pontos de amostragem considerados nesta exploração. A respectiva actividade deste ponto é a média da actividade entre os poços e furos contaminados. A distância média é cerca de 320 m e a concentração média em rádio e em urânio é 0,38 e 1,6 Bq/L, respectivamente, de acordo com a representação na Tabela 4-38.

Tabela 4-38: Média anual da actividade de todos os pontos de água contaminados.

ID	U (ppb)		μ (Bq/L)	Ra (Bq/L)		μ (Bq/L)
	1. ^a Camp.	2. ^a Camp.		1. ^a Camp.	2. ^a Camp.	
Poços	81,9	102,4	2,3	0,50	0,40	0,45
Furos	41,4	28,3	0,87	0,32	0,30	0,31
Média			1,6			0,38

O resultado da exploração do modelo, em função do período de tempo a que correspondem valores semelhantes aos valores das análises radiológicas (valores analíticos ou valores actuais), encontra-se representado na Tabela 4-39.

Tabela 4-39: Exploração do modelo em função do período de tempo necessário para obter os valores das análises radiológicas.

Poços e Furos	U	Tempo (anos)	Ra	Tempo (anos)
Média anual (Bq/L)	1,6	30	0,38	20

4.6.4.4 Pontos de água contaminados a jusante da BV (Poços + Furos)

A exploração do modelo foi feita considerando um só grupo de pontos de amostragem contaminados (poços e furos) mas só os que se situam a jusante da BV, (P_{32} , P_{35} , F_4 , F_5 , F_6 , F_7 , F_8). A distância média entre os pontos de água contaminados localizados a jusante da BV e a sua fronteira é aproximadamente 430 m.

Tabela 4-40: Exploração do modelo para o período de tempo a que corresponde os valores médios das análises radiológicas para os pontos de água contaminados a jusante da BV.

ID	U (Bq/L)	Tempo (anos)	Ra (Bq/L)	Tempo (anos)
Poços	2,7		0,31	
Furos	0,88		0,31	
Média	1,79	38	0,31	30

Nas figuras seguintes estão representadas as linhas de tendência para estes pontos de amostragem situados a jusante da escombreira da BV.

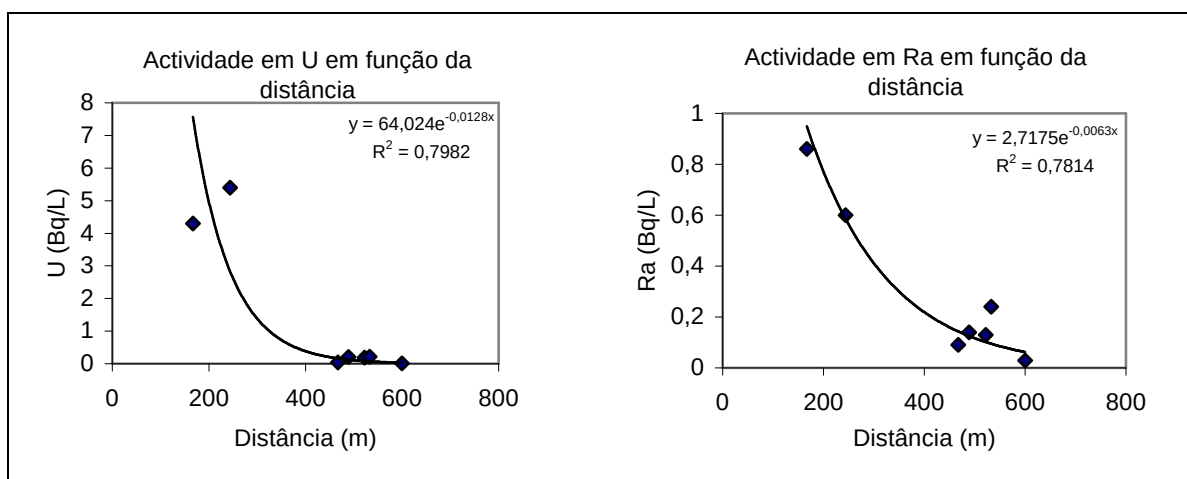


Figura 4-41: Linhas de tendência para os dados analíticos dos pontos de amostragem a jusante da BV, em função da distância.

4.6.5 A exploração do modelo para os radionuclídeos: Ra, Pb, Th e U_{total}

Para o caso em que se considerou o conjunto de todos os pontos de amostragem contaminados (poços + furos) e cujos valores médios encontram-se representados na Tabela 4-38, a Tabela 4-41 sintetiza os resultados obtidos no que se refere à concentração na água do poço (C_{wp}) para os seguintes RDN: U_{total} ($U_{234} + U_{238}$), Ra, Th e Pb, e ao transporte cumulativo destes RDN até ao poço (Q_p).

Consideramos que estamos em presença de um hipotético poço localizado a cerca de 400 m da fronteira da BV, com actividade média anual em Ra igual a 1,6 Bq/L e actividade média anual em U igual a 0,38 Bq/L. Este hipotético poço constituiu o ponto de exposição. Considerou-se ainda a presença de outros RDN na água do poço, em particular o tório e chumbo.

Tabela 4-41: Actividade na água do poço em função do tempo de simulação (Bq/L).

t (anos)	C_{wp} (Bq/L)			
	Ra	Pb	Th	U_{total}
0	0	0	0	0
1	0,01	$2,40 \times 10^{-35}$	$1,80 \times 10^{-14}$	0,05
10	0,12	$2,42 \times 10^{-34}$	$1,83 \times 10^{-13}$	0,50
100	1,23	$2,42 \times 10^{-33}$	$1,83 \times 10^{-12}$	5,04
300	3,69	$0,73 \times 10^{-33}$	$5,49 \times 10^{-12}$	15,11

Os RDN tório e chumbo, geralmente, não são transportados a distâncias significativas devido à sua tendência reactiva natural. O ^{230}Th tende a reagir

lentamente *in-situ* com a água, oxigénio e outros compostos, mas não é dissolvido rapidamente pela maioria dos ácidos, à excepção do cloreto de hidrogénio. No entanto, em soluções ácidas adequadas, mais de 50 % do ^{230}Th presente no minério pode ser dissolvido. Os compostos insolúveis do ^{230}Th incluem os hidróxidos, fluoretos e fosfatos. Os compostos solúveis incluem os cloretos, nitratos e sulfatos.

O chumbo tem uma elevada tendência para ser adsorvido pelos sedimentos do aquífero o que impede o seu transporte a grandes distâncias. Desta forma, considerou-se que os RDN mais importantes no transporte hidrológico são o U (^{238}U e ^{234}U) e o Ra. Neste caso de exploração apresentam-se os resultados para os 4 RDN estudados apesar dos parâmetros medidos nos pontos de amostragem apenas permitirem a comparação com a concentração na água do poço para o U e para o Ra.

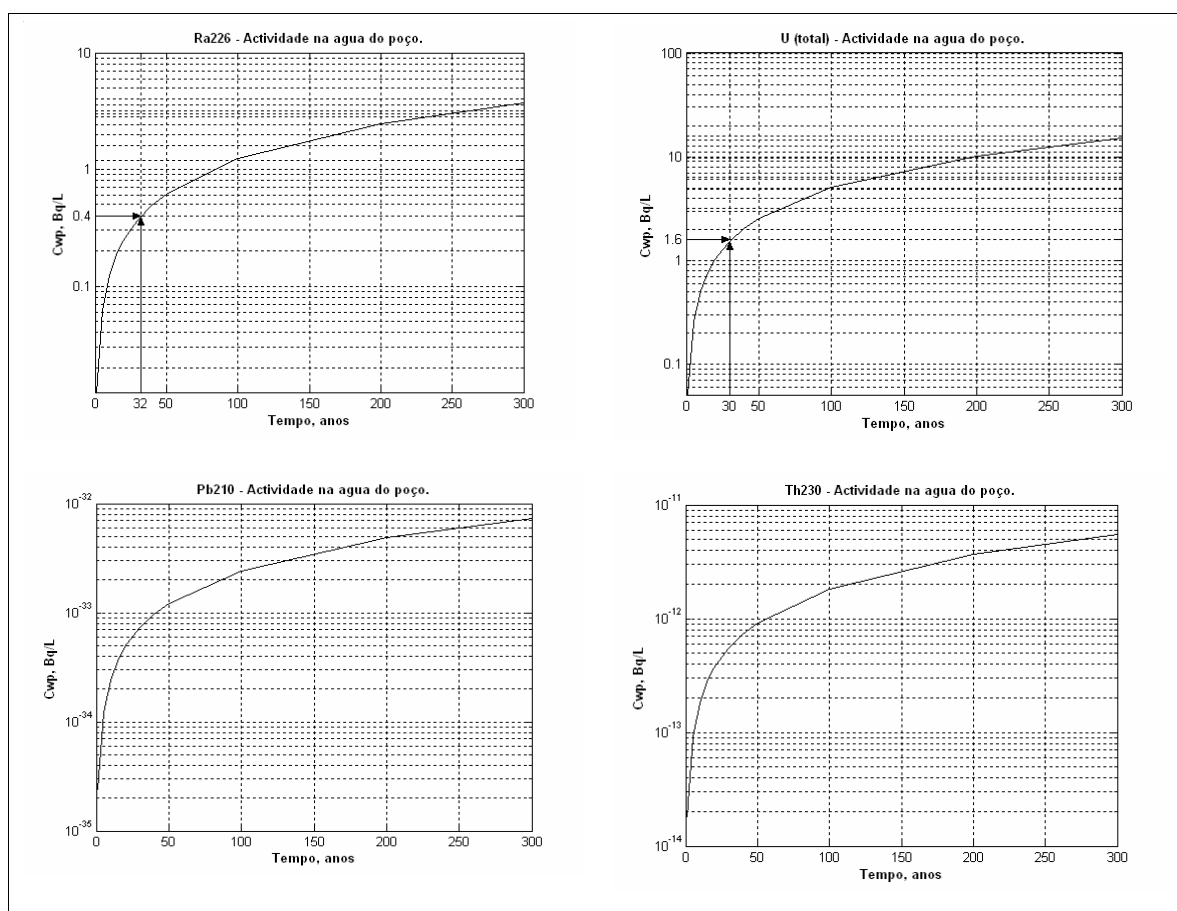


Figura 4-42: Actividade na água do poço para o ^{226}Ra , U_{total} , ^{210}Pb e ^{230}Th (Bq/L).

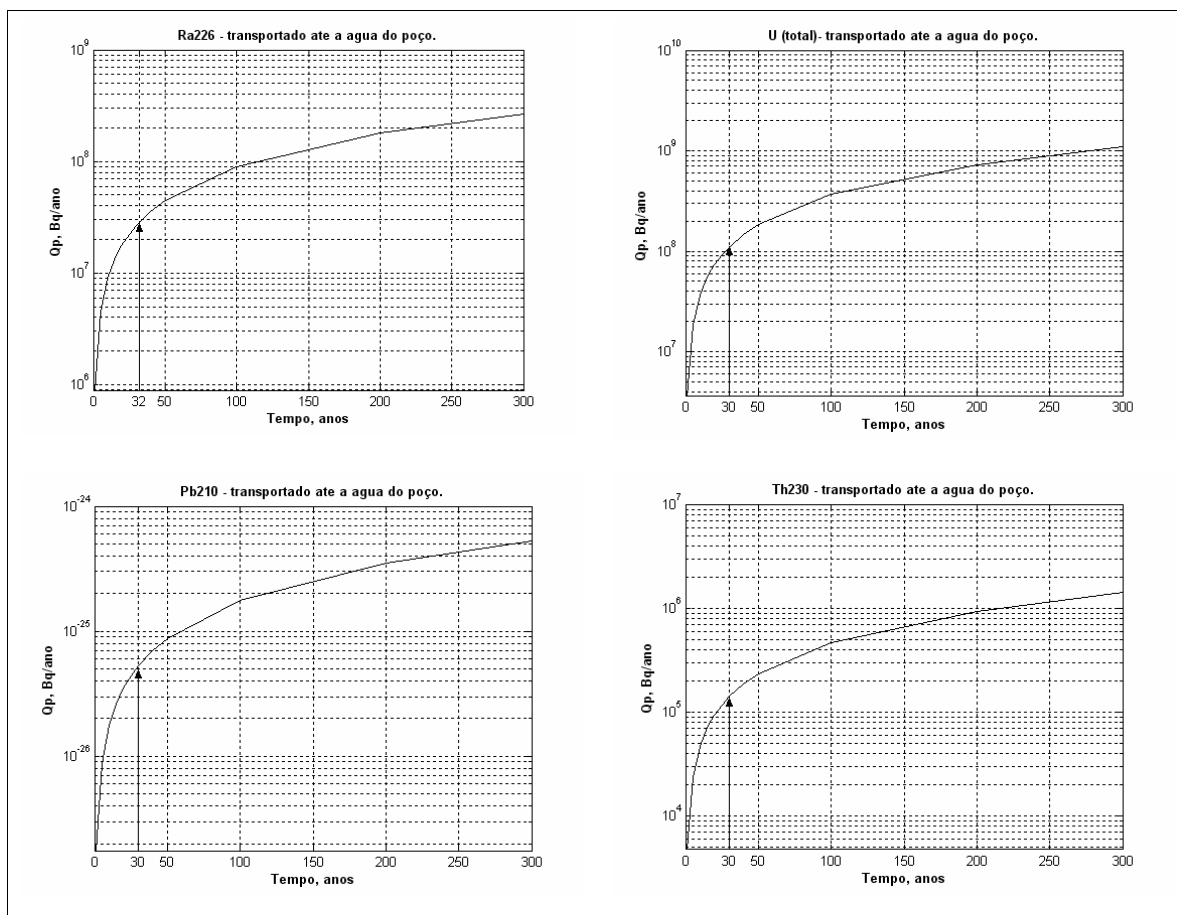


Figura 4-43: Transporte cumulativo até ao poço: ²²⁶Ra, U_{total}, ²¹⁰Pb e ²³⁰Th (Bq/ano).

Para avaliar o grau de contaminação nos diversos pontos de água amostrados, compararam-se os valores obtidos nas diversas amostras com os valores legislados. Como se partiu do pressuposto que a água proveniente dos poços pode vir a ser utilizada para rega ou como água de ingestão, usaram-se para comparação os limites admitidos nos E.U.A. e no Canadá para estes RDN, em águas de rega (Exmin, 2003).

Tabela 4-42: Valores máximos admitidos (VMA) em águas de rega (Exmin, 2003).

Elemento	VMA
U (ppb)	20 – 100
U (Bq/L)	0,505 – 2,523
Ra (Bq/L)	0,55

Relativamente à média anual das duas campanhas de amostragem, os pontos de amostragem P₂₂ e P₃₅ ultrapassam o valor máximo admitido (VMA) para o Ra (Bq/L) e P₁₇ (limite superior), P₂₁ (próximo do limite superior) P₂₂ e P₃₅ ultrapassam o limite superior de VMA para o U (Bq/L) (excede em muito o limite superior). No caso

dos furos, o ponto de amostragem F₄ ultrapassa o VMA para ambas as espécies radiológicas.

Os resultados analíticos para o urânio e para o rádio evidenciam valores semelhantes aos obtidos no modelo. O valor médio da concentração de rádio na água do poço é de 0,4 Bq/L e para o urânio total igual a 1,6 Bq/L. Estes valores são obtidos no modelo no período referente aos primeiros 30 anos da simulação, após a contaminação da água subterrânea. O valor máximo admitido para cada um destes RDN na água subterrânea, segundo a *Environmental Protection Agency (EPA)*, e o valor máximo obtido nos resultados analíticos encontram-se na Tabela 4-43. Para a água de ingestão, o nível máximo de urânio (Maximum Contaminant Level) estabelecido pela EPA é igual a 30 µg/L ou seja 0,76 Bq/L.

Tabela 4-43: Valores médios, máximos e limites da EPA para a actividade de ²²⁶Ra e de U (total) nas águas subterrâneas.

RDN	U (Bq/L)	Ra (Bq/L)
Médio	1,6	0,4
Máximo	4,3	0,86
Limite EPA (WISE, 2004)	1,11	0,55

Verifica-se que em ambos os casos, os valores máximos obtidos para cada RDN são superiores ao limite máximo admitido em águas subterrâneas para locais semelhantes ao local em estudo ou seja, explorações de urânio desactivadas (WISE, 2004). EXMIN refere que os resultados analíticos apresentaram uma elevada variabilidade sazonal (até cerca de 30 %) para estes RDN com os valores mais elevados a verificarem-se em geral, nas amostras colectadas na campanha de Novembro (Exmin, 2003).

O ponto de amostragem P₂₁ apesar de se situar a montante da BV, foi considerado como contaminado por influência da actividade mineira uma vez que apresenta um elevado valor médio de urânio (2,3 Bq/L). Dada a sua localização não é provável que a sua contaminação tenha origem directamente nos materiais da escombreira da BV. Da mesma forma, o ponto de amostragem F₉ está localizado a montante da BV e também foi incluído no grupo das amostras contaminadas pela actividade mineira.

Apesar de algumas amostras estarem incluídas no grupo das amostras não afectadas pela actividade mineira, em alguns casos, a concentração de RDN ultrapassa os valores máximos definidos na legislação para águas de rega (Exmin,

2003). No entanto, não havendo influência da actividade mineira, uma das justificações para estes valores é baseada na existência de concentrações anómalas que podem ser de origem antropogénica ou de carácter geológico sob a forma de anomalias naturais.

4.6.6 Discussão dos resultados

Foram feitas algumas simulações relativamente aos RDN em estudo para verificar a sensibilidade do modelo face à variação de alguns dos parâmetros, em particular. Os valores de entrada adoptados bem como a discussão dos resultados são apresentados a seguir.

4.6.6.1 A análise dos resultados

A concentração inicial de ^{210}Pb é de 16 200 Bq/kg, a solubilidade do Pb foi estipulada em 17 mg/L, equivalente à solubilidade do PbO. O K_d adoptado foi de 100 ml/g. A simulação foi feita para o horizonte temporal de 300 anos. O tempo de simulação é adicionado ao tempo de transporte uma vez que só haverá contaminação da água subterrânea quando o tempo da simulação exceder o tempo de transporte na vertical. Os resultados obtidos encontram-se representados na Figura 4-44.

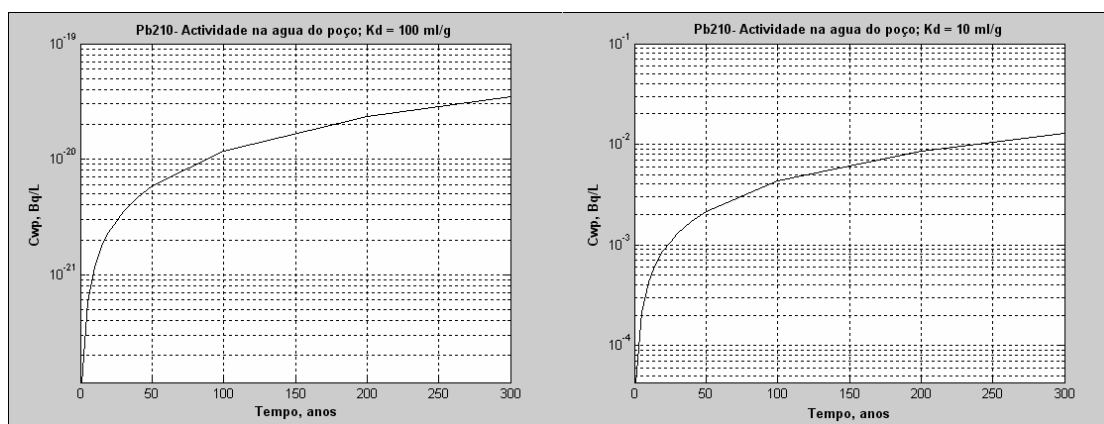


Figura 4-44: Exploração do modelo para o ^{210}Pb com $K_d = 100$ mg/l e $K_d = 10$ ml/g.

Para o horizonte temporal considerado, o Pb não migrou o suficiente para chegar ao ponto de exposição. Foi feita outra simulação com todos os parâmetros constantes, à excepção da concentração inicial que se considerou ser o dobro do caso anterior mas sem grande diferença no resultado. Para $K_d = 10$ ml/g obtiveram-se valores entre 10^{-5} e 10^{-2} Bq/L para a concentração na água do poço, dentro do

horizonte temporal considerado, no entanto o valor de $K_d = 10$ ml/g é um valor irreal, ainda que apareçam documentados na bibliografia valores de $K_d = 12$ (pH = 4) e $K_d = 60$ (pH = 6) para este RDN (Yu, 2001).

A concentração inicial (C_i) para o ^{238}U e para o ^{234}U é igual a 2 300 Bq/kg, o valor considerado para a solubilidade é de 500 mg/L e o $K_d = 46,6$ ml/g. Foi feita outra simulação alterando apenas a concentração inicial que se considerou ser o dobro do caso anterior. Adoptou-se o mesmo tempo de exploração de 300 anos.

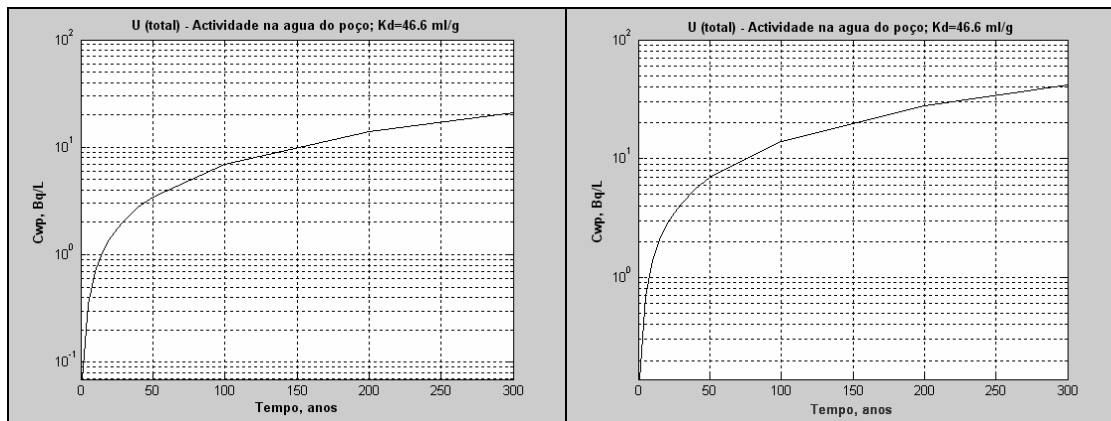


Figura 4-45: Exploração do modelo para o U_{total} com $C_i = 2300$ Bq/kg e $C_i = 4600$ Bq/kg.

Verifica-se que o urânio está presente no ponto de exposição e que ao fim de 50 anos a concentração no ponto de exposição é cerca de 2 Bq/L. No caso da simulação em que se considerou $C_i = 4600$ Bq/kg, verificou-se que para o mesmo período de tempo, a concentração aumenta até 4 Bq/L. Foi feita mais uma simulação para avaliar o efeito de um K_d mais baixo na previsão do transporte de U através da zona insaturada, $K_d = 25$ ml/g com a mesma concentração inicial de 2300 Bq/kg. Obteve-se um resultado semelhante ao caso anterior.

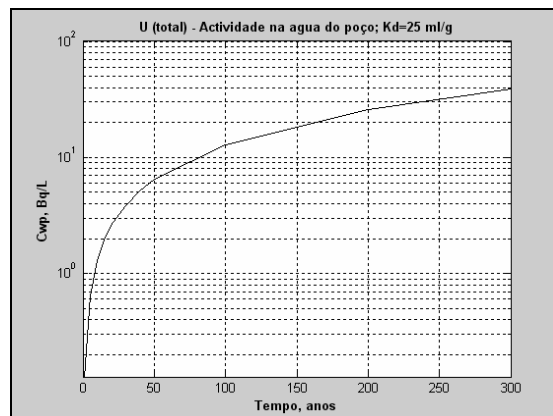


Figura 4-46: Exploração do modelo para o U_{total} com $K_d = 25$ ml/g e $C_i = 2300$ Bq/kg.

A concentração inicial de ^{226}Ra é igual a 12 900 Bq/kg, a solubilidade para este RDN foi estipulada em 36 mg/L e $K_d = 70\,000\text{ ml/g}$, calculado de acordo com o quociente entre a concentração entre a fase sólida e a fase líquida da BV. Para este valor de K_d , a concentração de rádio no ponto de exposição é nula.

Na bibliografia existem referências a diferentes valores de K_d para o rádio: 36 000 ml/g (Sheppard, 1990); 500 ml/g (NUREG, 1990) e 70 ml/g (Yu, 2001). Aos diferentes tipos de materiais sólidos também correspondem diferentes K_d para o mesmo RDN (Sheppard, 1990): areias – 500 ml/g; silts – 36 000 ml/g; argila - 9 100 e material orgânico – 2 400 ml/g. Em ambientes ácidos, nomeadamente para $2 < \text{pH} < 7$, o K_d varia entre 0 e 100 ml/g (Yu, 2001). O valor de K_d sobe para 2 400 ml/g a $\text{pH} = 7,7$. Foram feitas algumas simulações com os seguintes valores do coeficiente de distribuição: $K_d = 70$; $K_d = 100$; $K_d = 500$; $K_d = 700$; $K_d = 2\,400$; $K_d = 9\,100$ e $K_d = 36\,000\text{ ml/g}$.

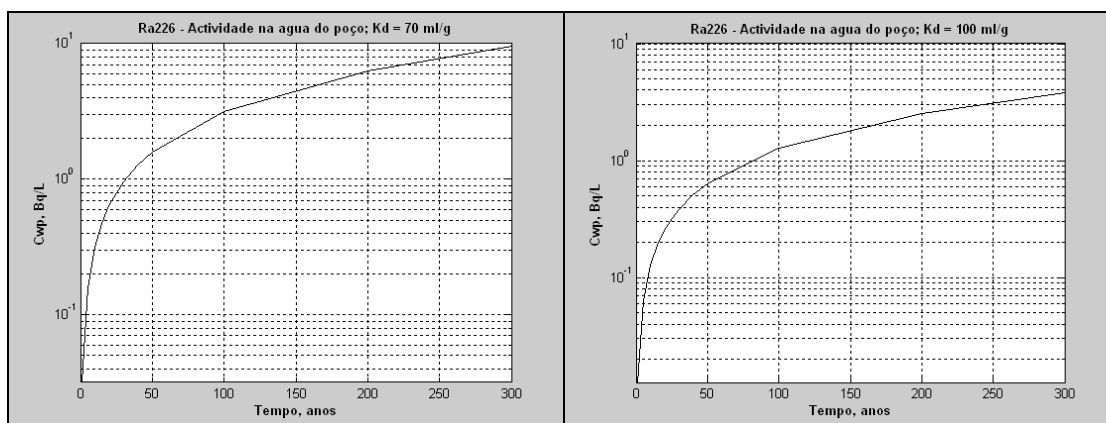


Figura 4-47: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com $K_d = 70\text{ ml/g}$ e $K_d = 100\text{ ml/g}$.

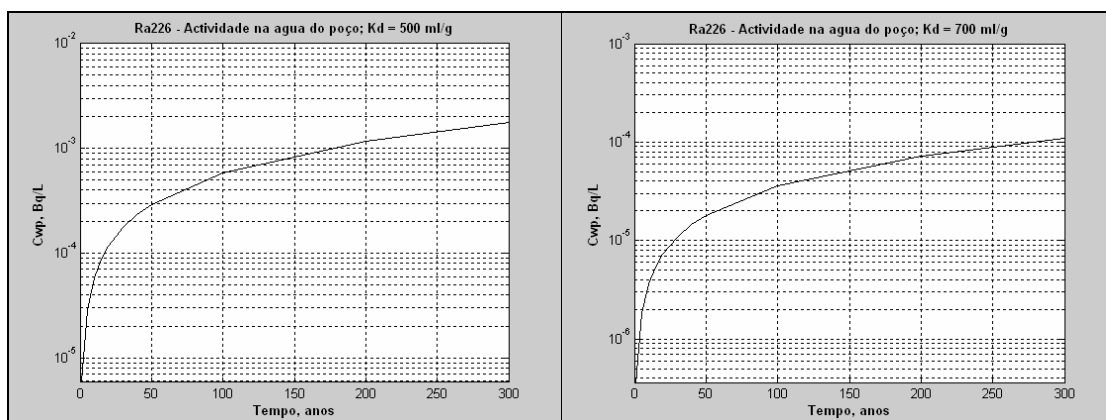


Figura 4-48: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com $K_d = 500\text{ ml/g}$ e $K_d = 700\text{ ml/g}$.

Para os valores de $K_d = 2\,400$; $9\,100$ e $36\,000$ ml/g, a concentração no ponto de exposição é nula. Fez-se uma simulação adicional mantendo K_d constante e variando a concentração inicial. Para o K_d estimado e igual a $70\,000$ ml/g para as três zonas definidas: zona contaminada, zona insaturada e zona saturada, verifica-se que qualquer aumento da concentração inicial, mesmo para valores da concentração na fonte de contaminação exageradamente elevados, da ordem de $1,29 \times 10^{12}$ Bq/kg, não se verifica a presença deste RDN no ponto de exposição. No entanto, se variarmos apenas o K_d para a zona saturada (aquífero) e mantendo o $K_d = 70\,000$ ml/g para as restantes zonas, verifica-se que há, de facto, a presença de rádio no ponto de exposição:

- K_d (aquífero) = $7\,000$ ml/g - $C_{wp} = 1 \times 10^{-23}$ Bq/L (≈ 0);
- K_d (aquífero) = 700 ml/g - $C_{wp} = 1 \times 10^{-6}$ Bq/L e
- K_d (aquífero) = 70 ml/g - $C_{wp} = 1 \times 10^{-2}$ Bq/L.

Aumentando a concentração inicial cerca de 10 vezes, a concentração no ponto de exposição aumenta uma ordem de grandeza. Isto permite-nos concluir que o parâmetro crítico é o K_d referente à zona saturada ou ao aquífero, pois é este parâmetro que mais influência tem na estimativa da concentração de RDN no ponto de exposição.

Na Figura 4-49 e na Figura 4-50 estão representados os resultados da simulação com $K_d = 70\,000$ ml/g para a zona contaminada e para a zona insaturada, variando este parâmetro para a zona saturada de 7000 ; 700 e 70 ml/g.

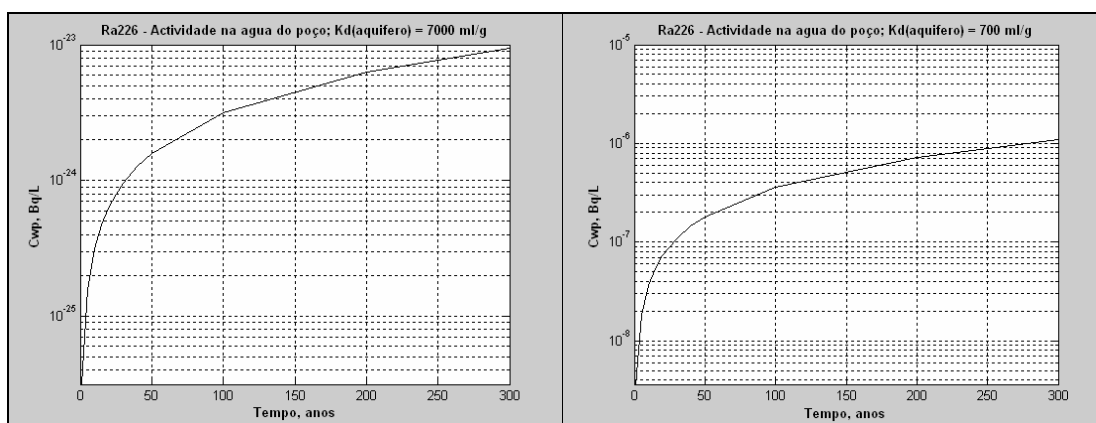


Figura 4-49: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com K_d (zona saturada) = $7\,000$ e 700 ml/g.

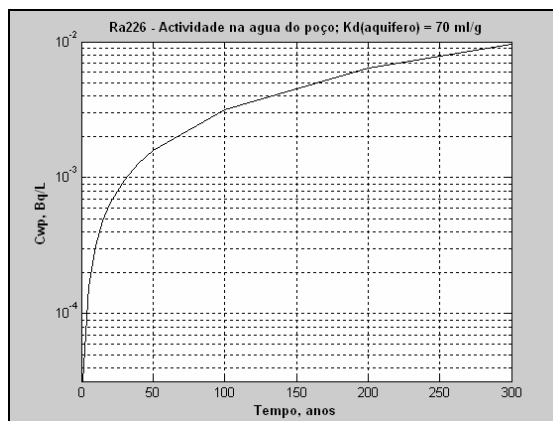


Figura 4-50: Exploração do modelo para o ^{226}Ra com K_d (zona saturada) = 70 ml/g.

A concentração inicial de ^{230}Th é de 9 800 Bq/kg, a solubilidade é igual a 650 mg/L e o $K_d = 50\,000$ ml/g. O tório encontra-se presente no ponto de exposição em quantidades muito pequenas, da ordem de 10^{-6} Bq/L. Para uma concentração de cerca do dobro da concentração inicial, e para todos os parâmetros constantes, o aumento da concentração no ponto de exposição não é significativo (Figura 4-51).

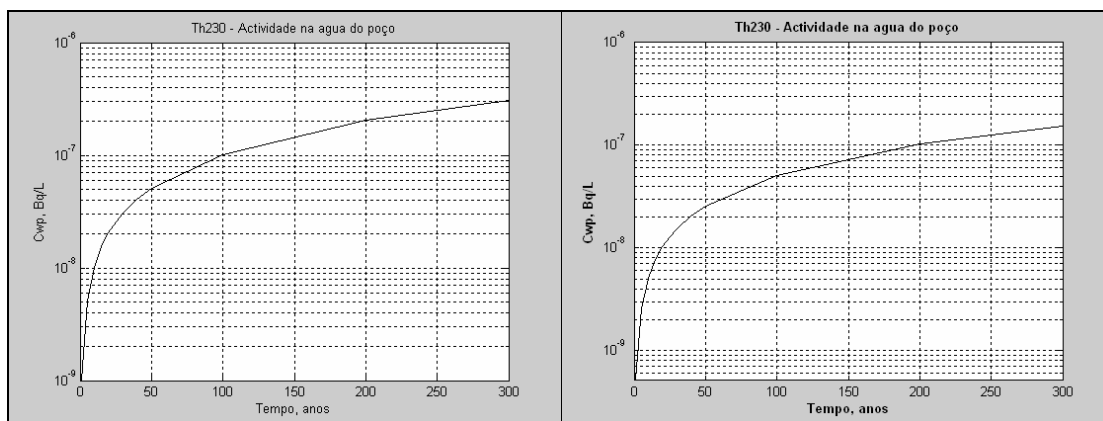


Figura 4-51: Exploração do modelo para o ^{230}Th variando $C_i = 9800$ Bq/kg e 19 600 Bq/kg.

Os valores de K_d descritos na bibliografia para o tório podem variar em várias ordens de grandeza e por este motivo a simulação foi feita para $C_i = 9800$ Bq/kg com para $K_d = 3\,200$ ml/g e $K_d = 270$ ml/g, valores característicos de materiais silto-argilosos semelhantes aos materiais que constituem a escombreira da barragem velha (NUREG, 1990). Os resultados encontram-se representados na Figura 4-52.

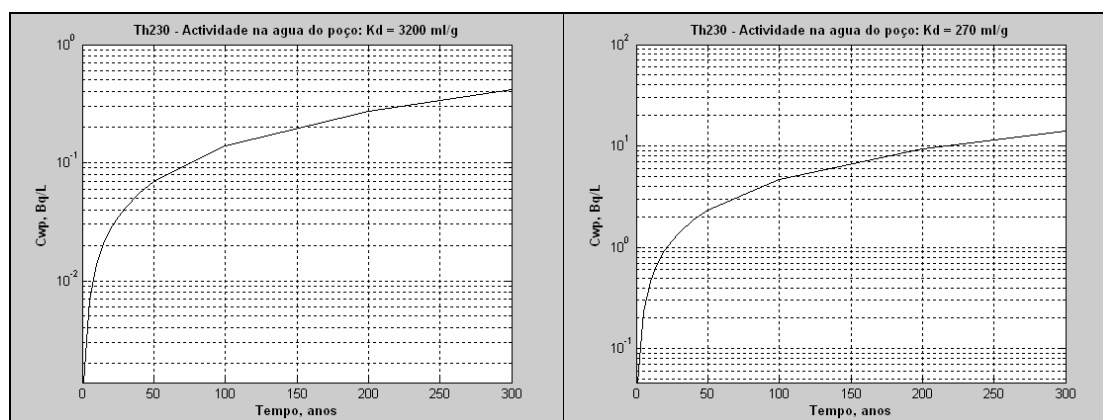


Figura 4-52: Exploração do modelo para o ^{230}Th variando o K_d ($K_d = 3\,200$ e 270 ml/g).

4.6.6.2 Análise de sensibilidade dos parâmetros para o rádio e para o urânio

Foram ainda feitas algumas simulações para o rádio e para o urânio variando alguns parâmetros de entrada. Estas simulações constituíram uma tentativa de avaliar a sensibilidade dos parâmetros e ao mesmo tempo determinar que combinação dos mesmos produz resultados consistentes com os observados nos pontos de água amostrados. Os parâmetros de entrada como o K_d , o débito de infiltração (através da variação da escorrência, C_r e C_e), a porosidade efectiva, a densidade do material (e a porosidade total, consequentemente) e a condutividade hidráulica, foram alterados com algumas ordens de magnitude. No caso do urânio, o K_d pode variar entre 10 e 4 400 ml/g em ambiente com pH inferior a 7 e no caso do rádio, o K_d pode variar entre 70 e 36 000 ml/g. Estes são os valores de referência que constam na bibliografia mas como os valores estimados para o local em estudo são superiores, adoptamos os valores estimados como limite máximo para este parâmetro.

Tabela 4-44: Variação dos parâmetros de entrada para a análise de sensibilidade.

Parâmetros				
Porosidade efectiva do material da escombreira, (-)	$\epsilon_{e, \text{esc}}$	0,15	0,30	0,45
Porosidade total do material da escombreira, (-)	$\epsilon_{t, \text{esc}}$	0,37	0,25	0,55
Densidade do material da escombreira, (g/cm ³)	ρ_{esc}	1,67	1,39	2
Densidade do material da zona insaturada, (-)	ρ_{ins}	2,52	2,1	1,75
Condutividade hidráulica, (m/ano)	K_h	23,6	118	590
Coefficiente de escorrência, (-)	C_r	0,21	0,36	----
Coefficiente de evapotranspiração, (-)	C_e	0,62	0,70	----

Tabela 4-45: Exploração do modelo variando o K_d e $\epsilon_{e,esc}$.

ID	ϵ_{esc}	K_d	Conc.	Conc. máx.
²²⁶ Ra	(-)	(ml/g)	(Bq/L)	(Bq/L)
	0,15	7	6,80	82
		70	0,20	2,40
		700	$2,30 \times 10^{-6}$	$2,73 \times 10^{-5}$
		7 000	$1,98 \times 10^{-24}$	$2,38 \times 10^{-23}$
		70 000	0	0
	0,30	7	6,83	82
		70	0,199	2,38
		700	$2,30 \times 10^{-6}$	$2,77 \times 10^{-5}$
		7 000	$1,98 \times 10^{-23}$	$2,38 \times 10^{-23}$
		70 000	0	0
	0,45	7	6,83	82
		70	0,199	2,38
		700	$2,30 \times 10^{-6}$	$2,73 \times 10^{-5}$
		7 000	$1,98 \times 10^{-24}$	$2,38 \times 10^{-23}$
		70 000	0	0
U_{total}				
	0,15	46,6	0,4356	5,22
		466	0,0427	0,5568
		4 660	0,0152	0,0418
	0,3	46,6	0,4356	5,22
		466	0,0427	0,5568
		4 660	0,0152	0,0418
	0,45	46,6	0,4356	5,22
		466	0,0427	0,5568
		4 660	0,0152	0,0418

Como para $K_d = 70\,000$ ml/g a concentração em rádio no ponto de exposição é sempre nula, adoptamos um K_d para a zona saturada (aquífero) diferente do K_d das restantes zonas consideradas. A simulação foi feita para $K_d = 7$ ml/g e $K_d = 70$ ml/g, variando a densidade do material da escombreira (ρ_{esc}), conforme a representação na Tabela 4-46.

Tabela 4-46: Exploração do modelo variando K_d e ρ_{esc} .

ID	ϵ_{esc}	ρ	K_d	Conc.	Conc. máx.
²²⁶ Ra	(-)	(g/cm ³)	(ml/g)	(Bq/L)	(Bq/L)
	0,37	1,67	7	6,83	82
			70	0,1991	2,38
			700	$2,30 \times 10^{-7}$	$2,77 \times 10^{-5}$
			7 000	$1,98 \times 10^{-24}$	$2,378 \times 10^{-23}$
$K_d = 7$ ml/g			70 000	$8,00 \times 10^{-4}$	$9,80 \times 10^{-3}$
$K_d = 70$ ml/g			70 000	$2,00 \times 10^{-4}$	$2,40 \times 10^{-3}$
	0,25	1,39	7	6,87	82,48
			70	0,1992	2,39
			700	$2,28 \times 10^{-6}$	$2,773 \times 10^{-5}$
			7000	$1,98 \times 10^{-24}$	$2,378 \times 10^{-23}$
$K_d = 7$ ml/g			70000	$8,20 \times 10^{-3}$	$9,81 \times 10^{-2}$
$K_d = 70$ ml/g			70000	$2,00 \times 10^{-3}$	$2,40 \times 10^{-2}$
	0,55	2	7	6,78	81,37
			70	0,1989	2,38
			700	$2,30 \times 10^{-7}$	$2,77 \times 10^{-5}$
			7 000	$1,98 \times 10^{-2}$	0,2378
$K_d = 7$ ml/g			70 000	$8,20 \times 10^{-3}$	$9,81 \times 10^{-2}$
$K_d = 70$ ml/g			70 000	$2,00 \times 10^{-3}$	$2,40 \times 10^{-2}$
U_{total}					
	0,37	1,67	46,6	0,4356	5,22
			466	0,0427	0,5568
			4 660	0,0152	0,0418
	0,25	1,39	46,6	0,4334	5,2
			466	0,0403	0,48
			4 660	0,0026	0,0314
	0,55	2	46,6	0,43	5,19
			466	0,04	0,4740
			4 660	0,0026	0,0314

As tabelas seguintes representam os casos de exploração: $K_d = 7$ ml/g e $K_d = 70$ ml/g e variação da densidade da zona insaturada (ρ_{ins}) conforme a representação na Tabela 4-47; $K_d = 7$ ml/g e $K_d = 70$ ml/g e variação dos coeficientes de escorrência e de evapotranspiração (C_r e C_e) conforme a representação na Tabela 4-48 e $K_d = 7$ ml/g e $K_d = 70$ ml/g e variação da condutividade hidráulica (K_h) conforme a representação na Tabela 4-49.

Tabela 4-47: Exploração do modelo variando o K_d e ρ_{ins} .

ID	ρ_{ins}	K_d	Conc.	Conc. máx.
²²⁶ Ra	(g/cm ³)	(ml/g)	(Bq/L)	(Bq/L)
	2,52	70	0,1991	2,38
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0008	0,0098
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0002	0,0024
	2,1	70	0,1991	2,38
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0008	0,0098
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0002	0,0024
	1,75	70	0,1991	2,38
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0002	0,0098
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0008	0,0024
U_{total}				
	2,52	46,6	0,4330	5,22
		466	0,4030	0,4844
		4 660	0,0026	0,0314
	2,1	46,6	0,4330	5,22
		466	0,4030	0,4844
		4 660	0,0026	0,0314
	1,75	46,6	0,4330	5,22
		466	0,4030	0,4844
		4 660	0,0026	0,0314

Tabela 4-48: Exploração do modelo variando o K_d e os coeficientes (C_r) e (C_e).

ID	C_r e C_e	K_d	Conc.	Conc. máx.
²²⁶ Ra	(-)	(ml/g)	(Bq/L)	(Bq/L)
	0,21 e 0,62	70	0,1350	1,6195
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0006	0,0067
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0001	0,0016
	0,36 e 0,70	70	0,0552	0,6625
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0002	0,0027
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0554	0,6646
U_{total}				
	0,21 e 0,62	46,6	0,2910	3,49
		466	0,0250	0,2998
		4 660	0,0006	0,0070
	0,36 e 0,70	46,6	0,119	1,4282
		466	0,0102	0,1226
		4 660	0,0002	0,0028

Tabela 4-49: Exploração do modelo variando o K_d e a condutividade hidráulica, K_h .

ID	K_h	K_d	Conc.	Conc. máx.
²²⁶ Ra	(m/ano)	(ml/g)	(Bq/L)	(Bq/L)
	590	70	0,1350	0,1619
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0006	0,0067
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0001	0,0016
	118	70	0,6748	8,0970
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0028	0,0333
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0007	0,0081
	23,6	70	3,3740	40,5
$K_d = 7$ ml/g		70 000	0,0139	0,1663
$K_d = 70$ ml/g		70 000	0,0034	0,0406
U_{total}				
	590	46,6	0,28	3,5
		466	0,0298	0,3568
		4 660	0,003	0,0356
	118	46,6	1,44	17,46
		466	0,148	1,78
		4 660	0,0148	0,1784
	23,6	46,6	7,4	88
		466	0,74	8,92
		4 660	0,0744	0,89

Não há alteração nos resultados variando a porosidade efectiva ou a densidade do material da escombreira: o modelo mostra assim pouca sensibilidade à variação da porosidade efectiva, à variação da densidade, quer do material da escombreira quer do material da zona insaturada, e à variação da porosidade total do material da escombreira. Apresenta, no entanto, alguma sensibilidade aos coeficientes de escorrência e de evapotranspiração e à condutividade hidráulica. O parâmetro K_d é o parâmetro mais sensível e influencia bastante os resultados, em particular o K_d da zona saturada.

A simulação no caso do rádio com $K_d = 70$ ml/g origina valores muito próximos das concentrações observadas, no entanto, este valor é cerca de 1000 vezes inferior ao estimado para o local: $K_d = 70\,000$ ml/g (Exmin, 2003). A exploração do modelo com este valor, nas simulações efectuadas não gera as concentrações em rádio na água subterrânea verificadas nas análises radiológicas. Por este motivo, o valor de K_d foi alterado para um valor sucessivamente inferior para determinar que valores

poderão originar a presença de rádio na água subterrânea dentro de um período de tempo razoável.

Com o valor de $K_d = 70$ ml/g, o modelo indica que dentro de 20 a 30 anos, verifica-se a presença de rádio no ponto de exposição, no entanto, baixos valores de K_d para o rádio nestes materiais são irrealistas. O K_d para a zona da escombreira foi determinado mediante os dados disponíveis e adoptado para todas as zonas, o que nem sempre se verifica uma vez que o K_d é específico do tipo de material. Um K_d baixo pode representar um determinado tipo de material mais favorável para a migração dos RDN e justificar a concentração deste RDN na água subterrânea, pelo menos em parte. Assim, mantemos o valor de K_d calculado para a zona da escombreira e para a zona insaturada e adoptamos um K_d mais baixo para a zona saturada. Os valores obtidos para a concentração na água do poço foram os seguintes: $C_{wp} = 1,5 \times 10^{-8}$ (K_d aquífero = 700); $C_{wp} = 1,0 \times 10^{-4}$ (K_d aquífero = 70) e $C_{wp} = 6,0 \times 10^{-4}$ (K_d aquífero = 0). Desta forma, superamos o problema anterior em que para $K_d = 70\ 000$ ml/g, independentemente da concentração inicial, a contaminação do ponto de exposição nunca se verificava.

As simulações indicam que as concentrações que eventualmente advêm da lixiviação dão origem a concentrações de rádio muito baixas no ponto de exposição. Isto implica que os contaminantes não migrem para a água subterrânea suficientemente rápido para que se tenha o impacto observado nos pontos de amostragem. Estas ocorrências sugerem que outro mecanismo além da lixiviação, seja responsável pelos contaminantes observados na água subterrânea actualmente, uma vez que a água proveniente dos poços circundantes revelam a presença do rádio, o que deve ter vindo a acontecer provavelmente nos últimos 30 anos (período de vida razoável da deposição dos contaminantes).

O facto de a lixiviação não reproduzir as concentrações observadas pode ser explicado, de uma forma geral, pela presença de materiais (areia, cascalho ou siltos) que permitam uma mais fácil (e rápida) migração dos RDN na zona insaturada do que a que se verifica pela lixiviação. Os valores baixos de K_d e as elevadas condutividades podem ter originado trajectórias favoráveis à entrada da contaminação na água subterrânea. A escombreira é constituída por material de natureza arenosa (2/3 do volume total) e materiais silto-argilosos (1/3 do volume total). Os valores de K_d podem ter uma influência dramática no tempo e na distância percorrida por estes materiais. Outra hipótese é que a água contaminada (proveniente da mina, por exemplo) possa

estar em contacto directo ocasionalmente com a água subterrânea devido à subida do nível freático, ou a infiltração do lixiviado para a água subterrânea ocorrer mais rapidamente devido à infiltração através das fracturas.

Já verificamos que um dos parâmetros críticos na simulação do modelo é o coeficiente de distribuição, K_d , especialmente no caso do rádio, é e com este parâmetro que vamos prosseguir o nosso estudo.

O valor adoptado na exploração, $K_d = 70 \text{ ml/g}$, foi retirado da bibliografia (Yu, 2001) e reproduz a concentração em rádio que se verifica actualmente nos poços envolventes à escombreira da BV. O valor referido nos estudos efectuados pela EXMIN é bastante superior, $K_d = 70\,000 \text{ ml/g}$ ou cm^3/g , e foi estimado com base na definição de K_d , ou seja, o quociente entre a concentração na fase sólida (actividade em rádio na barragem = $12\,900 \text{ Bq/kg}$) e a concentração na fase líquida (actividade no efluente da escombreira da barragem velha, $\text{WAE} = 0,184 \text{ Bq/L}$). Dados anteriores fornecidos pela ENU, de análises da fracção líquida da escombreira da barragem velha referentes a 1990, referem que a concentração de ^{226}Ra na fase líquida varia de acordo com os dados da Tabela 4-50.

Tabela 4-50: Actividade na fracção líquida da barragem.

Amostra	$^{226}\text{Ra} \text{ (Bq/L)}$	$K_d \text{ (ml/g)}$
UTS2	16,628	776
UTS3	0,167	77 477
UTS4	0,070	183 499
UTS5	0,259	49 807
UTS6	0,207	62 259
UTS7	0,577	22 349
UTS8	0,385	33 524
UTS12	1,114	11 583
UTS13	0,059	217 905
Média	2,163	73 242

O valor médio de K_d é equivalente ao valor referido pela EXMIN (Exmin, 2003). Repetimos a exploração do modelo para o rádio com o valor mais baixo de $K_d = 776 \text{ ml/g}$ para o horizonte temporal de 300 anos e 1000 anos, respectivamente.

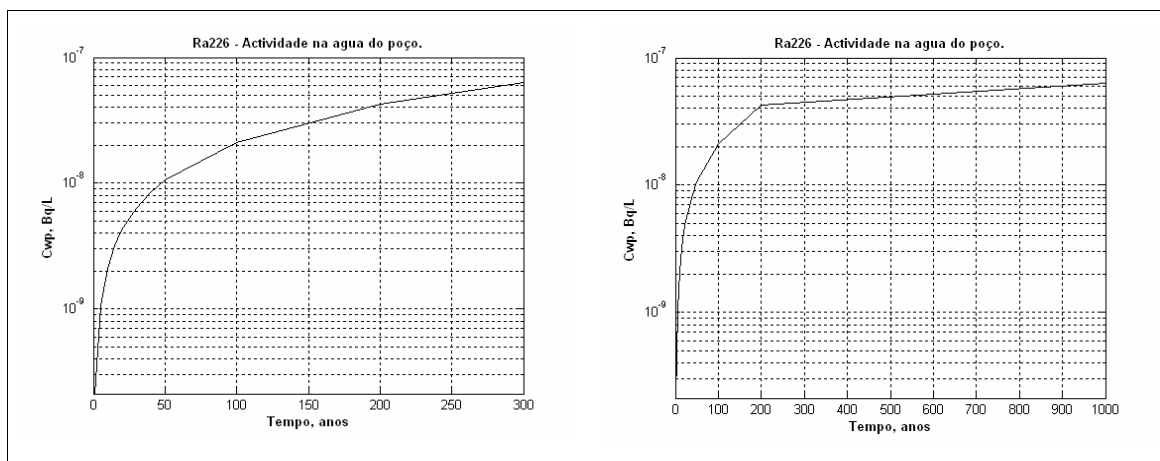


Figura 4-53: Actividade em ^{226}Ra na água do poço (Bq/L) para $K_d = 776$ ml/g e horizonte temporal igual a 300 e 1000 anos, respectivamente.

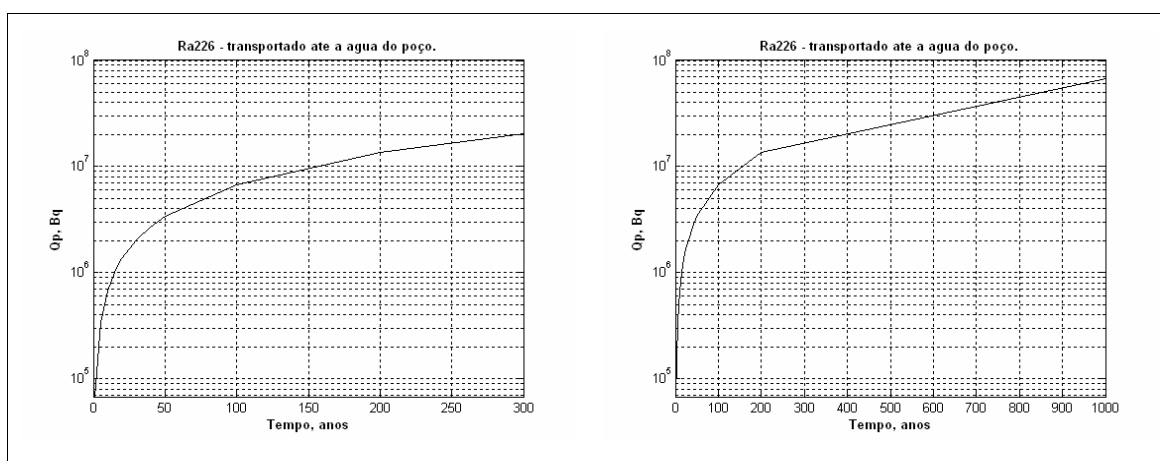


Figura 4-54: Transporte cumulativo de ^{226}Ra até ao poço (Bq) para $K_d = 776$ ml/g e horizonte temporal igual a 300 e 1000 anos, respectivamente.

Os valores obtidos para a concentração de rádio na água do poço são bastante inferiores aos obtidos no caso anterior da exploração com $K_d = 70$ ml/g e mesmo para o horizonte temporal de 1000 anos, a actividade em rádio na água do poço é muito pequena como verificamos anteriormente. Se na simulação, $K_d = 70\,000$ ml/g ou cm^3/g , a concentração na água do poço é sempre nula. Isto implica que a actividade em rádio na água amostrada da escombreira da BV seja muito baixa relativamente ao expectável tendo em consideração as concentrações observadas nestes mesmos materiais.

A concentração de urânio U (total) apresenta elevadas flutuações podendo ter origem em processos geoquímicos que actuam na escombreira da BV, capazes de remover esta espécie dos suportes mineralógicos onde inicialmente se encontrava, transferindo-a para as águas que percolam os materiais sólidos. No entanto, tal não se

verifica para o rádio em que a sua actividade é mais elevada na água da mina do que na escombreira (Exmin, 2003). Alguns estudos laboratoriais de extracção do rádio (ATSDR, 1990) demonstraram que este RDN pode ser lixiviado do resíduo sólido, em particular pelas águas residuais ácidas. Exmin (2003) justifica o comportamento do rádio neste caso em particular com o facto de que, provavelmente, o suporte mineralógico onde se encontra presentemente incorporado o rádio não seja muito favorável à sua mobilização pelas águas ácidas da circulação. Por outro lado, o urânio apresenta uma significativa mobilidade na presença de soluções o que está de acordo com os elevados teores detectados nas amostras de águas da escombreira, sendo o urânio residual susceptível de uma forte lixiviação.

4.7 Conclusões

Relativamente à concepção do modelo, o objectivo do modelo é simular a libertação dos RDN dos resíduos através da lixiviação pela infiltração de água e o seu transporte pela água subterrânea até atingir o ponto de exposição localizado a uma distância definida previamente. Pretende-se avaliar a eventual exposição à água contaminada proveniente de poços existentes na proximidade de uma escombreira de estéreis resultantes da exploração e do tratamento do minério de urânio. O modelo simula ainda o transporte cumulativo de RDN até ao ponto de exposição. A situação ideal no modelo aplica-se a camadas ou estratos geológicos com propriedades constantes, uniformes e horizontais, para que os dados possam ser igualmente atribuídos a todos os estratos.

A avaliação da exposição é o principal objectivo do modelo e não se pretende que este seja um modelo descritivo do transporte dos RDN na zona insaturada e na zona saturada ou na água subterrânea.

As limitações da concepção do modelo resultam da aplicação de uma solução analítica de transporte, limitada pela forma específica das suas condições fronteira o que vai gerar algum erro devido à aproximação das condições fronteira; no entanto, a magnitude do erro vai depender largamente da conformidade entre as condições locais e as condições do modelo teórico. No anexo C é apresentada uma abordagem diferente da usada para o transporte hidrológico.

O tempo necessário para um RDN ser transportado pela água subterrânea depende de muitos parâmetros específicos do solo. Em particular, a água que

transporta os RDN varia com pequenas oscilações das propriedades hidráulicas do meio através do qual ocorre o transporte, e mesmo durante a fase de caracterização da fonte de contaminação, estes dados raramente são conhecidos.

A caracterização da fonte de contaminação, nomeadamente a concentração do contaminante na fase sólida e na fase líquida na escombreira da BV, quantifica a contaminação disponível para ser mobilizada, através do coeficiente de distribuição dos RDN entre a fase sólida e a fase líquida no solo. Este é o parâmetro mais crítico do modelo quer pela sua variabilidade quer pela sua dificuldade de determinação pois muito factores podem influenciar o K_d , incluindo a forma química do RDN, o pH do lixiviado, o tipo de constituintes orgânicos, a presença de material orgânico em solução (pode diminuir o K_d e aumentar o transporte) ou na fase sólida (tende a aumentar o K_d e a diminuir o transporte), o débito de infiltração da água e a presença de outras espécies químicas. Os factores que mais afectam o K_d de um RDN, em particular, são a sua solubilidade e a capacidade de ser adsorvido na fase sólida.

A solubilidade aparente dos RDN também pode aumentar a solubilidade por complexação com espécies orgânicas ou por adsorção pelo material coloidal. As partículas coloidais ($0,003 < \phi < 0,1$ mm) podem migrar com a água subterrânea através de solos suficientemente porosos ou fracturados.

A adsorção dos RDN depende da disponibilidade das ligações do solo e da natureza química dos RDN. Com algumas excepções, os elementos que sofrem hidrólise ou que formam hidróxidos insolúveis a pH superior a 4 tendem a ser reactivos. Os elementos destes hidróxidos insolúveis são rapidamente imobilizados ou permanecem ligados à fase sólida dos materiais no solo. Actínídeos no estado de valência 4+, como o tório, tendem a ser reactivos e são fortemente retidos pelos materiais particulados. Os iões dos elementos divalentes como o Ra^{2+} formam compostos solúveis $(Ra(OH))_2$ em água e tendem a ser mobilizados pela água subterrânea. O rádio quando combinado com o ião sulfato forma um composto com reduzida solubilidade ou mesmo insolúvel; por outro lado se combinado com o ião sulfito forma um composto fortemente solúvel.

O rádio existente na água pode ser rapidamente adsorvido pelos sedimentos, pelo solo e pelos componentes do aquífero. Entre estes potenciais adsorventes do rádio encontram-se os hidróxidos de ferro e o quartzo, a caulinite e a montemorilonite. Os coeficientes de adsorção ou de partição (K_d) de iões inorgânicos como o Ra^{2+} não podem ser previstos *à priori* uma vez que dependem do tipo de adsorvente, do pH da

água (a solubilidade dos sais de rádio aumenta com o pH) e da presença de outros iões em solução. Elementos multivalentes, como o urânio hexavalente, que são geralmente solúveis em águas subterrâneas naturais são também fortemente absorvidos e retidos nestas mesmas águas em condições anaeróbicas. Mais uma vez existe a hipótese do transporte coloidal ocorrer para todas as espécies adsorvidas ou precipitados.

A lixiviação do resíduo depende de diversos factores. Os mais importantes são o débito de infiltração de água e a capacidade de absorção da matriz para reter os constituintes do resíduo. O débito de infiltração de água depende essencialmente do estado de conservação da cobertura, se esta existir.

A infiltração dos RDN até ao aquífero ocorre no caso da BV da Urgeiriça através de um sistema de fracturas estando em presença, na realidade, de dois tipos de aquíferos diferentes: um aquífero fracturado (a água circula através de fracturas ou de pequenas fissuras) cuja formação geológica é um granito apresentando-se com a profundidade decomposto a alterado e pouco alterado, e um aquífero poroso (a água circula através dos poros) cujas formações presentes são areias, de grão médio a fino, materiais silto-argilosos e ainda compostos de granulometria muito fina que aparentam ser precipitados de origem química (Exmin, 2003).

Os resultados das simulações efectuadas são totalmente condicionados pelos dados de entrada, nomeadamente pelo K_d , pela distância do ponto de água à fronteira da barragem e pela variabilidade dos resultados analíticos que serviram de base de comparação aos resultados da simulação.

Relativamente ao primeiro caso de exploração com os dados das análises radiológicas da Urgeiriça (4.6.4.1) consideraram-se os pontos de amostragem situados a oeste e a este da BV. A exploração do modelo foi feita para os horizontes temporais de 10, 20, 30 e 50 anos. Da comparação dos resultados do modelo com os dados analíticos conclui-se que, para o caso do urânio, não há uma correspondência no padrão de variação da concentração com a distância, mas no caso do rádio verifica-se um comportamento bastante semelhante. De salientar que nesta comparação foram considerados os pontos de amostragem P_{17} , P_{21} e F_9 , situados a montante da BV e P_{22} situado na fronteira, e que teoricamente a sua contaminação não se deve aos materiais da BV.

A melhor correlação da distância (entre a fronteira da BV e o ponto de exposição) com a actividade nos pontos amostrados (situados a jusante de BV) para

ambos os RDN é a que corresponde ao período de 20 anos com um nível de confiança de 99 % ($r = 0,834$).

O melhor ajuste das linhas de tendência que relacionam a concentração com a distância, referentes aos resultados do modelo, corresponde ao horizonte temporal de 20 anos, com $R^2 = 0,9006$ para um ajuste com uma função logarítmica no caso do urânio e $R^2 = 0,9991$ para um ajuste com uma função exponencial no caso do rádio. A tendência de variação destes parâmetros (concentração vs distância) é, em todos os casos de exploração, uma tendência decrescente, sendo mais acentuada no comportamento do rádio do que no do urânio. A distância máxima considerada foi de 600 m e a distância mínima foi de 40 m. A variação dos resultados com a distância encontra-se resumida nas alíneas seguintes:

- i) Dados analíticos:
 - 1,35 a 0,009 para o U (diminuição de 99 %);
 - 0,85 a 0,029 para o Ra (diminuição de 97 %);
- ii) Tempo de exploração = 10 anos:
 - 0,6 a 0,45 para o U (diminuição de 25 %);
 - 0,90 a 0,04 para o Ra (diminuição de 96 %);
- iii) Tempo de exploração = 20 anos:
 - 1,3 a 0,9 para o U (diminuição de 31 %);
 - 2 a 0,08 para o Ra (diminuição de 96 %);
- iv) Tempo de exploração = 30 anos:
 - 2 a 0,9 para o U (diminuição de 55 %);
 - 3 a 0,12 para o Ra (diminuição de 96 %);
- v) Tempo de exploração = 50 anos:
 - 3 a 2,3 para o U (diminuição de 23 %);
 - 5 a 0,19 para o Ra (diminuição de 96 %);

Como se verifica, a tendência decrescente com a distância é muito mais acentuada no rádio do que no urânio.

No caso de exploração (4.6.4.2) em que se consideraram dois grupos de amostras contaminadas: poços e furos, independentemente da localização a montante ou a jusante, os dados médios analíticos de cada grupo são comparáveis com a média dos resultados obtidos na simulação, tendo presente que o tempo necessário no modelo para obter resultados semelhantes aos valores analíticos é o seguinte:

- i) $U_{(poços)} \approx 44$ anos, $Ra_{(poços)} \approx 12$ anos;

ii) $U_{(\text{furos})} \approx 17$ anos e $Ra_{(\text{furos})} \approx 19$ anos.

No caso dos furos, para um horizonte temporal aproximado de 20 anos obtêm-se valores semelhantes aos actuais, no entanto, no caso dos poços isto não se verifica. Este caso de exploração não traduz resultados conclusivos, o que pode ser explicado pelo facto de se considerarem os pontos amostrados localizados a montante da BV cuja contaminação não terá origem nos materiais da escombreira da BV.

Relativamente ao caso de exploração (4.6.4.3) em que se considerou a média (distância e actividade) de todos os pontos amostrados (poços + furos), o resultado da simulação demonstra que seria necessário um horizonte temporal de 20 a 30 anos para obter a actividade média verificada neste ponto de exposição, localizado à distância média de 320 m da escombreira da BV.

Relativamente ao caso de exploração (4.6.4.4) em que se considerou os pontos de amostragem relativos aos poços e furos apenas localizados a jusante da BV, os valores obtidos foram ligeiramente superiores (apenas no caso do urânio - 1,79 Bq/L) a que correspondeu um horizonte temporal também superior (38 anos para o urânio e 30 para o rádio), mas justificável também pelo facto da distância ao ponto de exposição (430 m) ser superior à considerada no caso anterior (320 m).

Dos vários casos simulados, o que se apresenta mais próximo da realidade é o caso dos pontos de água localizados a jusante de BV. A contaminação destes pontos de água provavelmente terá origem nos materiais da escombreira da BV como indica a direcção segundo a qual estes RDN estão a ser mobilizados pela acção dos fluxos hidrodinâmicos. Dada a variabilidade dos dados analíticos, optou-se pelos valores médios referentes a estes resultados bem como os valores da distância média da localização do ponto de exposição. Nestas condições, obtiveram-se valores aproximados aos valores analíticos nos primeiros 30 anos através da exploração do modelo (após ocorrer a contaminação da água subterrânea).

Deve ter-se em atenção que os dados analíticos também vão ser influenciados pela distribuição espacial heterogénea da concentração em urânio e em rádio nos materiais da escombreira ao contrário dos resultados do modelo que partem do pressuposto de uma concentração média e igual para todos os pontos da escombreira.

Se relacionarmos a actividade medida nos piezómetros no interior da escombreira, verifica-se que existem duas zonas principais de origem da contaminação, a Norte (S_9 e S_{10}) e Sul (S_1 e S_5). Podemos concluir que a

contaminação de F_4 e P_{22} têm a influência de S_9 e S_{10} . Por outro lado, S_1 e S_5 estarão a contaminar P_{35} . Podemos ainda concluir que S_1 contamina preferencialmente P_{35} em rádio enquanto que S_9 contamina preferencialmente F_4 , P_{32} e P_{35} em urânio. Estes são os pontos de água a jusante da escombreira em que se verificaram os valores mais elevados de actividade o que vem confirmar o que foi dito sobre a direcção dos fluxos das linhas de água: de NW para NE na parte superior e de SW para NE na parte inferior (Exmin, 2003).

Relativamente a todos os casos de exploração, e de uma forma geral, os valores obtidos na simulação do modelo não são muito diferentes entre si: para o urânio variam de 0,87; 1,6 e 1,8 com respectivo horizonte temporal a variar entre 17 e 42 anos, para o rádio variam de 0,31; 0,38 e 0,45 com respectivo horizonte temporal a variar entre 17 e 32 anos. Podemos concluir que dentro destes horizontes temporais, após ocorrer a contaminação da água subterrânea, haverá presença de rádio e de urânio nos poços localizados na proximidade da escombreira da barragem velha.

De uma forma genérica, podemos dizer os pontos de amostragem a montante da fonte de contaminação devem ser desprezados, ainda que estes apresentem evidências de contaminação; bem como os pontos de amostragem isolados ou grupos de pontos de amostragem, devemos antes considerar apenas os valores médios, quer da distância, quer dos valores das respectivas concentrações em rádio e em urânio, como ficou demonstrado pelos resultados das diversas hipóteses de simulação consideradas anteriormente.

*“A maioria das pessoas são subjectivas para consigo próprias
e objectivas para com os demais, por vezes terrivelmente objectivas –
mas o importante é ser-se objectivo para consigo próprio
e subjectivo para com todos os outros.”*

Kierkegaard

Capítulo 5

Transporte e transferência no meio aquático

Resumo

Neste capítulo descreve-se o modelo de transporte de radionuclídeos na água superficial. O modelo tem por base a equação genérica de advecção-difusão na forma tridimensional, para o transporte de radionuclídeos nas águas superficiais contemplando diferentes massas de água, nomeadamente: rios, estuários, águas costeiras, lagos e reservatórios. Adoptou-se uma forma simplificada da expressão genérica de advecção-difusão para se obter a solução analítica que corresponde a uma libertação contínua nos diferentes tipos de água superficial, para condições de fluxo em estado estacionário. A partir da solução analítica obtida para cada caso foi possível simular diferentes cenários de exposição tendo como resultado final a estimativa da actividade a uma distância estipulada do ponto de descarga onde se considera localizado o ponto de exposição ou o receptor, bem como a concentração nos sedimentos. Posteriormente, quantifica-se a transferência da actividade dos pontos de exposição para a biota aquática através do factor de bioacumulação nos peixes, uma vez que os radionuclídeos existentes num ambiente aquático também podem ser assimilados pelos organismos vivos: os peixes têm tendência a bioacumular os compostos orgânicos e os metais pesados, sendo portanto, monitores do estado de contaminação do meio aquático. Na exploração do modelo foi feita uma simulação teórica para cada uma das massas de água consideradas e uma simulação para um caso real: a envolvente da área mineira da Urgeiriça que se encontra inserida em pleno vale aluvionar da ribeira da Pantanha. Consideraram-se vários pontos de exposição ao longo da ribeira estrategicamente definidos pelos dados disponíveis. Estimou-se a concentração da actividade em ^{226}Ra na água superficial nestes pontos, bem como nos sedimentos, e a transferência da actividade para a biota aquática a partir destes pontos de exposição.

5.1 Introdução

Os contaminantes libertados no ambiente podem 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. Em alguns casos, os contaminantes são transformados em outros produtos que podem ser mais tóxicos do que o composto químico original.

O transporte dos contaminantes pela acção dum fluxo (água) que tanto pode ser livre (escoamento superficial) como pode percorrer uma matriz porosa ou um sistema fracturado depende, em cada caso, de vários processos mecânicos e geoquímicos. Dentro dos processos geoquímicos pode-se referir a adsorção nas superfícies minerais, 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.

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. 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 e à mistura mecânica durante a advecção. 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.

Para além dos mecanismos de transporte, podem ocorrer diversas reacções químicas e biológicas que afectam o destino dos contaminantes: a atenuação, a retardação e o incremento da mobilidade.

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.

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. 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.

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.

Pode ainda ocorrer um fenómeno conjunto de transporte e transferência através da suspensão das partículas. Ocorre pela formação natural de colóides com a consequente aderência dos contaminantes aos colóides o que resulta numa forma de transporte ou retardação que envolve o movimento e a retardação mecânica dos contaminantes aderentes suspensos na água.

5.2 Representação matemática do transporte em águas superficiais

O transporte e o comportamento dos radionuclídeos (RDN) podem ser previstos com mais ou menos detalhe podendo ser descritos através de uma simples abordagem por um balanço de massa com uma solução numérica multidimensional.

O desenvolvimento das equações de transporte mássico tem por base a expressão da conservação da massa de qualquer contaminante que se pode exprimir da seguinte forma:

O débito mássico de um composto que entra num sistema por transporte convectivo ou difusivo menos (-) o débito de mássico de mesmo composto que sai do sistema por convecção ou por difusão, mais ou menos ($\pm$) a massa do composto criada ou destruída por reacções químicas ou transferências de fase (termos cinéticos), mais ou menos ($\pm$) a eventual criação ou destruição de composto, é igual à velocidade de alteração da massa do composto no interior do sistema.

Na expressão do balanço global, o termo acumulativo engloba a transferência para o elemento (transporte), a variação das propriedades dentro do elemento (reacção e transferência de fase) e a criação ou destruição de composto. De uma forma geral, o transporte e a trajectória de RDN nas águas superficiais pode ser representado pela expressão genérica de advecção-difusão na forma tridimensional:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \varepsilon_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \varepsilon_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \varepsilon_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda_i C + S \quad (5-1)$$

Nesta equação genérica, C é a concentração do RDN transportado na água superficial; U , V e W representam a velocidade do fluxo na direcção x , y e z , respectivamente; S representa a adição ou diminuição de RDN; ε_x , ε_y , ε_z são os coeficientes de dispersão, na direcção x , y , z , respectivamente, e λ é a constante de decaimento radioactivo do RDN transportado.

Esta expressão pressupõe a homogeneidade do meio e pode ser resolvida simultaneamente para todas as fases do contaminante (RDN dissolvidos, RDN adsorvidos nas partículas de sedimentos, etc.) mas a sua resolução na forma analítica para um caso geral não é possível. Neste caso, deve ser usado um método numérico. Para casos mais simples, como por exemplo para os RDN dissolvidos, a solução analítica é a mais adequada: as soluções analíticas podem ser usadas para resolver o transporte dos RDN em vários tipos de massas de água, contudo, apenas são válidas para descrever os RDN dissolvidos sem incluir quaisquer mecanismos de adsorção/dessorção.

Os RDN com pequenos coeficientes de distribuição (K_d), que geralmente são transportados numa forma dissolvida, podem ser adequadamente descritos pelas soluções analíticas. No entanto, estes métodos são menos eficazes quando aplicados a RDN com elevados K_d que podem ser facilmente absorvidos pelos sedimentos suspensos e pelos sedimentos de fundo.

A expressão geral de advecção-difusão foi simplificada nas formas que a seguir se descrevem, para se obter as soluções que correspondem a libertações contínuas de RDN em diferentes tipos de massa de água superficial a considerar para condições de fluxo em estado estacionário. Tentou-se abordar a questão de uma forma genérica para as seguintes massas de água: rios, estuários, águas costeiras, lagos e reservatórios.

5.2.1 Rios

Para estimar a concentração de RDN é necessário conhecer algumas características do meio onde se pretende estimar a concentração, tais como: o fluxo de entrada de RDN, a velocidade do fluxo, a largura do rio e os coeficientes de dispersão dos RDN na água. Apesar destes parâmetros serem variáveis ao longo do

ano, considera-se que a largura (B_r), a profundidade (D_r) e a velocidade aumentam de acordo com uma função potência para os fluxos médios anuais (IAEA, 2001). As seguintes expressões foram derivadas com base nos dados experimentais de Leopold et al. (1964):

$$D_r = 0,163 \cdot q_r^{0,447} \quad (5-2)$$

$$B_r = 10 \cdot q_r^{0,460} \quad (5-3)$$

$$U = \frac{q_r}{D_r \cdot B_r} \quad (5-4)$$

em que,

B_r : largura do rio, (m)

D_r : profundidade do rio, (m)

q_r : caudal do rio (caudal mínimo verificado no período de 30 anos), (m^3/s)

U : velocidade linear, (m/s).

Para estimar o caudal anual do rio, a largura e a profundidade, a que corresponde o caudal mínimo no período de 30 anos, admitem-se os seguintes pressupostos (IAEA, 2001):

- O caudal mínimo no período de 30 anos (q_r) é igual a 1/3 do caudal médio anual do rio ($q_r = 1/3 \cdot \underline{q}_r$);
- A relação entre o caudal, largura e profundidade estabelecidos para o caudal médio anual ($\underline{q}_r$) também é válida quando aplicada aos mesmos parâmetros com referência ao caudal mínimo no período de 30 anos, q_r .

5.2.1.1 Coeficientes de dispersão e distâncias para a mistura completa nos rios

Os coeficientes de dispersão variam grandemente consoante o local onde se dá o movimento do fluido. A expressão mais usada para estimar o coeficiente de dispersão é a descrita por Sayre (1973):

$$\varepsilon_z = 0,067 \cdot u_* \cdot D_r \quad (5-5)$$

em que ε_z (m^2/s) representa o coeficiente de dispersão na vertical e u_* (m/s) a velocidade de corte. A velocidade de corte é definida como a velocidade de cisalhamento ou de atrito e representa as variações do vector velocidade do fluido na

direcção perpendicular ao movimento. A velocidade de corte pode ser calculada pela seguinte expressão (Fisher et al., 1979):

$$u_* = U \sqrt{\frac{g}{C}} \quad (5-6)$$

em que g representa a aceleração da gravidade (m/s^2). O parâmetro C representa o coeficiente de Chezy ($m \cdot s^{-1/2}$) expresso em função do raio hidráulico (R_h , m) e do coeficiente de Manning (M , $m^{1/3} \cdot s^{-1}$):

$$C = M \cdot R_h^{1/6} \quad (5-7)$$

$$R_h = \frac{D_r \cdot B_r}{(2 \cdot D_r + B_r)} \quad (5-8)$$

O coeficiente de Chezy pode ser determinado empiricamente pela tensão média de arrastamento numa dada secção (τ_0) através da expressão (5-9).

$$\tau_0 = C_f \cdot \rho \cdot \frac{U^2}{2} \quad (5-9)$$

em que C_f é o coeficiente de resistência local e, no caso do regime turbulento rugoso uniforme, τ_0 é dado por (Sancho, 2004):

$$\tau_0 = \rho \cdot g \cdot R_h \cdot J_p \quad (5-10)$$

sendo J_p a perda de carga unitária.

Nestas condições, a velocidade do escoamento é dada por (Sancho, 2004):

$$U = C \sqrt{R_h \cdot J_p} \quad (5-11)$$

e o coeficiente de Chezy (C , $L^{1/2} T^{-1}$) pode ser estimado por (Sancho, 2004):

$$C = \sqrt{\frac{2 \cdot g}{C_f}} \quad (5-12)$$

O coeficiente de Chezy depende do material de fundo e da profundidade do escoamento. Pode ser determinado com recurso às fórmulas de Bazin (Sancho, 2004), (Deniculi et al., 2003):

$$C = \frac{87 \cdot \sqrt{R_h}}{\gamma + R_h} \quad (5-13)$$

em que γ ($L^{1/2}$) é conhecido pelo coeficiente de Bazin, tabelado de acordo com a natureza das paredes do canal (escoamento permanente e uniforme) ou com recurso às fórmulas de Kutter (Sancho, 2004):

$$C = \frac{100 \cdot \sqrt{R_h}}{m + R_h} \quad (5-14)$$

em que m é o coeficiente de Kutter ($L^{1/2}$) também tabelado (Oppo, 2007). Os coeficientes de rugosidade de Chezy (C) e de Manning (M) podem ser relacionados pelo raio hidráulico (R_h) de acordo com a expressão (5-8). Os valores do coeficiente de Manning encontram-se tabelados (Hermann, 1984) em função das características do local onde se dá o escoamento. A tabela seguinte indica os valores do coeficiente de Manning para alguns casos.

Tabela 5-1: Coeficiente de Manning.

Coeficiente de Manning	($m^{1/3} \cdot s^{-1}$)
Rios em terras baixas, sem obstáculos	60
Com pedras e plantas em meandros	40
Rio em encosta de pendente suave	40 a 45
Rios de montanhas com seixos	45
Rios de montanhas com pedras	36

Fonte: Trapp & Matties (1997).

Os coeficientes de dispersão longitudinal (ϵ_x , m^2/s) e de dispersão lateral (ϵ_y , m^2/s) podem ser estimados por (Sayre, 1973), (Bowie et al., 1985):

$$\epsilon_x = \frac{U^2 \cdot B_r^2}{30 \cdot D_r \cdot u_*} \quad (5-15)$$

$$\epsilon_y = \alpha_p \cdot D_r \cdot u_* \quad (5-16)$$

em que α_p é o coeficiente de proporcionalidade. Este coeficiente varia com a relação entre a largura e a profundidade e pode apresentar valores dentro dos intervalos de 0,1 a 0,2 ou 0,6 a 2,0 (Sayre, 1973), (Fisher et al., 1979). Adoptamos o valor de α_p igual a 0,6 de acordo com o sugerido por Fisher et al. (1979).

Assumindo que genericamente, $u_* = 0,1 \cdot U$ e fazendo a substituição de u_* nas expressões (5-5), (5-15) e (5-16) obtém-se:

$$\varepsilon_z = 0,0067 \cdot U \cdot D_r \quad (5-17)$$

$$\varepsilon_x = \frac{U^2 \cdot B_r^2}{3 \cdot D_r \cdot u_*} \quad (5-18)$$

$$\varepsilon_y = 0,06 \cdot U \cdot D_r \quad (5-19)$$

Para se determinar a distância longitudinal à qual se verifica a mistura completa, assume-se que a mistura completa na vertical e lateral ocorre quando a concentração mínima é pelo menos metade da concentração máxima ao longo da mesmas linhas verticais e laterais, respectivamente (IAEA, 2001).

Considerando que os RDN são libertados de uma das margens à profundidade de $D_r/2$, a distância longitudinal necessária para atingir esta mistura completa lateral e vertical, representadas por L_y e L_z , respectivamente, podem ser estimadas por (Sayre, 1973), (IAEA, 2001):

$$L_y = 0,18 \cdot \frac{U \cdot B_r^2}{\varepsilon_y} \quad (5-20)$$

$$L_z = 0,045 \cdot \frac{U \cdot D_r^2}{\varepsilon_z} \quad (5-21)$$

Substituindo os coeficientes de dispersão ε_y e ε_z , determinados pelas expressões (5-17) e (5-19), nas expressões (5-20) e (5-21), obtemos:

$$L_y = 3 \cdot \frac{B_r^2}{D_r} \quad (5-22)$$

$$L_z = 7 \cdot D_r \quad (5-23)$$

A distância L_z é superior a L_y , dado que normalmente a largura do rio será superior à sua profundidade. Desta forma, a concentração a jusante do ponto de descarga, à distância L_y , está completamente misturada tanto na direcção vertical como lateral, ou seja, em toda a secção recta do rio. Para distâncias $x < L_z$, a distribuição do RDN é ainda tridimensional. Contudo, dado que L_z é apenas 7 vezes a profundidade do rio próximo da margem, assume-se que nesta região não há diluição.

5.2.1.2 Solução da expressão após a mistura completa na vertical ($x > L_z$)

Quando os RDN estão completamente misturados na vertical, a expressão de transporte dos RDN é reduzida da forma tridimensional à forma bidimensional considerando apenas o decaimento radioactivo, sem qualquer outro processo de adição ou de subtracção de RDN (IAEA, 2001):

$$U \frac{\partial C_{as}}{\partial x} = \epsilon_x \frac{\partial^2 C_{as}}{\partial x^2} + \epsilon_y \frac{\partial^2 C_{as}}{\partial y^2} - \lambda_i C_{as} \quad (5-24)$$

em que C_{as} representa a concentração de RDN na água superficial. A solução desta expressão para as condições iniciais: $C_{as}(0, t) = 0$, $C_{as}(x, 0) = 0$, pode ser escrita na forma (IAEA, 2001):

$$C_{as}(x, y) = \frac{Q_i}{2 \cdot \pi \cdot D_r \sqrt{\epsilon_x \cdot \epsilon_y}} \exp\left(\frac{Ux}{2 \cdot \epsilon_x} - \frac{\lambda_i x}{U}\right) k_0 \left[\frac{U}{2 \cdot \epsilon_x} \sqrt{x^2 + \frac{\epsilon_x}{\epsilon_y} (y - y_0)^2} \right] \quad (5-25)$$

em que,

Q_i : descarga média anual do RDN i , (Bq/s)

y_0 : distância lateral do ponto de libertação do RDN a partir da margem do rio, (m)

k_0 : função de Bessel modificada de 2.º tipo de ordem 0 (valores tabelados).

A concentração de RDN será máxima ao longo da linha central da pluma de contaminação em qualquer secção recta do rio. A concentração de RDN ao longo do centro da pluma é estimada quando $y = y_0$.

Partindo do pressuposto de que os RDN são libertados de uma das margens do rio ($y_0 = 0$), a estimativa da concentração ao longo desta mesma margem ($y = 0$) pode ser obtida pela expressão anterior respeitando estas duas condições, $y_0 = 0$ e $y = 0$.

$$C_{as}(x, 0) = \frac{Q_i}{2 \cdot \pi \cdot D_r \sqrt{\epsilon_x \cdot \epsilon_y}} \exp\left(\frac{U \cdot x}{2 \cdot \epsilon_x} - \frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right) k_0 \left[\frac{U \cdot x}{2 \cdot \epsilon_x} \right] \quad (5-26)$$

Substituindo os coeficientes de dispersão ϵ_x e ϵ_y pela igualdade da expressão (5-18) e da expressão (5-19), respectivamente, a expressão (5-26) transforma-se em:

$$C_{as}(x, 0) = \frac{Q_i}{0,142 \cdot \pi \cdot D_r \cdot U \cdot B_r} \exp\left(\frac{15 \cdot D_r \cdot x}{B_r^2} - \frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right) k_0 \left[\frac{15 \cdot D_r \cdot x}{B_r^2} \right] \quad (5-27)$$

e que pode ser escrita na forma:

$$C_{as}(x,0) = C_t \cdot P_{rr} \quad (5-28)$$

em que,

$$C_t = \frac{Q_i}{q_r} \exp\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right) \quad (5-29)$$

$$P_{rr} = \frac{1}{0,142 \cdot \pi} \exp\left(\frac{1,5 \cdot D_r \cdot x}{B_r^2}\right) k_0 \left[\frac{1,5 \cdot D_r \cdot x}{B_r^2}\right] \quad (5-30)$$

e o caudal do rio é dado pela expressão (5-4), já definida anteriormente:

$$q_r = \frac{D_r}{U \cdot B_r} \quad (5-31)$$

Esta expressão permite estimar a concentração de RDN no rio à distância x do ponto de descarga. A expressão que define C_t descreve a concentração de RDN completamente misturada ao longo da secção recta do rio. Os valores de P_{rr} podem ser calculados pela função de Bessel (IAEA, 2001). Este parâmetro pode ser considerado como um factor de correcção da mistura parcial aproximando-se da unidade à medida que a distância x , a jusante do ponto de descarga, aumenta. Quando a distância a jusante do ponto de descarga é superior a L_y , obtém-se a mistura completa lateral e do mesmo modo, a mistura completa em toda a secção recta do rio. Nestas condições ($x > L_y$), $P_{rr} = 1$ e a expressão (5-28) pode ser simplificada em:

$$C_{as} = C_t \quad (5-32)$$

5.2.2 Estuários

O modelo matemático para estimar a concentração na água superficial de um estuário descreve uma libertação contínua em estado estacionário com base na mesma expressão genérica (5-24) e na respectiva solução analítica (5-25) para o caso dos rios atendendo às seguintes diferenças:

- a velocidade média do fluxo da maré, U (m/s);
- o coeficiente de dispersão vertical é estimado pela expressão (5-17) mas baseia-se na velocidade média do fluxo durante o ciclo da maré;

- os coeficientes de dispersão longitudinal e lateral são estimados com base na velocidade do fluxo durante o ciclo das marés corrigido para contemplar as variações hidrodinâmica da maré;
- considera-se a exposição a montante e a jusante do ponto de descarga e a concentração de RDN a montante pode ser corrigida para considerar os efeitos da maré.

5.2.2.1 Coeficientes de dispersão e distâncias para a mistura completa nos estuários

Os processos de dispersão nos estuários são muito complexos, geralmente mais complexos do que os que se verificam nos rios, devendo-se em grande parte, aos efeitos adicionais da maré e à densidade da estratificação e ao vento.

Na bibliografia são apresentados alguns valores para os coeficientes de dispersão longitudinal em estuários (Fisher et al., 1979). A expressão (5-5) usada anteriormente para estimar o coeficiente de dispersão na vertical é válida também para os estuários, mas será calculada com a velocidade média do fluxo durante o ciclo da maré em vez da velocidade para o caudal mínimo no período de 30 anos, usado no caso dos rios. Desta forma (IAEA, 2001):

$$u_* = 0,1 \cdot U_t \quad (5-33)$$

$$\varepsilon_z = 0,0067 \cdot U_t \cdot D_r \quad (5-34)$$

$$U_t = 0,32 \cdot (|U_e| + |U_f|) \quad (5-35)$$

Os parâmetros U_e e U_f representam as velocidades máximas (m/s) de fluxo vazante e de fluxo enchente, respectivamente.

A mistura lateral num estuário tende a ser muito maior do que a correspondente mistura lateral no rio (sem efeito da maré). Assim, o coeficiente de proporcionalidade da expressão (5-16) passa a ser 3 para este caso (Fisher et al., 1979).

$$\varepsilon_y = 3 \cdot D_r \cdot u_* \quad (5-36)$$

e substituindo a expressão (5-33) na expressão (5-36), o coeficiente de dispersão lateral para o estuário pode ser estimado por:

$$\varepsilon_y = 0,3 \cdot D_r \cdot U_t \quad (5-37)$$

A mistura longitudinal de um estuário é afectada pelo fluxo oscilatório da maré: a velocidade da maré varia sinusoidalmente com o tempo. O quociente entre o coeficiente de dispersão longitudinal do estuário e o coeficiente de dispersão longitudinal do rio é representado pelo parâmetro N_q , expresso em função do parâmetro, M' , que por sua vez representa o quociente entre o período da maré e o tempo necessário para ocorrer a mistura na secção recta. Se o tempo de mistura na secção recta for representado por B_r^2/ε_y e $\varepsilon_y = 0,3 \cdot D_r \cdot U_t$, como descrito na expressão (5-37), o parâmetro M' pode ser equacionado da seguinte forma:

$$M' = \frac{0,3 \cdot D_r \cdot U_t \cdot T_p}{B_r^2} \quad (5-38)$$

O período da maré (T_p) pode ser igual a 45 000 s para a maré do tipo semidiurno (ocorre 2 vezes ao dia), como descrito na expressão (5-39), ou igual a 90 000 s no caso do tipo de maré diurno (ocorre uma vez por dia), como descrito na expressão (5-40):

$$M' = \frac{13500 \cdot D_r \cdot U_t \cdot T_p}{B_r^2} \quad (5-39)$$

$$M' = \frac{27000 \cdot D_r \cdot U_t \cdot T_p}{B_r^2} \quad (5-40)$$

Os valores de N_q que resultam do quociente entre o coeficiente de dispersão longitudinal do estuário e o coeficiente de dispersão longitudinal do rio em função de M encontram-se no anexo D (tabela D-3) (IAEA, 2001). O coeficiente de dispersão longitudinal num estuário é estimado por:

$$\varepsilon_x = \frac{N_q \cdot U_t \cdot B_r^2}{3 \cdot D_r} \quad (5-41)$$

Substituindo a expressão (5-37) na expressão (5-26) obtemos a distância longitudinal necessária para que ocorra a mistura lateral completa:

$$L_y = 0,6 \cdot \frac{B_r^2}{D_r} \quad (5-42)$$

Analogamente, a distância longitudinal (L_z) necessária para atingir a mistura completa na vertical pode obtida substituindo a expressão (5-34) na expressão (5-21):

$$L_z = 7 \cdot D_r \quad (5-43)$$

E como no caso dos rios, assume-se que metade da mistura é completa.

5.2.2.2 Solução da expressão para distâncias superiores à da mistura completa na vertical ($x > L_z = 7 \cdot D$)

A expressão genérica do modelo é a mesma usada no caso dos rios (5-24) e a sua solução associada obtém-se pela resolução da expressão (5-25). Substituindo os coeficientes de dispersão longitudinal e lateral expressos pela expressão (5-41) e pela expressão (5-37), respectivamente, na (5-25), podemos obter:

$$C_{as} = \frac{Q_i}{0,632 \cdot \pi \cdot D_r \cdot U_t \cdot B_r \sqrt{N_q}} e^{\left(\frac{15 \cdot D_r \cdot x \cdot U}{N_q \cdot B_r^2 \cdot U_t}\right)} k_0 \left(\frac{15 \cdot D_r \cdot U}{N_q \cdot B_r^2 \cdot U_t} \sqrt{x^2 + \frac{N_q \cdot B_r^2}{0,9 \cdot D_r^2}} (y - y_0) \right) e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right)} \quad (5-44)$$

Analogamente ao que se verifica no caso dos rios, a concentração de RDN ao longo da linha de costa do estuário, a jusante do ponto de descarga ($y = y_0$) pode ser estimada por:

$$C_{as} = C_{te} \cdot P_{ee} \quad (5-45)$$

em que a concentração para a mistura completa é dada por:

$$C_{te} = \frac{Q_i}{q_w} e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right)} \quad (5-46)$$

e a descarga média da maré, q_w :

$$q_w = D_r \cdot B_r \cdot U_t \quad (5-47)$$

e finalmente, o factor P_{ee} é dado por:

$$P_{ee} = \frac{1}{0,32 \cdot \pi \cdot \sqrt{N_q}} e^{\left(\frac{15 \cdot D_r \cdot x \cdot U}{N_q \cdot B_r^2 \cdot U_t}\right)} k_0 \left(\frac{15 \cdot D_r \cdot x \cdot U}{N_q \cdot B_r^2 \cdot U_t} \right) \quad (5-48)$$

Esta expressão é usada para estimar as concentrações de RDN a montante e a jusante do ponto de descarga. Dado que C_{te} representa a concentração de RDN após atingir a mistura completa ao longo da secção recta, o parâmetro P_{ee} pode ser considerado um factor de correcção para a mistura parcial. Os valores de P_{ee} devem ser superiores à unidade e inferiores a q_w/Q_e , em que Q_e (m^3/s) é o caudal do efluente (IAEA, 2001).

Para estimar a concentração de RDN a montante do ponto de descarga, o factor de correcção da mistura parcial pode ser obtido pela expressão (5-44) e pela expressão (5-45).

Para estimar a concentração de RDN a jusante do ponto de descarga, é usada uma expressão unidimensional para obter o factor de correcção. A solução para o estado estacionário desta expressão com um termo de decaimento de 1.^a ordem para uma libertação contínua em $x = 0$ é dada por (O'Conner et al., 1965):

$$U \frac{\partial C_{as}}{\partial x} = \epsilon_x \frac{\partial^2 C_{as}}{\partial x^2} - \lambda_i C_{as} \quad (5-49)$$

$$C_{as} = \frac{Q_i}{B_r D_r U \sqrt{1 + \frac{4 \cdot \lambda_i \cdot \epsilon_x}{U^2}}} e^{\left(\frac{U \cdot x}{2 \cdot \epsilon_x} \left(1 \pm \sqrt{1 + \frac{4 \cdot \lambda_i \cdot \epsilon_x}{U^2}} \right) \right)} \quad (5-50)$$

O sinal $\pm$ está associado com as concentrações a montante e a jusante do ponto de descarga, respectivamente.

O quociente entre a concentração a montante e a concentração a jusante (Q_{cmj}) pode ser representada por (O'Conner et al., 1965):

$$Q_{cmj} = e^{\left(\frac{U \cdot x}{\epsilon_x} \sqrt{1 + \frac{4 \cdot \lambda_i \cdot \epsilon_x}{U^2}} \right)} \quad (5-51)$$

Os valores de x devem ser considerados com sinal negativo para calcular Q_{cmj} definido na expressão anterior. Substituindo a expressão (5-41) na expressão (5-51) obtemos:

$$Q_{cmj} = e^{\left(\frac{3 \cdot x \cdot D_r \cdot U}{N_q \cdot B_r^2 \cdot U_t} \right)} \quad (5-52)$$

Desta forma, a mistura parcial da concentração de RDN dissolvido (C_{wm}) a montante do ponto de descarga, antes de ocorrer a mistura completa na secção recta é dada por:

$$C_{wm}(x, y) = Q_{C_{mj}} \cdot C_{as} \quad (5-53)$$

A concentração de RDN na água superficial (C_{as}) pode ser calculada pela expressão (5-44) ou pela expressão (5-45). Esta expressão implica que a distância x a montante do ponto de descarga, seja inferior à distância actual à qual o RDN pode ser transportado durante o período de enchente da maré.

5.2.3 Águas costeiras

O modelo matemático para estimar a concentração de RDN nas águas costeiras tem por base a expressão genérica de advecção-difusão a 2 dimensões:

$$U \frac{\partial C_{as}}{\partial x} = \epsilon_y \frac{\partial^2 C_{as}}{\partial y^2} - \lambda_i C_{as} \quad (5-54)$$

e neste caso, U representa a corrente costeira. Esta expressão representa o balanço da variação temporal da concentração de RDN com advecção longitudinal, dispersão lateral (ϵ_y) e com decaimento radioactivo (λ_i).

A dispersão longitudinal não está incluída na expressão anterior, o que pode originar uma estimativa conservativa para a concentração de RDN, uma vez que a extensão da mistura é maior à medida que a pluma se afasta da fonte. Assume-se ainda que o coeficiente de dispersão lateral (ϵ_y , m^2/s), é uma função da distância e pode ser estimado por (IAEA, 2001):

$$\epsilon_y = 3,44 \times 10^{-7} \cdot \left(\frac{x}{U} \right)^{1,34} \quad (5-55)$$

Partindo dos pressupostos que:

- a linha de costa é uma linha recta ao longo do eixo dos xx ($y = 0$);
- a profundidade é constante;
- a corrente costeira U é constante e paralela à linha de costa.

A solução da expressão genérica para uma libertação contínua a partir do ponto de descarga ($x = 0$, $y = y_0$) é dada por (IAEA, 2001):

$$C_{as} = \frac{Q_i}{D_r \sqrt{\pi \cdot U \cdot \varepsilon_y \cdot x}} \left[e \left(-\frac{U(y-y_0)^2}{4 \cdot \varepsilon_y \cdot x} - \frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right) \right] \quad (5-56)$$

em que $U = 0,1$ m/s, por defeito.

A expressão (5-54) e a expressão (5-56) podem ser obtidas a partir da expressão (5-24), assumindo que a dispersão longitudinal é desprezável mediante as seguintes condições na expressão (5-25):

$$\frac{\varepsilon_y}{\varepsilon_x} \left(\frac{y-y_0}{x} \right)^2 \ll 1 \quad (5-57)$$

$$\frac{x \cdot U}{2 \cdot \varepsilon_x} \gg 1 \quad (5-58)$$

Verificando-se estas condições, ε_x pode ser estimado por (IAEA, 2001):

$$\varepsilon_x = 4,66 \times 10^{-6} \cdot \left(\frac{x}{U} \right)^{1,34} \quad (5-59)$$

Se calcular os coeficientes ε_x e ε_y , fazendo $U = 0,1$ m/s na expressão (5-55) e na expressão (5-59), respectivamente, e substituindo o resultado na expressão (5-57) e na expressão (5-58), verificam-se as seguintes condições:

$$7 \cdot D < x < 8 \times 10^{-7} \text{ (m)} \quad (5-60)$$

$$\left| \frac{y-y_0}{x} \right| \ll 3,7 \quad (5-61)$$

Por último, substituindo a expressão (5-55) na expressão (5-56) resulta a expressão final para a estimativa da concentração de RDN nas águas costeiras (IAEA, 2001):

$$C_{as} = \frac{962 \cdot U^{0,17} \cdot Q_i}{D_r \cdot x^{1,17}} e \left(-\frac{7,28 \times 10^5 \cdot U^{2,34} (y-y_0)^2}{x^{2,34}} \right) e \left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right) \quad (5-62)$$

A concentração ao longo do centro da pluma e da linha de costa pode ser estimada considerando $y = y_0$ e $y_0 = 0$ nas expressões (5-56) e (5-62), respectivamente.

5.2.4 Lagos e reservatórios

Neste caso, a concentração de RDN é considerada uniforme dentro de todo o reservatório, logo a mistura é completa. Sob estas condições, a expressão que permite estimar a concentração de RDN num lago ou reservatório é dada por:

$$\frac{dC_{as}}{dt} = -\frac{(q_L + \lambda_i \cdot V) \cdot C_{as}}{V_L} + \frac{Q_i}{V_L} \quad (5-63)$$

em que V_L é o volume do lago e q_L é o fluxo de entrada ou de saída. Assumindo que no tempo inicial ($t = 0$), a concentração é nula ($C = 0$), a solução da expressão anterior é dada por (IAEA, 2001):

$$C_{as} = \frac{Q_i}{q_L + \lambda_i \cdot V_L} \left[1 - e^{\left(-\left(\frac{q_L + \lambda_i}{V_L} \right) \cdot t \right)} \right] \quad (5-64)$$

Este método permite avaliar os efeitos a longo prazo de uma libertação contínua (durante cerca de 30 anos) e pode ser aplicado também para RDN com período de semi-vida muito curtos. Desta forma, na presença das seguintes condições:

$$\left(\frac{q_L}{V_L} + \lambda_i \right) > 10^{-8}, (s^{-1}) \quad (5-65)$$

$$e^{\left[-\left(\frac{q_L + \lambda_i}{V_L} \right) t \right]} \ll 1 \quad (5-66)$$

a expressão (5-64) pode ser simplificada para se obter solução final de estimativa da concentração de RDN na água, no estado estacionário:

$$C_{as} = \frac{Q}{q_L + \lambda_i \cdot V_L} \quad (5-67)$$

A mistura que ocorre num lago considerado de grandes dimensões é dominada pela acção do vento, analogamente ao que ocorre nas águas costeiras. No entanto, sabe-se que mesmo para lagos de elevadas dimensões pode ocorrer a mistura completa num período de tempo relativamente curto (USNRC, 1978). Desta forma, as concentrações estimadas pelas expressões (5-56) e (5-64) (ou pela expressão (5-62) e (5-67), respectivamente) devem ser adicionadas para incluir a concentração de fundo resultante da mistura completa.

5.3 Modelo de transporte e de transferência no meio aquático

5.3.1 Introdução

A mineração do urânio gera grandes quantidades de resíduos sendo usualmente depositados a céu aberto. Além dos estéreis depositados, os efluentes gerados no processamento do minério para a recuperação do urânio também podem ser libertados, transportados e acumulados no ambiente dando origem a novos meios de exposição.

Os efluentes resultantes destes processos de beneficiação são geralmente tratados e posteriormente lançados nas águas superficiais (lagos, ribeiros, rios, etc.). Se o tratamento para remover os contaminantes é inexistente ou deficiente, os efluentes lançados no meio hídrico vão constituir trajectórias de libertação desses contaminantes. O tratamento tem por objectivo diminuir a concentração de alguns dos contaminantes radioactivos (^{226}Ra , ^{210}Pb , etc.), e não radioactivos, de acordo com os valores limites estipulados pela legislação ou por outros critérios de saúde pública ou ambiental.

A exposição do público aos contaminantes na água superficial, em particular o ^{226}Ra , é maioritariamente pela trajectória da ingestão, nomeadamente: de água, de produtos irrigados com água contaminada, de peixes ou de outro tipo de organismos aquáticos, ou ainda através de animais que ingeriram água ou outros produtos contaminados. As aves migratórias não constituem uma contribuição relevante, já que apenas estão expostas à contaminação parte do ano.

A avaliação das consequências radiológicas resultantes da libertação de radionuclídeos de vários locais estudados referidos por Heling et al. (1999), revela que existe efectivamente uma contribuição importante das massas de água contaminadas para a dose total recebida pela população. A remobilização do material depositado (cheias, chuvas ácidas, etc.) e a ressuspensão dos sedimentos podem originar a migração dos radionuclídeos e afectar áreas agrícolas originalmente não contaminadas bem como a água para ingestão. Adicionalmente, a remobilização dos RDN acumulados nos sedimentos de fundo de lagos e reservatórios causam um atraso na transferência da actividade para o ambiente aquático.

5.3.2 Descrição conceptual dos objectivos do modelo

A abordagem apresentada anteriormente pretende ser aplicada a libertações contínuas ou prolongadas no ambiente, considerando que se estabeleceram as condições de equilíbrio, para estimar a concentração dos radionuclídeos no meio de exposição considerado. Para tal, é necessário conhecer o débito de entrada dos RDN no meio e identificar o tipo de RDN que poderá estar presente, isto porque diferentes RDN podem apresentar solubilidades diferentes gerando diferentes concentrações também.

O modelo pretende descrever os métodos genéricos para estimar a concentração dos radionuclídeos na água (C_{as} , Bq/m³) e nos sedimentos (C_{sd} , Bq/kg) resultante da contaminação da água superficial por uma libertação contínua (Q_i , Bq/s). Diferentes tipos de massas de água podem ser consideradas: rios, estuários, águas costeiras, pequenos e grandes lagos, através de submodelos que consideram as diferentes características de cada uma das massas de água. Na exploração do modelo será exemplificado um caso para cada tipo de massa de água e finalmente será aplicado a um caso real (estudo de caso).

A concentração na água e nos sedimentos é estimada para pontos específicos, a uma distância x metros da fonte de contaminação, onde se considera que ocorre a exposição através do uso da água contaminada para (ingestão), para irrigação, para a prática de actividades recreativas, como a pesca e a natação, e também através do uso dos sedimentos para diversos fins. Estes locais específicos representam a distância mais próxima a que se considera que pode ocorrer a exposição.

A absorção dos RDN aos sedimentos reduz a concentração de RDN dissolvidos na água. No entanto, estes RDN adsorvidos podem migrar ao longo do rio ou sofrer deposição no leito e daqui serem ressuspensos ficando incorporados em bancos de areia e praias, constituindo um local de exposição adicional: durante certo período de tempo, a remobilização dos RDN associados aos sedimentos depositados pode constituir uma fonte adicional de exposição. Estes processos são específicos do local a estudar podendo ocorrer em maior ou menor intensidade.

A absorção e a retenção dos RDN pela biota aquática são quantificadas através dos factores de bioacumulação que descrevem o estado de equilíbrio entre a concentração do radionuclídeo na biota (ou no organismo aquático) e na água.

5.3.3 Descrição matemática do modelo

Do ponto de vista matemático, podemos considerar 3 tipos de modelos básicos usados para estimar o transporte de RDN em águas superficiais (IAEA, 2001):

- Modelos numéricos;
- Modelos compartimento (*box model*);
- Modelos analíticos.

A metodologia adoptada no presente modelo tem por base a solução analítica das equações de advecção-difusão descrevendo o transporte uniforme dos RDN (a velocidade do escoamento não varia) nas águas superficiais em estado estacionário (não há variação ao longo do tempo). Um modelo “compartimento” foi adoptado no caso de pequenos lagos e reservatórios. São ainda incluídos alguns processos simples para estimar os coeficientes de dispersão por defeito, as condições de fluxo de rio e as correntes costeiras, no caso de ausência de dados específicos do local a estudar.

Os RDN libertados na água superficial são sujeitos a vários processos físicos e químicos que afectam o seu transporte a partir do ponto de libertação. Alguns destes processos podem ser descritos por:

- Processos relativos ao fluxo: advecção e mistura (dispersão turbulenta);
- Processos relativos aos sedimentos: adsorção/dessorção nos sedimentos, transporte pela corrente, deposição e ressuspensão dos RDN;
- Outros processos, incluindo o decaimento radioactivo, que vão reduzir a concentração na água.

Estes processos são, geralmente, tridimensionais e transientes. Contudo, a estimativa da concentração média anual dos RDN no meio aquático pode ser feita com base no pressuposto que muitos destes processos se encontram em estado estacionário.

No caso da libertação contínua dos contaminantes num rio pode então admitir-se a hipótese de estacionaridade (não há variação da concentração ao longo do tempo). Poderá ainda admitir-se a hipótese da contaminação ser unidimensional, sem necessidade de se considerarem os efeitos pluma e de dispersão transversal. Os principais efeitos a considerar são:

- diluição;
- transporte advectivo;

- protólise (dissociação de ácidos e bases);
- sorção nas partículas em suspensão;
- deposição de agregados de partículas;
- processos de degradação (hidrólise, fotólise, biodegradação e outros);
- volatilização.

Na abordagem mais simplista, considera-se o rio constituído por um compartimento de fluido descrevendo-se o movimento da água no seu interior, bem como a suspensão de partículas sólidas, e a presença de organismos expostos (peixes).

A concentração média inicial depende directamente da diluição do efluente emitido, ou descarregado no rio. No caso de mistura imediata, se o caudal médio do efluente for Q_e e o caudal médio do rio for q_r , o factor de diluição é dado por:

$$D_f = \frac{q_r}{Q_e} \quad (5-68)$$

D_f : factor de diluição, (-)

q_r : caudal do rio, (m^3/s)

Q_e : caudal do efluente, (m^3/s).

A concentração média de RDN no rio, perto do ponto de descarga (C_{od}) é calculada a partir da concentração no efluente, C_{ee} :

$$C_{od} = \frac{C_{ee}}{D_f} \quad (5-69)$$

Todos os processos de eliminação durante o transporte advectivo (degradação por fotólise, hidrólise e transformação biótica, a volatilização e a sedimentação com as respectivas componentes de deposição, de ressuspensão e de trocas difusivas), são expressos como tendo cinéticas de 1.^a ordem. A constante cinética total de eliminação (d^{-1}) será a soma das cinéticas correspondentes a cada processo de eliminação:

$$\frac{dC_{wt}}{dt} = -\lambda \cdot C_{wt} \quad (5-70)$$

A integração desta expressão com condição inicial $C(0) = C_{od}$ conduz a:

$$C_{wt} = C_{od} \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (5-71)$$

Se considerarmos a velocidade média (u) constante no rio e igual a:

$$t = \frac{x}{u} \quad (5-72)$$

em que x é a distância percorrida no tempo. Substituindo, teremos:

$$C_{wt} = C_{od} \cdot e^{-\lambda \cdot x / u} \quad (5-73)$$

O que significa que a concentração decresce exponencialmente com a distância ao ponto de descarga.

Por outro lado, a abordagem mais pessimista, apesar de também ser simples, para estimar a concentração de RDN na água é desprezar os efeitos da diluição, o que significa que a exposição ocorre no ponto de entrada dos RDN na água. Neste caso, a concentração é independente do tipo de massa de água e pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = C_{ee} = \frac{Q_i}{Q_e} \quad (5-74)$$

C_{wt} : concentração total de RDN, (Bq/m³)

C_{ee} : concentração de RDN no efluente descarregado na massa de água, (Bq/m³)

Q_i : descarga anual do RDN i , (Bq/s)

Q_e : caudal do efluente, (m³/s).

A concentração dos RDN nos sedimentos pode ser estimada a partir da concentração na água (C_{wt}) através do coeficiente de distribuição (K_d , L/kg). Contudo, o efeito de adsorção nos sedimentos deve ser desprezado, por questões de simplificação, desde que se verifiquem as seguintes condições (IAEA, 2001):

- A geometria da massa de água não varia muito com a distância;
- As características do fluxo (velocidade, profundidade, etc.) não variam significativamente com a distância ou com o tempo;
- Considera-se que existe equilíbrio entre os RDN na água e nos sedimentos.

A partir do valor da concentração de RDN nos sedimentos é possível estimar a concentração transferida para os organismos aquáticos, permitindo estimar a dose resultante para o potencial receptor. Se este valor for superior ao valor estabelecido como limite aceitável, então é necessário efectuar um estudo mais detalhado tendo em

consideração a diluição na massa de água específica (rios, lagos, águas costeiras ou estuários).

5.3.3.1 Rios

A estimativa da concentração de RDN na água pode ser feita em qualquer ponto situado ao longo da margem onde ocorre a descarga bem como ao longo da margem contrária a esta. Nesta primeira abordagem da estimativa da concentração de RDN na água, são desprezados os efeitos dos sedimentos. Para estimar a concentração é necessário conhecer os seguintes parâmetros dos RDN no rio:

- largura do rio, B_r (m);
- distância longitudinal desde o ponto de libertação até à localização do potencial receptor, x (m);
- constante de decaimento radioactivo λ , (s^{-1});
- caudal do rio que corresponde ao caudal mínimo no período de 30 anos, q_r , (m^3/s);
- profundidade do fluxo, correspondente ao caudal q_r , D_r (m);
- velocidade do rio, correspondente ao caudal q_r , U (m/s).

A estimativa da distância longitudinal para a mistura completa resulta do pressuposto de que a mistura na vertical e lateral é completa quando a concentração mínima é metade da concentração máxima ao longo das mesmas linhas verticais e laterais. A distância longitudinal necessária para atingir esta mistura vertical completa, L_z (m), é dada pela mesma expressão definida anteriormente por (5-23) (IAEA, 2001):

$$L_z = 7 \cdot D_r \quad (5-75)$$

O caudal médio anual ($\underline{q}_r$) pode ser obtido em função da largura média do rio, ($\underline{B}$). A correspondência entre os valores destes dois parâmetros encontra-se descrita na bibliografia e é apresentado no anexo D, na tabela D-1 (IAEA, 2001). Assumindo os valores por defeito para a estimativa dos parâmetros locais desconhecidos, pode-se considerar que o caudal mínimo no período de 30 anos, q_r , é igual a 1/3 do caudal médio anual do rio, $\underline{q}_r$. Os valores para os parâmetros, B_r (largura do rio) e D_r (profundidade do rio), que correspondem ao caudal mínimo no período de 30 anos (q_r) também são referidos na bibliografia e apresentados na tabela D-1, do anexo D (IAEA, 2001). Esta referência ao caudal mínimo no período de 30 anos resulta do pressuposto que a contaminação contínua ocorreu durante 30 anos.

A velocidade do rio (m/s) a que corresponde as condições anteriores pode ser estimada pela mesma expressão definida por (5-4) (IAEA, 2001):

$$U = \frac{q_r}{B_r \cdot D_r} \quad (5-76)$$

Para estimar a concentração de RDN na água superficial podemos considerar dois locais distintos quanto à potencial localização da exposição:

- a) Na margem oposta onde ocorre a descarga: neste caso, o transporte dos RDN ocorre, pelo menos, até metade da largura do rio para chegar à margem oposta. A concentração de RDN na água (não filtrada) pode ser estimada pela expressão definida anteriormente por (5-29) (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{Q_i}{q_r} e^{\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right)} = C_t \quad (5-77)$$

C_t : concentração total de RDN na água superficial, (Bq/m³)

Q_i : descarga anual do RDN i, (Bq/s)

q_r : caudal do rio, (m³/s)

λ_i : constante de decaimento radioactivo, (s⁻¹)

x : distância entre o ponto de descarga e o receptor, (m)

U : velocidade do rio, (m/s)

- b) Na margem onde ocorre a descarga: neste caso considera-se que a exposição vai ocorrer antes de se verificar a mistura completa na vertical ($x \leq L_z = 7 \cdot D_r$) e como se pressupõe que não há diluição, a concentração na água superficial é igual à concentração da descarga, e então:

$$C_{wt} = C_{od} \quad (5-78)$$

Se o ponto de exposição ocorre na margem da descarga e há uma mistura completa na vertical, a estimativa da concentração de RDN deve ser modificada para ter em conta o facto de que a mistura lateral pode estar incompleta. Na bibliografia, esta mistura incompleta é quantificada pelo coeficiente de mistura parcial (P_{rr}) sendo uma função de outro parâmetro, o índice de mistura parcial (A_{ip}) dado por (IAEA, 2001):

$$A_{ip} = \frac{15 \cdot D_r \cdot x}{B_r^2} \quad (5-79)$$

O coeficiente de mistura parcial (P_{rr}) encontra-se relacionado com o índice de mistura parcial (A_{ip}). Esta relação encontra-se transcrita na tabela D-2 do anexo D. (IAEA, 2001)

A concentração de RDN ao longo do rio é obtida pela multiplicação da expressão (5-73) pelo parâmetro P_{rr} que pode ser considerado como um factor de correcção para a mistura parcial, e que tende para 1 à medida que a distância x aumenta, a expressão resultante é igual à expressão (5-28) já definida anteriormente:

$$C_{wt} = C_t \cdot P_{rr} \quad (5-80)$$

$$x \geq 3 \cdot \frac{B_r^2}{D_r}, P_{rr} \cong 1 \quad (5-81)$$

5.3.3.2 Estuários

Um estuário é definido como uma massa de água que está ligada por um lado a um rio e por outro ao mar. Neste extremo, a água doce mistura-se com a água salgada sendo a salinidade um traçador por excelência da proporção entre a água do mar e a água doce. A mistura resultante é, geralmente, menos salina do que a água do mar. A mistura vai ser uma componente muito importante para os *habitats* dos estuários dado que estabelece um gradiente entre a água doce e a água salgada. Os maiores gradientes indicam a região onde se dá a mistura das águas provenientes do rio e do mar. As velocidades elevadas e as marés longas geram turbulência e difusão por efeito de corte responsáveis pela mistura intensa.

Assume-se que a descarga pode ocorrer numa das margens do estuário, analogamente ao que foi considerado para os rios. A metodologia descrita anteriormente para os rios pode ser usada neste caso, introduzindo as alterações adequadas para os efeitos da maré, uma vez que a velocidade é variável com a maré.

É necessário conhecer os seguintes parâmetros para estimar a concentração de RDN num estuário:

- largura do estuário, B_r (m);
- largura média do rio (ou seja, largura média do estuário na parte a que corresponde o rio e que por isso não tem o efeito da maré), (m);
- período de maré, T_p (s);

- distância longitudinal desde o ponto de libertação até à localização do potencial receptor, x (m);
- constante de decaimento radioactivo, λ_i (s^{-1});
- profundidade do fluxo, D_r (m).

A distância à qual o RDN é transportado para montante do ponto de descarga, L_u (m) é dada por (IAEA, 2001):

$$L_u = 0,32 \cdot |U_f| \cdot T_p \quad (5-82)$$

em que U_f representa a velocidade do fluxo na maré enchente.

Todos os cálculos apresentados anteriormente para estimar a concentração de RDN na água do rio são válidos para o caso da água dos estuários.

Se os valores da velocidade máxima em condições de maré vazante e de maré enchente não são conhecidas podem adoptar-se os seguintes valores: $U_e = 0,5$ m/s e $U_f = 0,5$ m/s, respectivamente (IAEA, 2001). A velocidade média da maré (U_t) e o caudal em presença da maré (q_w) podem ser estimados pelas expressões definidas anteriormente (5-35) e (5-47), respectivamente (IAEA, 2001):

$$U_t = 0,32 \cdot (|U_e| + |U_f|) \quad (5-83)$$

$$q_w = D \cdot B \cdot U_t \quad (5-84)$$

A concentração de RDN na água superficial de um estuário pode ser estimada em diferentes pontos consoante a localização da exposição. Foram considerados os seguintes casos:

- Se a exposição ocorre na margem oposta à qual onde ocorre a descarga. Neste caso, o RDN é transportado pelo menos, a metade da largura do rio para atingir a margem oposta e a concentração de RDN pode ser estimada pela expressão (5-46) já definida anteriormente (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{Q_i}{q_w} e^{\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right)} = C_{te} \quad (5-85)$$

- Se a exposição ocorre quer a montante quer a jusante do ponto de descarga, mas antes de se verificar a mistura completa na vertical, ou seja, para

distâncias $|x| \leq L_z = 7 \cdot D_r$, pode-se considerar a concentração de RDN igual à concentração no ponto de descarga (C_{od}):

$$C_{wt} = C_{od} \quad (5-86)$$

- iii. Se a exposição ocorre a montante do ponto de descarga e a uma distância superior a L_u , isto é, $|x| > L_u = 0,32 \cdot |U_f| \cdot T_p$, (T_p : período da maré, segundos) o fluxo da maré não chega a atingir o ponto de exposição em condições de maré enchente, porque L_u é a distância máxima a que o RDN pode ser transportado pela maré. Nestas condições, a concentração de RDN no ponto de exposição é nula:

$$C_{wt} = 0 \quad (5-87)$$

- iv. Se a exposição ocorre a montante do ponto de descarga, a uma distância inferior a L_u , ou seja, $7 \cdot D_r < |x| \leq L_u = 0,32 \cdot |U_f| \cdot T_p$ ou a jusante do ponto de descarga (para além da distância à qual ocorre a mistura completa na vertical) para uma distância superior a L_z , $x > 7 \cdot D_r$ ($x > L_z$), a estimativa da concentração do RDN no ponto de exposição deve contemplar a mistura parcial. Nestes casos, considera-se a mistura igual em qualquer direcção do rio a montante ou a jusante do ponto de descarga. A metodologia é semelhante à descrita para os rios, no entanto, mais complexa devido aos efeitos da maré no estuário. Os parâmetros necessários aos cálculos são descritos a seguir (IAEA, 2001).

O quociente (M') entre o período da maré (T_p) e a escala temporal para a mistura na secção recta é dado pela mesma expressão definida anteriormente por (5-38) (Fisher et al., 1979):

$$M' = \frac{0,3 \cdot D_r \cdot U_t \cdot T_p}{B_r^2} \quad (5-88)$$

O quociente entre o coeficiente de dispersão longitudinal de um estuário e de um rio é descrito pelo parâmetro N_q . Os seus valores são apresentados na bibliografia em função do parâmetro M' e encontram-se transcritos na tabela D-3, do anexo D. Se estes dois parâmetros são conhecidos, é possível estimar o índice de mistura parcial, (A_{ip}) para um estuário (IAEA, 2001):

$$A_{ip} = \frac{15 \cdot D_r \cdot x}{N_q \cdot B_r^2} \cdot \frac{U}{U_t} \quad (5-89)$$

A concentração do RDN à distância x , a montante ou a jusante, do ponto de descarga no estuário, considerando os coeficientes de dispersão longitudinal e lateral, por defeito descritos na bibliografia, pode ser estimada pela mesma expressão definida anteriormente por (5-45):

$$C_{wt} = C_{te} \cdot P_{ee} \quad (5-90)$$

O coeficiente de mistura (P_{ee}) é uma função do índice de mistura parcial (A_{ip}) e pode ser obtido relacionando a mistura parcial no estuário com o índice A_{ip} . Este parâmetro P_{ee} pode ser considerado um factor de correcção para a mistura parcial e aproxima-se da unidade à medida que a distância aumenta, analogamente a P_{rr} . Se $P_{ee} < 1$, deve assumir-se P_{ee} igual à unidade (IAEA, 2001):

$$x > \frac{0,6 \cdot B_r^2}{D_r}, P_{ee} \equiv 1 \quad (5-91)$$

5.3.3.3 Águas costeiras

As tentativas mais recentes de estimar o comportamento da libertação de RDN em águas costeiras tiveram por base experiências com traçadores para estimar a diluição provocada pelos fluxos da maré e o transporte pelas correntes induzidas pelo vento (Seligman, 1955). Esta abordagem é, contudo, restrita à vizinhança do ponto onde ocorre a descarga, pois verifica-se que existe uma transferência dos RDN da escala local para a escala regional por processos advectivos que pode ser descrita por um modelo matemático com base na expressão de advecção-difusão no estado estacionário.

Para estimar a concentração de RDN neste tipo de massa de água é necessário definir os seguintes parâmetros:

- profundidade do local onde se dá a descarga do efluente, D_r (m);
- distância entre o ponto de libertação e a linha de costa, y_0 (m);
- distância longitudinal (ao longo da corrente costeira) desde o ponto de libertação até ao receptor, x (m);
- constante de decaimento radioactivo, λ_i (s^{-1});
- para a corrente costeira pode ser usado o valor por defeito, $U = 0,1$ m/s.

Considerando as áreas que satisfazem as seguintes condições:

$$7 \cdot D_r < x \quad (5-92)$$

$$\left| \frac{y - y_0}{x} \right| \ll 3,7 \quad (5-93)$$

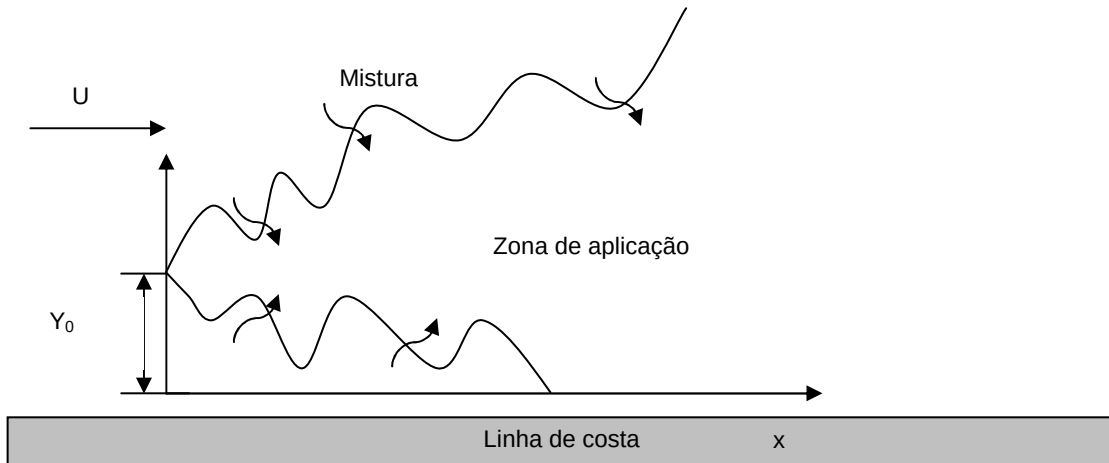


Figura 5-1: Condições para aplicação do modelo às águas costeiras. Fonte: IAEA (2001).

A concentração de RDN na água superficial pode ser estimada para a distância x a que corresponde, por exemplo, um local de pesca ($x = 50$ vezes a profundidade, por defeito) (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{962 \cdot U^{0,17} \cdot Q_i}{D_r \cdot x^{1,17}} e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right)} \quad (5-94)$$

ou à distância x ao longo da linha de costa, definida anteriormente pela expressão (5-62) (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{962 \cdot U^{0,17} \cdot Q_i}{D_r \cdot x^{1,17}} e^{\left(\frac{(-7,28 \times 10^5) \cdot U^{2,34} \cdot y_0^2}{x^{2,34}} \right)} e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right)} \quad (5-95)$$

A metodologia pode ser resumida nas seguintes etapas:

- calcular D_r , U_r , y_0 ;
- definir a distância x do ponto de descarga a que se pretende estimar a concentração;

- no caso da exposição ao longo da linha de costa, a concentração deve ser calculada pela expressão (5-95);
- para todos os outros pontos a concentração deve ser estimada pela expressão (5-94) à qual corresponde a distância onde os organismos aquáticos podem sofrer exposição aos RDN existentes na água.

5.3.3.4 Lagos e reservatórios

Os factores mais importantes na mistura em lagos são as ondas induzidas pelo vento, a turbulência, a estratificação e a diluição do contaminante na água. A estratificação, por exemplo, deve-se à radiação solar na superfície do lago que restringe a transferência dos RDN e limita a diluição apenas dentro da camada superior (epilímnio), quando se verifica a deposição de RDN na superfície do lago. Posteriormente, quando a mistura ocorre, a concentração pode diminuir drasticamente, principalmente quando a profundidade desta camada superior é relativamente pequena em relação à profundidade total do lago. A estratificação também afecta o tempo de residência da água do lago.

Os processos de mistura, a sedimentação e a ressuspensão das partículas afectam significativamente a distribuição da concentração do contaminante total no lago. A sedimentação, por si só é regulada pela adsorção das partículas e pelo débito de sedimentação no lago. A elevada adsorção e a elevada quantidade de matéria particulada são a principal causa da rápida remoção da actividade da coluna de água. Estes processos que influenciam a mistura deixam de ser relevantes quando se considera um modelo compartimental (*box model*), pois assume-se que a mistura é completa e instantânea.

Podemos classificar este grupo em dois subgrupos: lagos pequenos e grandes. Os lagos são considerados grandes se a massa de água ocupa uma área superficial de pelo menos 400 km². Nos lagos pequenos e/ou reservatórios, considera-se que a concentração de RDN é uniforme dentro do lago ou reservatório, logo a mistura é completa. A metodologia é a de *box model* ou de compartimento e pode ser representada pelo diagrama da Figura 5-2.

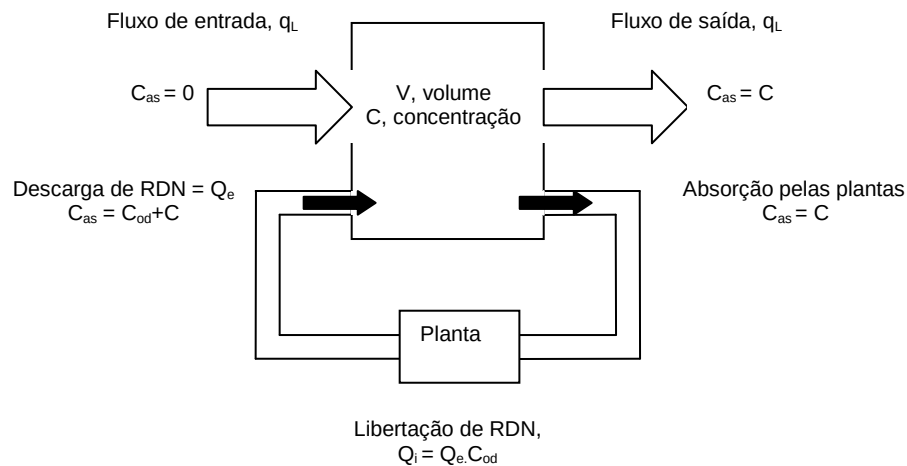


Figura 5-2: Aplicação do conceito de *box model* a um pequeno lago ou reservatório. Fonte: IAEA (2001).

Segundo o conceito de *box model* toda a massa de água (incluindo a camada de sedimentos) ou parte desta massa de água é representada como um compartimento homogêneo, no entanto, este tipo de modelo pode apresentar mais do que um compartimento dentro da massa de água, referindo-se, como por exemplo: um compartimento aos RDN nos sedimentos de fundo (compartimento dos sedimentos) e outro compartimento aos RDN na água (compartimento da água) (Heling et al., 1999). A aplicação deste tipo de modelos é limitada pelo facto do pressuposto da mistura completa dentro do compartimento.

Os parâmetros necessários para a estimativa da concentração no modelo compartimental são:

- caudal de entrada e de saída no lago, q_L (m^3/s);
- a área da superfície do lago, A_L (m^2);
- o volume do lago, V_L (m^3) ou a profundidade média do lago, D_r (m);
- a deposição atmosférica, d_d ($Bq \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$);
- o tempo durante o qual ocorre a descarga de RDN no lago;
- a constante de decaimento radioactivo, λ_i (s^{-1}).

No caso de existirem outras fontes de contaminação além da descarga directa na massa de água, tais como a deposição atmosférica de RDN ou a contribuição resultante das escorrências, da erosão do solo superficial, do escoamento de águas subterrâneas, etc., estas devem ser consideradas na estimativa da concentração total de RDN na água.

Partindo do pressuposto que a bacia hidrográfica do lago é 100 vezes superior à área da superfície do lago e que 2 % dos RDN depositados na bacia vão para o lago através das escorrências, da erosão do solo superficial e do escoamento subterrâneo, a contaminação total de RDN (anualmente) no lago pode ser quantificada por (IAEA, 2001):

$$Q'_i = Q_i + \frac{3 \cdot d_d \cdot A_L}{86\,400} \quad (5-96)$$

A deposição atmosférica (d_d , Bq.m⁻².d⁻¹) pode ser estimada pelo produto entre a velocidade de deposição (m/d) e a concentração de RDN existente na camada de ar por cima da superfície do lago (Bq/m³).

Partindo do pressuposto de que quando $t = 0$ verifica-se que $C_{as} = 0$, a concentração de RDN no lago pequeno ou reservatório pode ser estimada pela mesma expressão definida anteriormente por (5-64) (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{Q'_i}{q_L + \lambda_i \cdot V_L} \left\{ 1 - e^{\left[-\left(\frac{q_L}{V_L} + \lambda_i \right) t \right]} \right\} \quad (5-97)$$

Se verificar a seguinte condição, também já definida pela expressão (5-65):

$$\left(\frac{q_L}{V_L} + \lambda_i \right) > 10^{-8}, (s^{-1}) \quad (5-98)$$

então a concentração do RDN encontra-se em estado estacionário (temporalmente independente) e pode ser estimada pela mesma expressão definida anteriormente por (5-67) (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{Q'_i}{q_L + \lambda_i \cdot V_L} \quad (5-99)$$

Considera-se neste estudo que lagos grandes são massas de água com elevado tempo de residência ($\tau_r = V_L/q_r$) e com elevadas correntes induzidas pelo vento. O transporte dos RDN resulta essencialmente da corrente induzida pelo vento, da estratificação e da mistura, analogamente ao que se verifica no caso das águas costeiras (USNRC, 1977).

Num lago com elevado tempo de residência verifica-se que a mistura completa ocorre num período de tempo curto (muito menos do que 1 ano), devido a um elevado

coeficiente de dispersão variável com a distância (USNRC, 1978). No entanto, próximo do ponto de descarga, a mistura completa não se verifica. Desta forma, a concentração de RDN é estimada a partir da metodologia desenvolvida para a mistura parcial aplicada às águas costeiras. Os parâmetros necessários são os mesmos usados no caso dos estuários. Se a velocidade da corrente (U) não é conhecida, pode adoptar-se o valor por defeito igual a 1 m/s.

No caso de se considerar a mistura parcial, a concentração de RDN é estimada com as expressões anteriores apresentadas para os estuários.

A concentração dos RDN não dissolvidos ao longo da pluma de dispersão (no centro da linha), pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{962 \cdot U^{0,17}}{D_r \cdot x^{1,17}} Q_i e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right)} \quad (5-100)$$

A concentração de RDN ao longo da linha de costa pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{wt} = \frac{962 \cdot U^{0,17}}{D_r \cdot x^{1,17}} Q_i e^{\left[\frac{(-7,28 \times 10^5) U^{2,34} \cdot y_0^2}{x^{2,34}} \right]} e^{\left(\frac{\lambda_i \cdot x}{U} \right)} \quad (5-101)$$

De igual modo como quando aplicada às águas costeiras, a metodologia tem de verificar as seguintes condições:

$$7 \cdot D_r < x \quad (5-102)$$

$$\left| \frac{y - y_0}{x} \right| < 3,7 \quad (5-103)$$

5.3.3.5 Efeitos dos sedimentos

Uma água extremamente limpa tem uma concentração normal em partículas de 1 mg/L. Contudo, na maior parte das situações, a concentração é mais elevada variando entre 5 e 20 mg/L (Fiúza, 2003). As partículas são constituídas por material argiloso ou silicioso e por detritos de matéria orgânica designado genericamente por húmus, ácidos húmicos ou ácidos fúlvicos e ainda mais genericamente por matéria orgânica. As partículas materiais servem como veículo de transporte dos

contaminantes para o fundo dos cursos de água onde se depositam na forma de sedimentos.

5.3.3.5.1 Sorção e retenção

Os sedimentos podem interagir com os RDN dissolvidos na água, originando uma diminuição dos RDN na fase dissolvida devido à absorção dos RDN pelas partículas dos sedimentos. Consequentemente, os RDN presentes nos sedimentos suspensos, nas margens e no fundo da massa de água vão aumentar devido à absorção e à deposição das partículas.

A permuta dos RDN entre a fase dissolvida e a fase sorvida pelos sedimentos pode ser quantificada pelo coeficiente de distribuição K_d , (L/kg) para um dado RDN. Neste caso, o coeficiente de distribuição resulta do quociente entre a concentração de RDN sorvidos nos sedimentos por unidade de peso dos sedimentos (Bq/kg) e a concentração de RDN dissolvidos na água por unidade de volume de água, (Bq/L):

$$K_d = \frac{\text{Concentração de RDN sorvidos nos sedimentos, Bq/kg}}{\text{Concentração de RDN dissolvidos na água, Bq/L}}$$

O uso dos modelos com base no coeficiente de distribuição (K_d) é bastante frequente pelo facto de ser relativamente fácil a sua determinação em laboratório com a recolha de dados do campo. No entanto, os valores determinados são dependentes do local no qual foram obtidos os dados e, que de certa forma, quantifica uma série de processos físicos e químicos que controlam a retenção dos RDN nesse local, em particular. Esta abordagem assume ainda um completo equilíbrio de sorção.

Em estuários, é comum assumir condições de equilíbrio entre as duas fases, onde geralmente as concentrações são relativamente baixas para se considerar um modelo de isotérmica de adsorção linear. Uma consequência deste modelo é que a adsorção do contaminante à fase sólida é independente da concentração na fase aquosa. Desta forma, podemos definir um coeficiente de partição adimensional (K'_p) com base na hipótese de completa reversibilidade (Portela, 1997):

$$C_p^s = K'_p \cdot C_d \quad (5-104)$$

C_p^s : razão entre a massa de soluto e a massa de adsorvente [$M \cdot M^{-1}$]

K'_p : coeficiente de partição, [$L \cdot M^{-3}$]

C_d : concentração de soluto na solução em condições de equilíbrio, [$M \cdot L^{-3}$].

A concentração total de um contaminante (C_T) será a soma da concentração na fase dissolvida (C_d) com a concentração sorvida às partículas sólidas em suspensão, ou seja, na fase particulada (C_{pu}). Esta última pode ser obtida pela relação com a concentração de sólidos no meio (C_S) [$M.L^{-3}$].

$$C_T = C_d + C_{pu} \quad (5-105)$$

$$C_{pu} = C_p^s + C_S \quad (5-106)$$

Donde se pode definir o coeficiente de partição adimensional:

$$K'_p = \frac{C_p^s \cdot C_S}{C_{ws}} = \frac{C_{pu}}{C_{ws}} \quad (5-107)$$

bem como a fracção de composto dissolvido na água (f_w) e a fracção de composto sorvido (ou na fase particulada) (f_f):

$$C_{pu} = K'_p \cdot C_{ws} \quad (5-108)$$

$$C_T = C_{ws} + C_{pu} = C_{ws} + K'_d \cdot C_{ws} = C_{ws} \cdot (1 + K'_d) \quad (5-109)$$

$$f_w = \frac{C_{ws}}{C_T} = \frac{C_{ws}}{C_{ws} + C_{pu}} = \frac{C_{ws}}{C_{ws} + K'_d \cdot C_{ws}} = \frac{1}{(1 + K'_d)} \quad (5-110)$$

$$f_f = \frac{C_{pu}}{C_T} = \frac{C_{pu}}{C_{ws} + C_{pu}} = \frac{C_{ws} \cdot K'_d}{C_{ws} + K'_d \cdot C_{ws}} = \frac{K'_d}{(1 + K'_d)} \quad (5-111)$$

5.3.3.5.2 Concentração de radionuclídeos dissolvidos na água

A concentração de RDN dissolvidos na água superficial (C_{ws} , Bq/m^3), pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{ws} = \frac{C_{wt}}{1 + 0,001 \cdot K_d \cdot C_{su}} \quad (5-112)$$

C_{su} : concentração dos sedimentos suspensos, kg/m^3 ou g/L ;

10^{-3} : conversão de unidades de L/kg a m^3/kg .

A dose resultante da exposição através da ingestão (de água, peixes, etc.) deve ser estimada com base na concentração total na água (incluindo os sedimentos).

A concentração de RDN nos sedimentos só deve ser considerada separadamente no caso das doses estimadas resultarem da exposição apenas neste meio.

A concentração total de RDN na água (C_{wt}) é estimada com as expressões já descritas anteriormente, de acordo com o tipo de massa de água a considerar.

Os valores de K_d são afectados pelo tipo de sedimentos, pela qualidade da água e por outras características específicas do local podendo variar em várias ordens de grandeza para cada RDN.

A concentração nos sedimentos suspensos vai variar dependendo das características da massa de água. Na ausência de dados específicos referentes a um local em particular, a Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA, 2001) sugere que se adoptem os seguintes valores para cada tipo de massa de água: estuário – $0,05 \text{ kg/m}^3$; rios e lagos – $0,05 \text{ kg/m}^3$; águas costeiras – $0,01 \text{ kg/m}^3$.

5.3.3.5.3 Concentração de radionuclídeos nos sedimentos suspensos

A concentração de RDN adsorvida pelos sedimentos suspensos (C_{sw} , Bq/kg), pode ser obtida por:

$$C_{sw} = \frac{0,001 \cdot K_d \cdot C_{wt}}{1 + 0,001 \cdot K_d \cdot C_{su}} = 0,001 \cdot K_d \cdot C_{ws} \quad (5-113)$$

No caso da água superficial contaminada ser usada para ingestão, os processos de tratamento da água removem os sedimentos suspensos, não constituindo perigo por ingestão nesta forma. A concentração nos sedimentos pode ser importante no caso da exposição ocorrer através do uso destes como solo superficial.

5.3.3.5.4 Concentração de radionuclídeos nos sedimentos de fundo

Os sedimentos de fundo contaminados com RDN podem resultar da deposição de uma fracção de sedimentos suspensos, nos quais os RDN estarão adsorvidos, e na directa adsorção pelos sedimentos de fundo dos RDN dissolvidos na água. Os valores aparentes de K_d para este tipo de sedimentos são da ordem de 1/10 do valor de K_d associado com os sedimentos suspensos (IAEA, 2001).

Considerando-se os efeitos do decaimento radioactivo durante a acumulação dos RDN no fundo do rio, a estimativa da concentração de RDN nos sedimentos de

fundo (C_{sb} , Bq/kg) pode ser estimada de acordo com a seguinte expressão (IAEA, 2001):

$$C_{sb} = \frac{(0,1) \cdot (0,001) \cdot K_d \cdot C_{wt}}{1 + 0,001 \cdot C_{su} \cdot K_d} \cdot \frac{1 - e^{(-\lambda_i \cdot T_e)}}{\lambda_i \cdot T_e} = 0,1 \cdot C_{sw} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda_i \cdot T_e}}{\lambda_i \cdot T_e} \quad (5-114)$$

em que T_e é o tempo de acumulação efectiva, em segundos. Considera-se o valor de T_e , por defeito, igual a 1 ano ($3,15 \times 10^7$ s). Este valor corresponde ao tempo durante o qual os sedimentos de fundo migram rio abaixo (à excepção dos pequenos lagos sem corrente de fluxo) ou são sobrepostos por camadas de sedimentos mais recentes (IAEA, 2001). Com efeito, a camada mais recente é a mais relevante em que houve menos tempo para que os RDN sofressem decaimento radioactivo.

5.3.3.5 Concentração de radionuclídeos nos sedimentos de costa

A concentração da actividade na superfície dos sedimentos da linha de costa (ou nas praias) (Bq/m^2), considerando que o decaimento radioactivo ocorre enquanto os RDN estão a acumular-se nos sedimentos da costa (ou de praia), pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{ss} = \frac{(0,1) \cdot (0,001) \cdot K_d \cdot 60 \cdot C_{wt}}{1 + 0,001 \cdot C_{su} \cdot K_d} \cdot \left(\frac{1 - e^{-\lambda_i \cdot T_e}}{\lambda_i \cdot T_e} \right) = 60 \cdot C_{sb} \quad (5-115)$$

O valor de 60 kg/m^2 representa a densidade considerada para a camada superior (5 cm) e para os sedimentos (IAEA, 2001).

5.3.3.6 Transferência para a biota aquática

Os RDN existentes num ambiente aquático também podem ser assimilados pelos organismos vivos. Os peixes têm tendência a bioacumular os compostos orgânicos e os metais pesados, sendo portanto, monitores do estado de contaminação de lagos e de cursos de água. Alguns dos RDN assimilados são transferidos na cadeia alimentar aquática constituindo uma trajectória de exposição para os humanos. Os modelos apresentados pretendem descrever o transporte dos RDN na água superficial até aos pontos de exposição e a consequente transferência para o biótipo aquático.

A bioacumulação nos peixes é regulada pelo tempo de retenção ou pelo tempo de semi-vida biológico do RDN no peixe. O tempo de semi-vida biológico é definido como o tempo que o organismo aquático necessita para eliminar cerca de 50 % do

RDN (um composto ou químico) numa base estritamente biológica (EPA, 2006). Quanto maior o tempo da semi-vida biológica de um RDN num organismo específico, mais tempo decorre até atingir o pico da concentração no organismo aquático. O órgão alvo também é importante porque diferentes RDN podem ter diferentes órgãos alvos.

A concentração de RDN nos organismos vivos resultante da contaminação da água, pode ser estimada pelo factor de bioacumulação que representa o quociente entre a concentração de RDN nos organismos aquáticos e a concentração de RDN dissolvidos na água ($\text{Bq.kg}^{-1}/\text{Bq.L}^{-1}$) no equilíbrio:

$$C_{af} = C_{as} \cdot B_p / 1000 \quad (5-116)$$

C_{af} : concentração dos RDN nos organismos aquáticos, (Bq/kg)

C_{as} : concentração dos RDN dissolvidos na água, (Bq/m^3)

B_p : factor de bioacumulação, (L/kg)

10^3 : factor de conversão de m^3 a L.

O factor de bioacumulação (B_p) é bastante variável sendo influenciado, além do nível trófico do organismo, por outros factores de que depende este parâmetro:

- i) a concentração dos sedimentos suspensos;
- ii) a composição química da água;
- iii) o estado químico do RDN libertado;
- iv) as características específicas do organismo aquático.

Na bibliografia é possível encontrar estimativas genéricas de valores para o parâmetro B_p . Alguns destes valores encontram-se transcritos na tabela D-4 do anexo D, em função do elemento específico (IAEA, 2001).

Relativamente ao ajuste de B_p para o efeito dos sedimentos suspensos, no caso de estimativas genéricas e por questões de simplificação, deve usar-se a concentração total de RDN (C_{wt}) em vez da concentração de RDN dissolvidos (C_{ws}) apesar das partículas radioactivas dos RDN poderem estar adsorvidas nas partículas suspensas encontram-se indisponíveis para absorção biológica o que resultaria numa sobrestimativa do resultado (IAEA, 2001). No entanto, se esta trajectória é importante e são necessárias estimativas mais precisas, então deve usar-se a concentração dos RDN dissolvidos.

A concentração de RDN no estado estacionário na biota aquática, e em particular nos peixes, perto do ponto de descarga, é estimada pelo factor de

bioacumulação (B_p) e pela concentração no ponto de descarga (C_{od}) para a condição inicial $C(0) = C_{od}$, com uma correcção para as espécies dissolvidas (Fiúza, 2003):

$$C_{peixe} = B_p \cdot C_{od} \cdot f_w \quad (5-117)$$

A transferência dos RDN para o biótipo aquático é assim descrita através do factor de bioacumulação.

A concentração mínima no ponto de exposição é obtida à distância x da origem na qual a concentração do contaminante é C_{wt} (Fiúza, 2003):

$$C_{peixe,min} = B_p \cdot C_{wt} \cdot f_w \quad (5-118)$$

A concentração em equilíbrio nos sedimentos pode ser calculada a partir de C_{od} ou de C_{wt} usando os coeficientes de partilha e o factor f_w (Fiúza, 2003):

$$C_{s,max} = C_{od} \cdot f_w \cdot K_{sw} \quad (5-119)$$

$$C_{s,min} = C_{wt} \cdot f_w \cdot K_{sw} \quad (5-120)$$

sendo o K_{sw} , o coeficiente de partilha sedimentos-água, calculado por (Fiúza, 2003):

$$K_{sw} = \frac{C_{sw}}{C_{wt}} = \frac{K_s}{\rho_w} + \theta \quad (5-121)$$

e θ a porosidade preenchida com água.

5.3.4 Conclusões

As simplificações adoptadas no modelo genérico de transporte na água superficial restringem a sua aplicação condicionando-o aos casos em que não há uma variação significativa da geometria da massa de água (secção recta do rio) com a distância, as características do fluxo (velocidade do fluxo, profundidade da água) não variam significativamente com a distância ou no tempo e os RDN presentes na água com origem numa libertação contínua a longo prazo encontram-se em equilíbrio.

As previsões do modelo genérico podem ser, em certa medida, conservativas, como consequência de algumas das condições estabelecidas:

- O ponto de localização da exposição é intencionalmente escolhido;

- Os valores adoptados por defeito para o fluxo, velocidade da corrente e profundidade da água são representativos dos menores valores (média anual) que ocorreram num período de 30 anos;
- As concentrações de RDN são calculadas ao longo da linha central da pluma, à excepção do caso particular de cálculo ao longo da linha de costa;
- Assume-se que os RDN são libertados ao longo de uma das margens do rio, estuário ou lago grande, restringindo desta forma a mistura;
- Ao excluir o efeito de adsorção dos sedimentos maximiza-se a estimativa da concentração de RDN na água, sobrestimando este valor.

Ao modelo genérico está também associada uma parte de incerteza resultante da diferença entre a situação real e os pressupostos assumidos. Apesar da solução analítica da expressão genérica de advecção-difusão ser frequentemente usada em abordagens semelhantes (IAEA, 2001) não foi possível quantificar a incerteza em todas as potenciais aplicações do modelo. No entanto, é possível apontar algumas situações de onde esperar que haja incerteza na aplicação do modelo genérico.

Para a estimativa da concentração de RDN nas zonas parcialmente misturadas da massa de água considerada, a geometria desta e as características do fluxo devem ser relativamente constantes. No entanto, se ocorrerem alterações significativas nas características da geometria ou do fluxo entre o ponto de libertação e o ponto de exposição deve-se estimar os valores da concentração superior e inferior de RDN com os valores extremos das alterações verificadas. Depois de se ter atingido a mistura, as alterações deixam de ser críticas.

O cálculo da adsorção dos sedimentos é uma potencial fonte de erro significativo. O quociente entre os RDN sorvidos nos sedimentos para os RDN dissolvidos é o produto entre o coeficiente de distribuição (K_d , L/kg) e uma milionésima parte da concentração dos sedimentos suspensos (C_{su} , kg/m³ ou g/L). Se este produto for inferior a 1, o erro na estimativa da adsorção pelos sedimentos não é significativo, mas se for muito superior, então os valores dos parâmetros K_d e C_{su} devem ser obtidos localmente no local em estudo para diminuir o potencial erro na estimativa da concentração de RDN (IAEA, 2001).

5.4 Exploração do modelo

No modelo de transporte e transferência no meio aquático podemos ter várias situações diferentes consoante o tipo de massa de água que se considera e também, no caso dos sedimentos, o tipo de sedimentos (suspensos, de fundo, de praia ou costa). A exploração do modelo vai ser faseada para cada um dos tipos de águas superficiais e para os sedimentos, através de submodelos que consideram as diferentes características de cada um dos meios considerados. Na exploração do modelo exemplificamos um caso para cada um destes meios e uma aplicação a um caso real, a um estudo de caso, a envolvente da área mineira da Urgeiriça que se situa em pleno vale aluvionar da ribeira da Pantanha.

Os valores dos parâmetros de entrada foram adaptados, em alguns casos, da bibliografia consultada. No caso de estudo em particular, tentou-se sempre que possível, usar valores específicos do local escolhido.

Na simulação do transporte de RDN nas águas superficiais consideraram-se 4 RDN principais que podem estar incorporados nos efluentes a descarregar nas águas superficiais: ^{238}U , ^{226}Ra , ^{230}Th e ^{210}Pb .

5.4.1 Exploração do modelo para um caso teórico

5.4.1.1 Rios

Os parâmetros de entrada do modelo, no caso dos rios, são os seguintes:

Tabela 5-2: Parâmetros necessários à exploração do modelo no caso dos rios.

Parâmetros	Unidades
Q_i , descarga anual do RDN i na água superficial	Bq/s
Q_e , caudal do efluente	m^3/s
λ_i , constante de decaimento radioactivo do RDN i	s^{-1}
B , largura média do rio	m
q_r , caudal médio anual do rio	m^3/s
q_r , caudal mínimo do rio que corresponde ao período de 30 anos	m^3/s
B_r , largura do rio	m
D_r , profundidade do rio	m
x , distância entre o ponto de descarga e a localização da exposição	m

A metodologia de cálculo a adoptar deve ser a seguinte:

- Definir a distância x à qual ocorre a exposição;
- Se as características do fluxo do rio: caudal (q_r), velocidade (U), largura do rio (B_r) e profundidade (D_r) não são conhecidas, podem ser deduzidas pela seguinte metodologia:
 - o estimar a largura média do rio, $\underline{B}$
 - o deduzir $\underline{q}_r$ pela tabela D-1 do anexo D
 - o calcular q_r ($q_r = \underline{q}_r/3$)
 - o deduzir B_r pela tabela D-1 do anexo D, em função do q_r calculado
 - o deduzir D_r pela tabela D-1 do anexo D, em função do q_r calculado
 - o calcular a velocidade por $U = q_r/(B_r \cdot D_r)$.

As tabelas do anexo D foram elaboradas com base em estudos hidrológicos desenvolvidos por Leopold et al. (1964) dos quais deduziu as expressões (5-2) e (5-3) (Fisher et al., 1979).

Consoante a localização da exposição (x) podemos ter presentes três situações:

1. Se x está localizado na margem oposta onde ocorre a descarga: o transporte de RDN ocorre pelo menos até metade da largura do rio para chegar ao ponto de exposição e neste caso a concentração de RDN na água é estimada pela expressão (5-77):

$$C_{wt} = \frac{Q_i}{q_r} \exp\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right) = C_t$$

2. Se x está localizado na mesma margem onde ocorre a descarga e $x \leq 7 \cdot D_r$, considera-se que a exposição vai ocorrer antes de se verificar a mistura completa na vertical, isto é, não há diluição, e a concentração no ponto de exposição é igual à concentração da descarga dada pela expressão (5-78):

$$C_{wt} = C_{od} = Q/Q_e$$

3. Se x está localizado na mesma margem onde ocorre a descarga e $x > 7 \cdot D_r$, então é necessário calcular o índice de mistura parcial pela expressão (5-79) e obter pela tabela D-2 do anexo D o factor de correcção para a mistura parcial (P_{rr}). A concentração na água é estimada pela expressão (5-77) modificada pelo factor de correcção P_{rr} .

$$C_{wt} = \frac{Q_i}{q_r} \exp\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right) \cdot P_{rr} = C_t \cdot P_{rr}$$

Alternativamente, P_{rr} pode ser calculado directamente incorporando no modelo uma função de Bassel modificada, de segundo tipo e ordem zero (IAEA, 2001).

Como se desconhecem as características do fluxo do rio, é necessário seguir a metodologia de cálculo sugerida anteriormente. A exploração do modelo foi efectuada para o Ra, Pb, Th, U e os valores de entrada no modelo encontram-se na Tabela 5-3.

Tabela 5-3: Valores de entrada para a exploração do modelo aplicado aos rios.

Parâmetros	Valores	Ref. ^a
$Q(^{226}\text{Ra})$ (Bq/s)	34,82	(1)
$Q(^{210}\text{Pb})$ (Bq/s)	24,47	(1)
$Q(^{230}\text{Th})$ (Bq/s)	0,04	(1)
$Q(^{238}\text{U})$ (Bq/s)	49,38	(1)
Q_e (m ³ /s)	0,769	(USNRC, 1978)
$\lambda(^{226}\text{Ra})$ (s ⁻¹)	$1,36 \times 10^{-11}$	-
$\lambda(^{210}\text{Pb})$ (s ⁻¹)	$9,98 \times 10^{-10}$	-
$\lambda(^{230}\text{Th})$ (s ⁻¹)	$2,85 \times 10^{-13}$	-
$\lambda(^{238}\text{U})$ (s ⁻¹)	$4,92 \times 10^{-18}$	-
x (m)	1000	(USNRC, 1978))
B (m)	50	(USNRC, 1978)
q_r (m ³ /s)	30	(USNRC, 1978)
q_r (m ³ /s)	10	(USNRC, 1978)
B_r (m)	28,8	(USNRC, 1978)
D_r (m)	0,48	(USNRC, 1978)
U (m/s)	0,72	(USNRC, 1978)

Os valores identificados por (1) têm origem na exploração do modelo do capítulo 4 para cada RDN.

Uma vez que a distância x , onde se considera que ocorre a exposição, é superior à distância longitudinal necessária para atingir a mistura completa, definida por L_z ($7 \cdot D_r = 3,36$ m), é necessário corrigir a concentração na água pelo factor de correcção de mistura parcial (P_{rr}). Este factor pode ser obtido pela consulta da tabela D-2, em anexo, cujos valores foram obtidos em função do índice de mistura calculado (A_{ip}) ou pode ser directamente calculado pela função de Bessel modificada de 2.º tipo e ordem zero. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 5-4.

Tabela 5-4: Valores obtidos no modelo de transporte de RDN nos rios.

Parâmetros	Resultados
L_z (m)	3,36
A_{ip} (-)	0,87
P_{rr} (-)	2,70
$C_{wt} (Ra) = C_t$ (Bq/m ³)	3,48
$C_{wt} (Pb) = C_t$ (Bq/m ³)	2,45
$C_{wt} (Th) = C_t$ (Bq/m ³)	0,004
$C_{wt} (U) = C_t$ (Bq/m ³)	4,94
$C_{wt} (Ra) = C_t \cdot P_{rr}$ (Bq/m ³)	9,49
$C_{wt} (Pb) = C_t \cdot P_{rr}$ (Bq/m ³)	6,67
$C_{wt} (Th) = C_t \cdot P_{rr}$	0,01
$C_{wt} (U) = C_t \cdot P_{rr}$	13,46

A concentração de RDN completamente misturados (ao longo da secção recta do rio), isto é, na margem oposta onde ocorre a descarga, à distância de 1000 m a jusante do ponto de descarga, é dada por C_t . A concentração na margem onde ocorre a descarga, para a mesma distância do ponto de descarga, é dada por C_{wt} .

Se considerarmos o caso oposto em que a exposição ocorre a uma distância inferior a $7 \cdot D_r = 3,36$ m, a concentração de RDN na água é igual a $C_{od} = Q_i/Q_e$.

Tabela 5-5: Concentração média de cada RDN no ponto de descarga.

Parâmetros	Resultados
$C_{od} (Ra)$ (Bq/m ³)	45,28
$C_{od} (Pb)$ (Bq/m ³)	31,82
$C_{od} (Th)$ (Bq/m ³)	0,05
$C_{od} (U)$ (Bq/m ³)	64,21

Podemos ainda fazer a variação da concentração com a distância à medida que x (e consequentemente a localização do ponto de exposição) se distancia do ponto de descarga. Os resultados obtidos apresentam-se nas figuras seguintes: Figura 5-3, Figura 5-4, Figura 5-5 e Figura 5-6, para o ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ²³⁰Th e ²³⁸U, respectivamente.

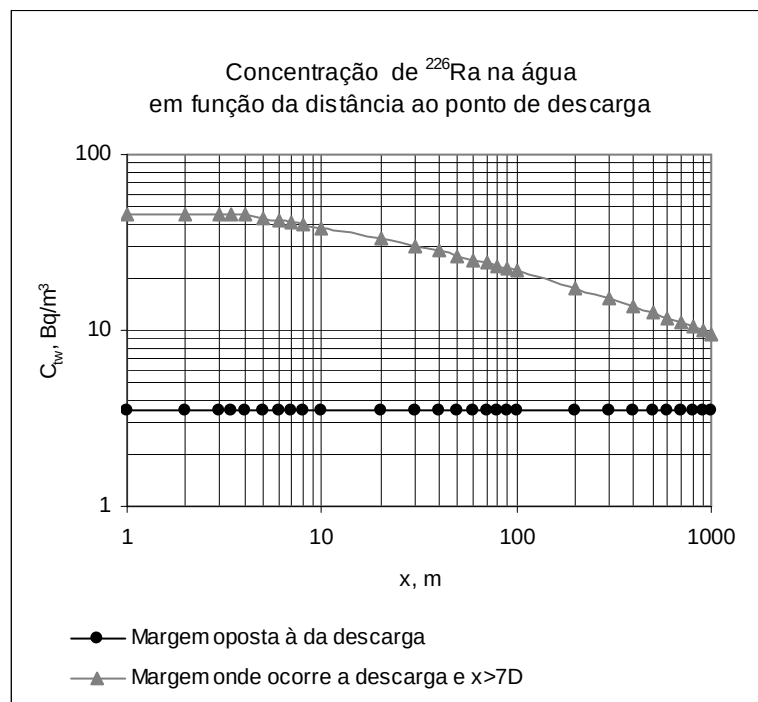


Figura 5-3: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga (rios).

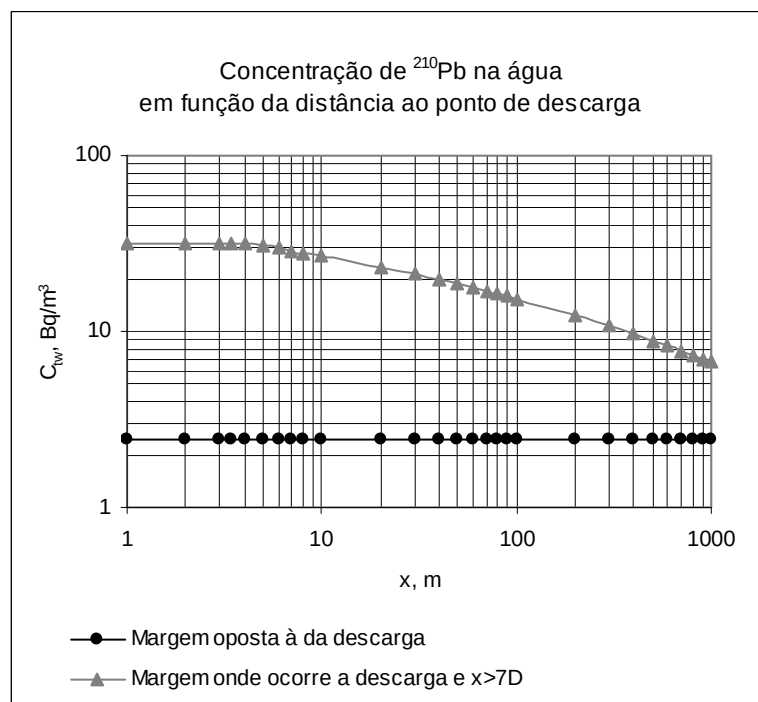


Figura 5-4: Concentração de ^{210}Pb em função da distância ao ponto de descarga (rios).

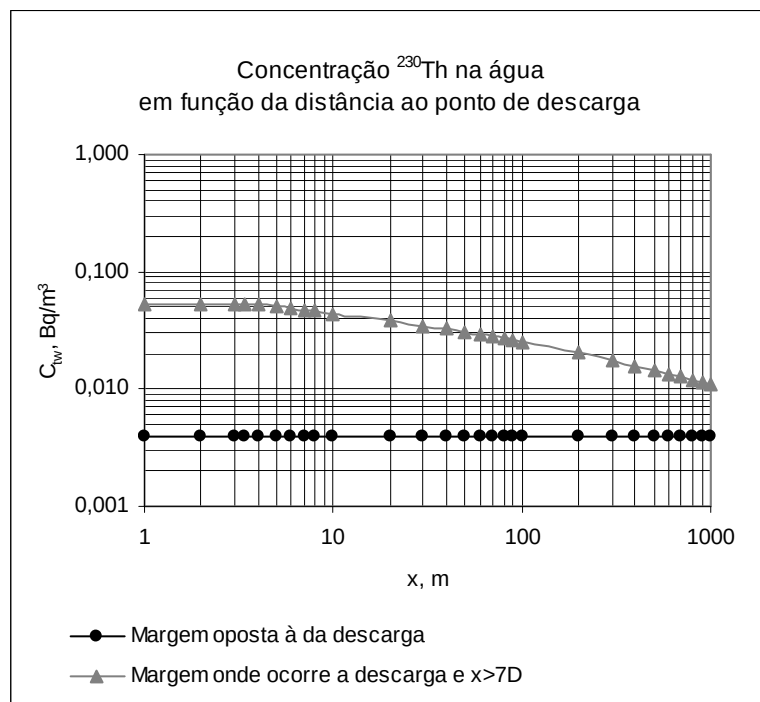


Figura 5-5: Concentração de ^{230}Th em função da distância ao ponto de descarga (rios).

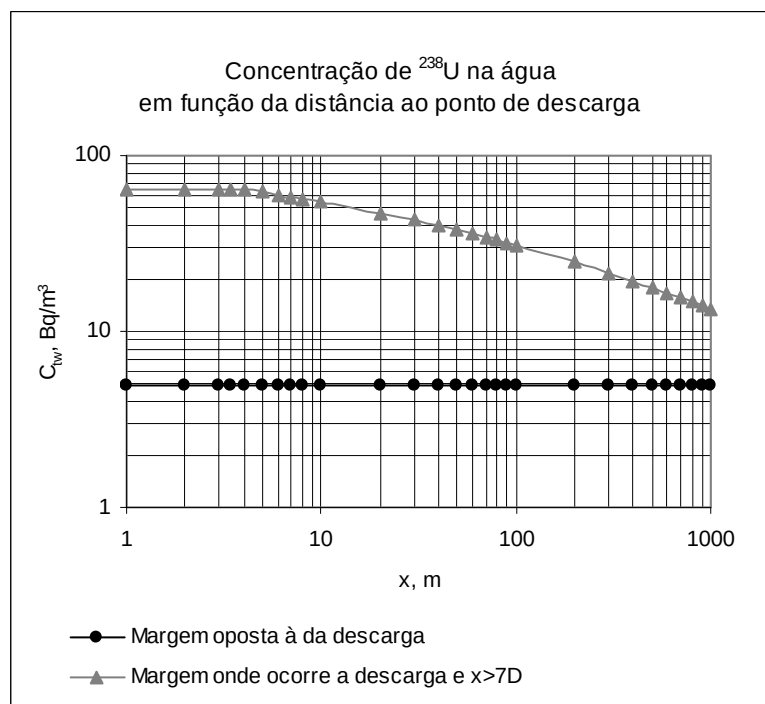


Figura 5-6: Concentração de ^{238}U em função da distância ao ponto de descarga (rios).

5.4.1.2 Estuários

Considera-se o mesmo efluente do caso anterior com a mesma concentração em ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{230}Th e ^{238}U . Os parâmetros de entrada no modelo são os seguintes:

Tabela 5-6: Parâmetros necessários à exploração do modelo no caso dos estuários.

Parâmetros	Unidades
q_r , caudal mínimo do rio que corresponde ao período de 30 anos	m^3/ano
U_e , velocidade do fluxo na maré vazante	m/s
U_f , velocidade do fluxo na maré enchente	m/s
T_p , período da maré	s
q_w , caudal em presença da maré	m^3/ano

Supõe-se a existência de maré semidiurna (ocorre 2 vezes ao dia) e adoptou-se para a velocidade máxima da maré enchente e da maré vazante em ambos os casos, o valor por defeito descrito na bibliografia é igual a 1 m/s. O caudal mínimo do rio (valor médio anual) no período de 30 anos é de 20 m^3/s e corresponde ao lado do estuário constituído pelo rio e por isso não tem o efeito da maré. A largura e profundidade média do estuário são 100 e 2 m, respectivamente. A exposição ocorre a cerca de 1 km do ponto de descarga na mesma margem onde ocorre a descarga.

A exploração efectuada para os mesmos RDN considerados anteriormente: ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{230}Th e ^{238}U , teve como dados de entrada os valores que constam na Tabela 5-7.

Tabela 5-7: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos estuários.

Parâmetros	Valores
q_r (m^3/s)	20
B_r (m)	100
D_r (m)	2
U_e (m/s)	1
U_f (m/s)	1
T_p (s)	45 000

É necessário calcular ainda a velocidade média do fluxo do rio (U) o caudal em presença da maré (q_w) a velocidade média do fluxo da maré (U_t) e uma vez que a exposição ocorre a montante do local de descarga (para nascente), é necessário estimar a distância até onde os RDN podem ser transportados (L_u). Dado que $x > L_z$,

($L_z = 7.D_r = 14$ m e $x = 1000$ m) os RDN vão ser efectivamente transportados até ao local de exposição.

A concentração de RDN completamente misturada pode ser obtida por C_t e no caso de se considerar a mistura parcial, a concentração pode ser estimada por C_{as} .

Para estimar o coeficiente de mistura parcial (P_{ee}) é necessário primeiro estimar o parâmetro $M' = (0,3.D_r U_t T_p)/(B_r^2)$, deduzir N_q da tabela D-2 do anexo D, em função do M' calculado, calcular o índice de mistura parcial para os estuários: $A_{ip} = (1,5.D_r.U.x)/(U_t.N_q.B_r^2)$ e calcular P_{ee} através da expressão (5-48), em função de A_{ip} e do valor de N_q calculado. Estes resultados encontram-se na Tabela 5-8.

Tabela 5-8: Valores obtidos no modelo de transporte de RDN nos estuários.

Parâmetros	Resultados
U (m/s)	0,1
U_t (m/s)	0,64
q_w (m ³ /s)	128
L_u (m)	14 400
C_t (Ra) (Bq/m ³)	0,27
C_t (Pb) (Bq/m ³)	0,19
C_t (Th) (Bq/m ³)	0,00031
C_t (U) (Bq/m ³)	0,39
C_{wt} (Ra) (Bq/m ³)	0,93
C_{wt} (Pb) (Bq/m ³)	0,66
C_{wt} (Th) (Bq/m ³)	0,0011
C_{wt} (U) (Bq/m ³)	1,33

A metodologia de cálculo a adoptar deve ser a seguinte:

- Definir a distância x à qual ocorre a exposição;
- Estimar os parâmetros B_r , D_r , T_p , U_e e U_f para o estuário;
- Deduzir as características do fluxo do rio: caudal (q_r); velocidade (U); largura do rio (B_r) e profundidade (D_r) se não são conhecidas:
 - o estimar a largura média do rio, $\underline{B}$;
 - o deduzir $\underline{q}_r$ pela tabela D-1 do anexo D;
 - o calcular q_r ($q_r = \underline{q}_r/3$);
 - o deduzir B pela tabela D-1 em função de q_r calculado;
 - o deduzir D pela tabela D-1 em função de q_r calculado;
 - o calcular a velocidade por $U = q_r/(B_r.D_r)$;

- Calcular $U_t = 0,32 \cdot (|U_e| + |U_f|)$;
- Calcular $q_w = D_r \cdot U_t \cdot B_r$;
- Calcular $U = q_r / B_r \cdot D_r$.

Consoante a localização do ponto de exposição podemos considerar quatro situações:

- 1 Se a exposição ocorre na margem oposta à qual onde ocorre a descarga, expressão (5-85):

$$C_{wt} = \frac{Q_i}{q_w} e^{\left(-\frac{\lambda_i \cdot x}{U}\right)} = C_{te}$$

- 2 Se a exposição ocorre quer a montante quer a jusante do ponto de descarga, mas para distâncias $|x| \leq L_z = 7 \cdot D_r$, expressão (5-86):

$$C_{wt} = C_{od}$$

- 3 Se a exposição ocorre a montante do ponto de descarga e para uma distância de $|x| > L_u = 0,32 \cdot |U_f| \cdot T_p$, expressão (5-87):

$$C_{wt} = 0$$

- 4 Se a exposição ocorre a montante do ponto de descarga, a uma distância $7 \cdot D_r < |x| \leq L_u = 0,32 \cdot |U_f| \cdot T_p$ ou a jusante do ponto de descarga (para além da distância à qual ocorre a mistura completa na vertical) para uma distância L_z , $x > 7 \cdot D_r$ ($x > L_z$) deve considerar-se a mistura parcial. Os parâmetros a definir são: M' , N_q , A_{ip} e P_{ee} . Para estimar o coeficiente de mistura parcial (P_{ee}) é necessário primeiro calcular M' pela expressão (5-88), deduzir N_q da tabela D-2 do anexo D, em função do M' calculado, calcular o índice de mistura parcial (A_{ip}) para os estuários pela expressão (5-89) e calcular o valor de P_{ee} , pela expressão (5-90), em função de A_{ip} e do N_q calculado. O valor de P_{ee} também pode ser estimado directamente pela função de Bessel através da expressão (5-48). Os resultados obtidos encontram-se representados nas figuras seguintes: Figura 5-7, Figura 5-8, Figura 5-9 e Figura 5-10 para os RDN ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{230}Th , ^{238}U , respectivamente. A descontinuidade que se verifica nestas figuras, na linha que representa a concentração na mesma margem onde ocorre a descarga, corresponde ao ponto da mistura completa na vertical, o que significa que ocorreu diluição da concentração e conseqüentemente a diminuição da concentração.

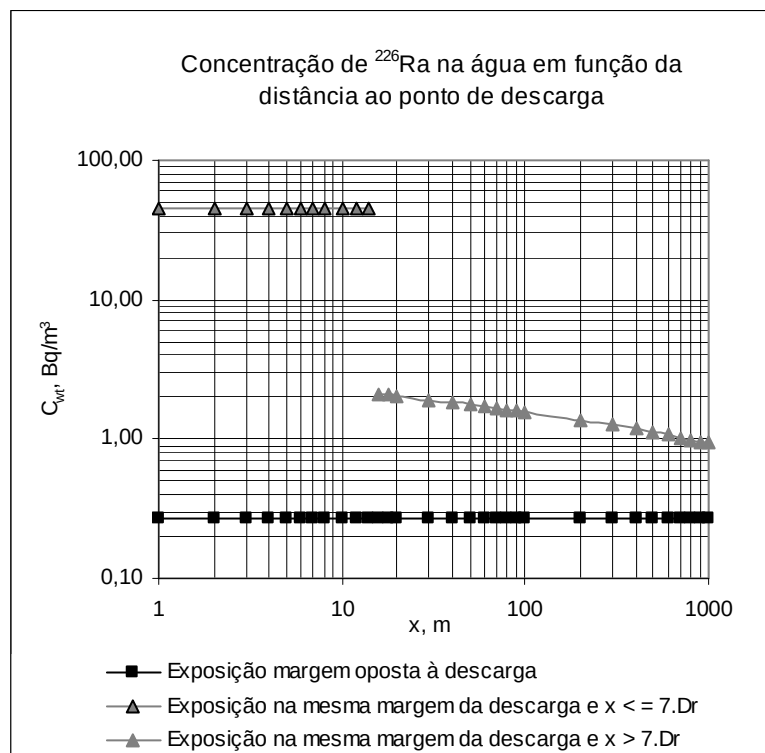


Figura 5-7: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga (estuários).

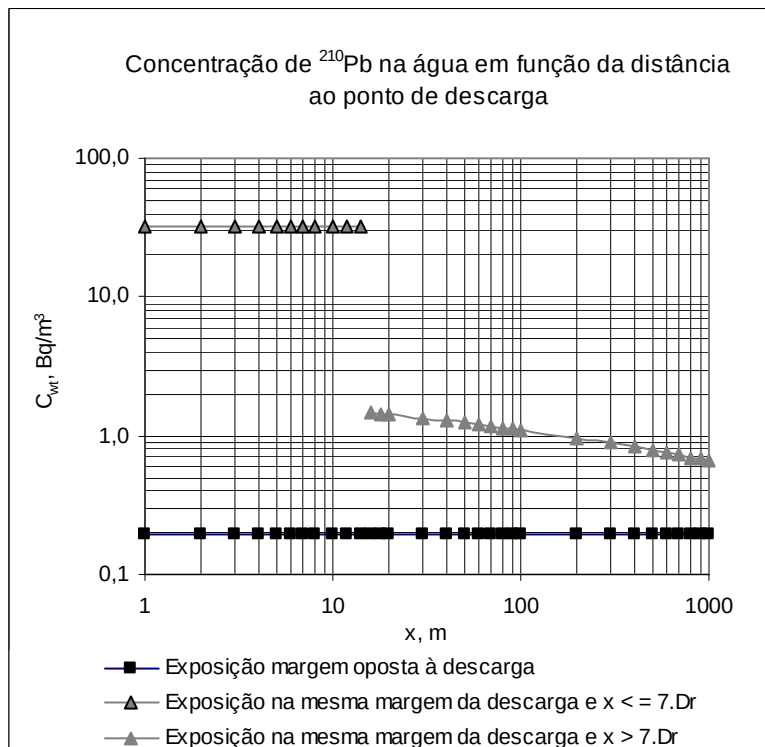


Figura 5-8: Concentração de ^{210}Pb em função da distância ao ponto de descarga (estuários).

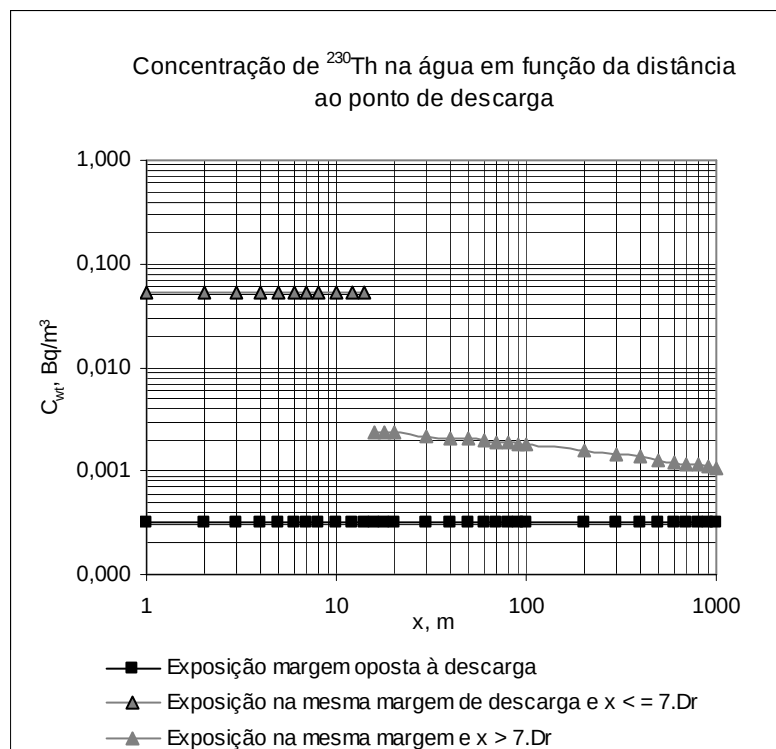


Figura 5-9: Concentração de ^{230}Th em função da distância ao ponto de descarga (estuários).

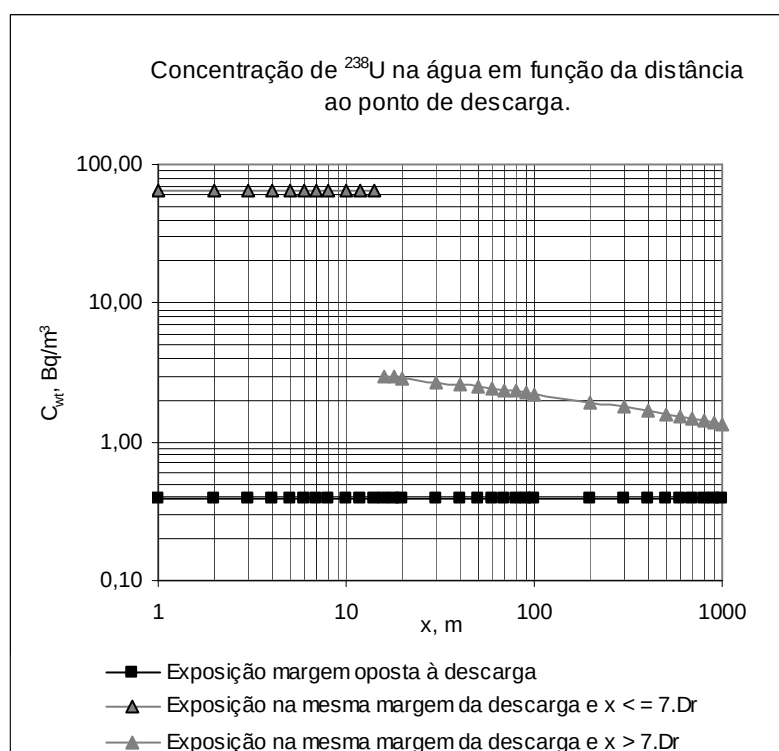


Figura 5-10: Concentração de ^{238}U em função da distância ao ponto de descarga (estuários).

5.4.1.3 Águas costeiras

A metodologia de cálculo a aplicar no caso de cálculo da concentração de RDN nas águas costeiras deve ser a seguinte:

- Definir a distância y_0 a que corresponde a distância entre o ponto de descarga e a linha de costa;
- Definir D_r , U e a distância x à qual ocorre a exposição. Esta distância pode ser considerada para duas situações representativas de uma potencial exposição: correspondente a uma zona de pesca (a exposição ocorre através da ingestão dos peixes) e para a linha de costa.

Considera-se que o ponto de descarga se situa a 50 m da costa ($y_0 = 50$ m). A concentração na água é estimada por C_{wt} , quando $y = y_0$, e este valor vai servir de base para estimar a actividade transferida para os peixes, constituindo assim um meio de exposição adicional pela sua ingestão. Os parâmetros de entrada do modelo, no caso das águas costeiras, são os seguintes:

Tabela 5-9: Valores de entrada para a exploração no caso das águas costeiras.

Parâmetros	Valores	Ref. ^a
$Q(^{226}\text{Ra})$ (Bq/s)	34,82	(1)
$Q(^{210}\text{Pb})$ (Bq/s)	24,47	(1)
$Q(^{230}\text{Th})$ (Bq/s)	0,04	(1)
$Q(^{238}\text{U})$ Bq/s)	49,38	(1)
y_0 (m)	50	(USNRC, 1978)
x (m)	2000	(USNRC, 1978)
T_p (s)	45 000	(USNRC, 1978)
q_r (m ³ /s)	20	(USNRC, 1978)
D_r (m)	30	(USNRC, 1978)
U (m/s)	0,1	(USNRC, 1978)

Para a distância $x = 2000$ m do ponto de descarga e para $y = y_0$ (50 m), a concentração de RDN na água é dada pela expressão (5-94). Os valores obtidos para a concentração de ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{230}Th e ^{238}U encontram-se na Tabela 5-10.

Tabela 5-10: Valores obtidos para a concentração de Ra, Pb, Th e U nas águas costeiras, quando $y_0 = 50$.

Parâmetros	Unidades	Resultados
$C_{wt}({}^{226}\text{Ra}; y = y_0)$	(Bq/m ³)	$1,04 \times 10^{-1}$
$C_{wt}({}^{210}\text{Pb}; y = y_0)$	(Bq/m ³)	$7,29 \times 10^{-2}$
$C_{wt}({}^{230}\text{Th}; y = y_0)$	(Bq/m ³)	$1,19 \times 10^{-4}$
$C_{wt}({}^{238}\text{U}; y = y_0)$	(Bq/m ³)	$1,47 \times 10^{-1}$

A variação da concentração dos RDN em função da distância, desde o ponto de descarga até à distância de 2000 m deste e para $y = y_0$ encontra-se representada na Figura 5-11.

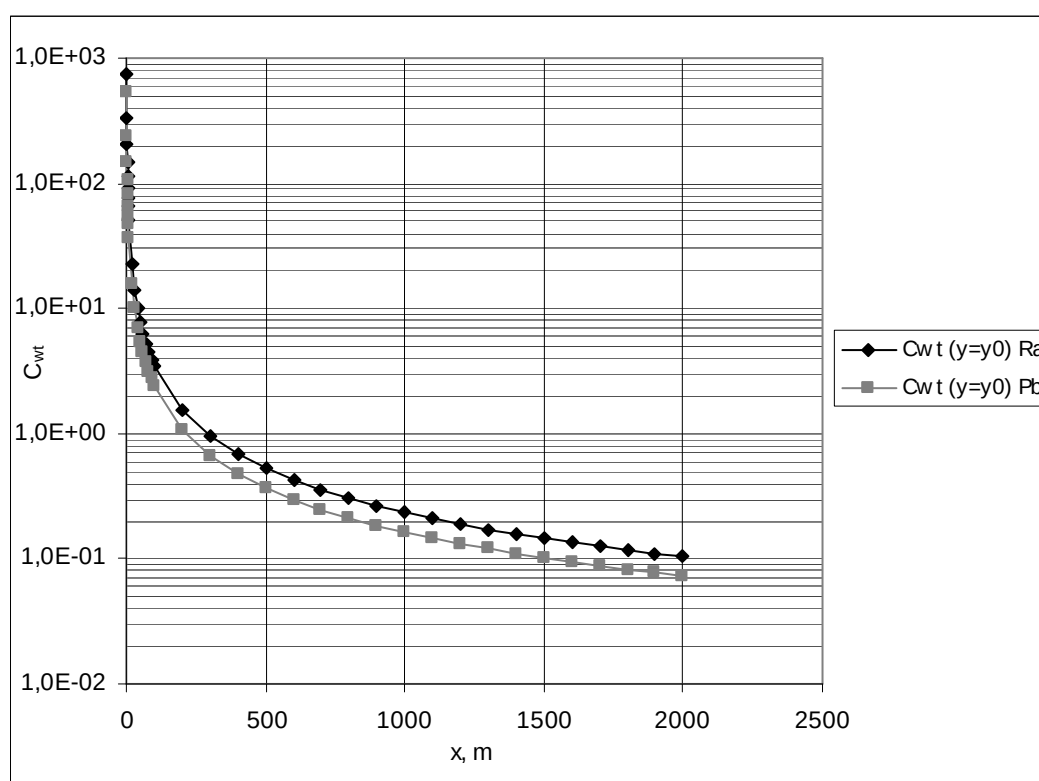


Figura 5-11: Concentração de ${}^{226}\text{Ra}$ e de ${}^{210}\text{Pb}$ na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = y_0$, até à distância de $x = 2000$ m (eixo dos yy em escala log).

Para a distância $x = 2000$ m do ponto de descarga e para $y = 0$, a concentração de RDN na água, ao longo da linha de costa, é estimada pela expressão (5-62), fazendo $y = 0$. Os valores obtidos para a concentração de ${}^{226}\text{Ra}$, ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^{230}\text{Th}$ e ${}^{238}\text{U}$ encontram-se na Tabela 5-11.

Tabela 5-11: Valores obtidos para a concentração de Ra, Pb, Th e U nas águas costeiras, quando $y_0 = 0$.

Parâmetros	Unidades	Resultados
$C_{wt} (^{226}\text{Ra}; y = 0)$	(Bq/m ³)	$8,86 \times 10^{-2}$
$C_{wt} (^{210}\text{Pb}; y = 0)$	(Bq/m ³)	$6,23 \times 10^{-2}$
$C_{wt} (^{230}\text{Th}; y = 0)$	(Bq/m ³)	$1,02 \times 10^{-4}$
$C_{wt} (^{238}\text{U}; y = 0)$	(Bq/m ³)	$1,26 \times 10^{-1}$

Os resultados, em função da distância, desde o ponto de descarga até à distância de 2000 m deste quando $y = 0$, encontram-se representados na Figura 5-12.

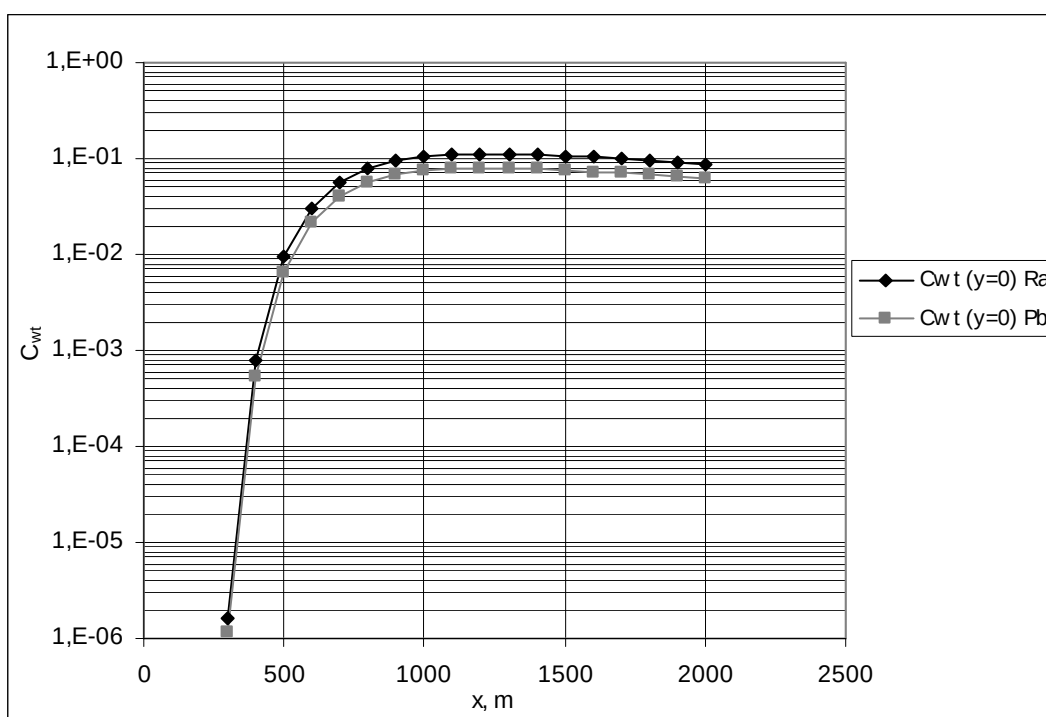


Figura 5-12: Concentração de ^{226}Ra e de ^{210}Pb na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = 0$, até à distância de $x = 2000$ m (eixo dos yy em escala log).

De igual forma, a variação da concentração para o ^{230}Th e para o ^{238}U em função da distância, desde o ponto de descarga até à distância de 2000 m deste, quando $y = y_0$ e quando $y = 0$ encontra-se representada na Figura 5-13 e na Figura 5-14, respectivamente.

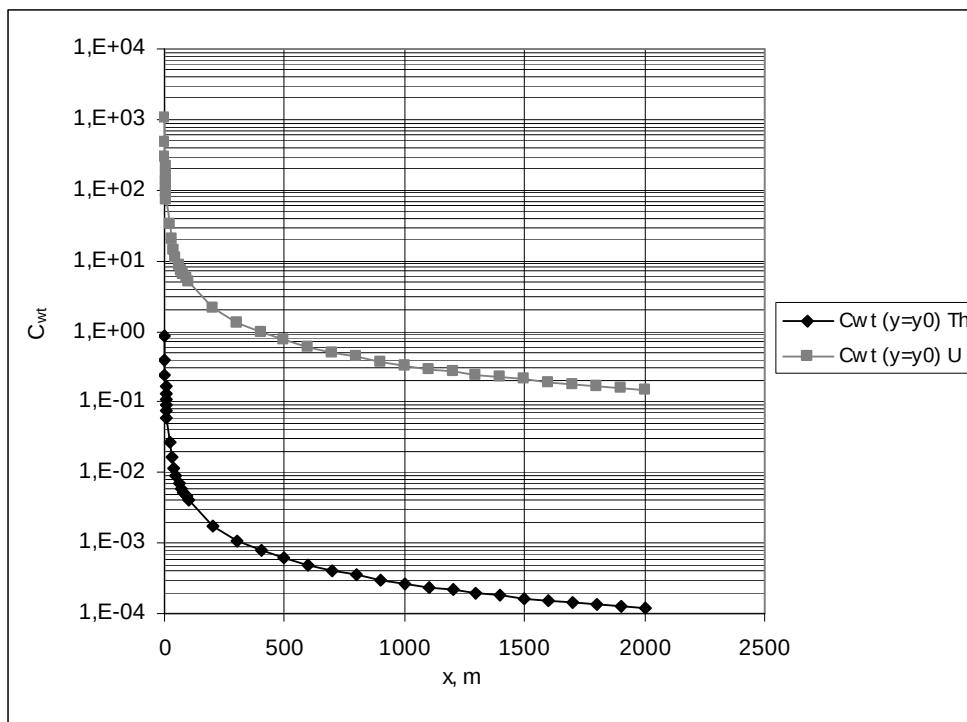


Figura 5-13: Concentração de ^{230}Th e de ^{238}U na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = y_0$, até à distância de $x = 2000$ m (eixo dos yy em escala log).

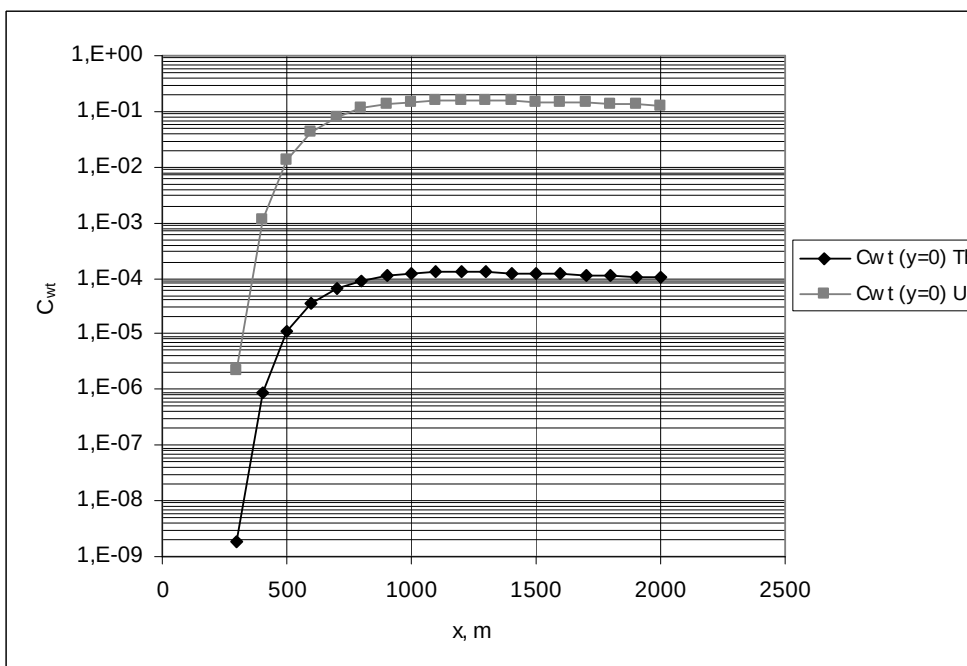


Figura 5-14: Concentração de ^{230}Th e de ^{238}U na água em função da distância do ponto de descarga localizado em $y = 0$, até à distância de $x = 2000$ m (eixo dos yy em escala log).

5.4.1.4 Pequenos lagos

No caso de pequenos lagos aplicam-se os conceitos de modelo compartimento ou *box model*. As dimensões do compartimento são alguns dos dados de entrada necessários: comprimento 400 m, largura 100 m e profundidade 10 m. Admite-se que a largura média do rio, $\underline{B}$, no qual ocorre a descarga média anual do efluente contaminado é de 10 m. Considera-se que não há outras contribuições para a contaminação do lago ($d_d = 0$) e que a exposição ocorre ao longo de uma das margens do lago. Os parâmetros de entrada no modelo são os seguintes:

Tabela 5-12: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos lagos.

Parâmetros	Valores	Ref. ^a
$Q(^{226}\text{Ra})$ (Bq/s)	34,82	(1)
$Q(^{210}\text{Pb})$ (Bq/s)	24,47	(1)
$Q(^{230}\text{Th})$ (Bq/s)	0,04	(1)
$Q(^{238}\text{U})$ (Bq/s)	49,38	(1)
Q_e (m ³ /s)	1,38	(USNRC, 1978)
$\lambda(^{226}\text{Ra})$ (s ⁻¹)	$1,36 \times 10^{-11}$	-
$\lambda(^{210}\text{Pb})$ (s ⁻¹)	$9,98 \times 10^{-10}$	-
$\lambda(^{230}\text{Th})$ (s ⁻¹)	$2,85 \times 10^{-13}$	-
$\lambda(^{238}\text{U})$ (s ⁻¹)	$4,92 \times 10^{-18}$	-
t (= 30 anos) (s)	$9,46 \times 10^8$	(USNRC, 1978)
$\underline{B}$ (m)	10	(USNRC, 1978)
$\underline{q}_r$ (m ³ /s)	1	(USNRC, 1978)
B_r (m)	100	(USNRC, 1978)
D_r (m)	10	(USNRC, 1978)

Os valores identificados por (1) têm origem na exploração do modelo do capítulo 4 para cada RDN.

Ao valor de $\underline{B} = 10$ m corresponde um caudal médio anual, $\underline{q}_r$, de 1 m³/s. O caudal mínimo no período de 30 anos pode ser estimado através da expressão $q_r = \underline{q}_r/3$ sendo ainda necessário estimar a área do lago (A_L) e o volume (V_L).

Tabela 5-13: Valores obtidos para a concentração de Ra, Pb, Th e U, no caso dos lagos.

Parâmetros	Resultados
A_L (m ²)	40 000
q_r (m ³ /s)	0,33
V_L (m ³)	400 000
C_{wt} (²²⁶ Ra) (Bq/m ³)	105,51
C_{wt} (²¹⁰ Pb) (Bq/m ³)	74,06
C_{wt} (²³⁰ Th) (Bq/m ³)	0,12
C_{wt} (²³⁸ U) (Bq/m ³)	149,64

Como a área do lago é inferior a 400 km² considera-se que este é um lago pequeno e assim, os resultados são independentes da distância ao ponto de descarga uma vez que nos modelos tipo compartimento a mistura é homogênea, gerando uma concentração igual em todos os pontos do compartimento. A metodologia de cálculo pode ser resumida em:

- Estimar o volume do lago (V_L) o caudal mínimo no período de 30 anos a que corresponde a descarga do rio (q_r) a área do lago (A_L) e o débito de deposição atmosférico (d_d) se existir. Se o caudal mínimo (q_r) não é conhecido, pode ser estimado como já foi descrito no caso dos rios;
- Estimar a contribuição de todas as trajectórias de contaminação (deposição atmosférica, escoamentos, erosão do solo, etc.) dada pela expressão (5-96):

$$Q'_i = Q_i + \frac{3 \cdot d_d \cdot A_L}{86400}$$

- Se $(q_r/V_L + \lambda_i) \leq 10^{-8} \text{ s}^{-1}$, então a concentração de RDN é dada pela expressão (5-97):

$$C_{wt} = \frac{Q'_i}{q_r + \lambda_i \cdot V_L} \left\{ 1 - e^{\left[-\left(\frac{q_r}{V_L} + \lambda_i \right) \cdot t \right]} \right\}$$

- Se $(q_r/V_L + \lambda_i) > 10^{-8} \text{ s}^{-1}$, então a concentração de RDN encontra-se em estado estacionário e é estimada pela expressão (5-99):

$$C_{wt} = \frac{Q'_i}{q_r + \lambda_i \cdot V_L}$$

Se por outro lado estivéssemos em presença de um lago grande, com área superior a 400 km², a concentração dentro do lago seria estimada com as mesmas expressões usadas no caso das águas costeiras.

5.4.1.5 Sedimentos

Assume-se que há uma contaminação, através da descarga de um efluente no rio que tem vindo a ocorrer nos últimos 30 anos. Os valores da concentração (C_{wt}) dos RDN não dissolvidos (^{226}Ra ; ^{210}Pb , ^{230}Th e ^{238}U) são dados pela Tabela 5-4. Consideramos ainda outro caso em que a concentração na água do rio é cerca de 100 Bq/m³ para cada um dos RDN, num ponto localizado na margem do rio, onde a concentração dos sedimentos suspensos (C_{su}) é 0,1 kg/m³ (ou 100 mg/L). Os parâmetros de entrada no modelo estão representados na Tabela 5-14. Os valores de k_d na primeira coluna (1) referem-se à água doce (IAEA, 2001), (Yu, 1993) e os valores de k_d na segunda coluna (2) referem-se à água salgada (IAEA, 2001).

Tabela 5-14: Valores de entrada para a exploração do modelo no caso dos sedimentos.

Parâmetros	Valores (1)	Valores (2)
C_{su} (kg/m ³)	0,1	----
C_{wt} (Bq/m ³)	100	----
k_d (^{226}Ra) (L/kg)	500	5×10^3
k_d (^{210}Pb) (L/kg)	100	2×10^5
k_d (^{230}Th) (L/kg)	1×10^4	2×10^6
k_d (^{238}U) (L/kg)	50	1×10^3
T_e (s)	$3,15 \times 10^7$	----
λ (^{226}Ra) (s ⁻¹)	$1,36 \times 10^{-11}$	----
λ (^{210}Pb) (s ⁻¹)	$9,98 \times 10^{-10}$	----
λ (^{230}Th) (s ⁻¹)	$2,85 \times 10^{-13}$	----
λ (^{238}U) (s ⁻¹)	$4,92 \times 10^{-18}$	----

Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 5-15 para os seguintes parâmetros:

- concentração dos RDN dissolvidos na água, C_{ws} ;
- concentração nos sedimentos suspensos, C_{sw} ;
- concentração nos sedimentos de fundo, C_{sb} ;
- concentração nos sedimentos de costa, C_{ss} .

Os valores da terceira coluna (3) da seguinte (Tabela 5-15) foram calculados com $C_{wt} = 100 \text{ Bq/m}^3$ para cada RDN e com os valores de K_d para a água doce.

Tabela 5-15: Resultados da exploração do modelo no caso dos sedimentos.

Parâmetros	Resultados (1)	Resultados (2)	Resultados (3)
$C_{ws} (^{226}\text{Ra}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	3,31	2,32	95,24
$C_{ws} (^{210}\text{Pb}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	2,43	0,12	100
$C_{ws} (^{230}\text{Th}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	2×10^{-3}	$1,99 \times 10^{-5}$	50
$C_{ws} (^{238}\text{U}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	4,92	4,49	99,5
$C_{sw} (^{226}\text{Ra}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	1,66	11,60	47,62
$C_{sw} (^{210}\text{Pb})$	0,24	23,30	9,90
$C_{sw} (^{230}\text{Th})$	0,02	0,04	500
$C_{sw} (^{238}\text{U})$	0,25	4,49	4,98
$C_{sb} (^{226}\text{Ra})$	0,17	1,16	4,76
$C_{sb} (^{210}\text{Pb})$	0,02	2,30	0,97
$C_{sb} (^{230}\text{Th})$	0,002	0,004	50
$C_{sb} (^{238}\text{U})$	0,02	0,45	0,50
$C_{ss} (^{226}\text{Ra})$	9,94	69,59	285,65
$C_{ss} (^{210}\text{Pb})$	1,43	137,82	58,48
$C_{ss} (^{230}\text{Th})$	0,12	0,24	2999,99
$C_{ss} (^{238}\text{U})$	1,47	26,95	29,85

5.4.1.6 Biota aquática

Na transferência da actividade para a cadeia alimentar aquática consideramos os peixes como a principal via de transferência. Como dados de entrada vamos ter apenas a concentração na água (C_{wt}) que consideramos ser os valores da Tabela 5-13, referente à concentração de cada RDN nos lagos (valores mais elevados de todos os casos considerados) e o factor de bioacumulação nos peixes (B_p). Os valores de B_p foram adoptados da bibliografia (IAEA, 2001). Como resultado, obtemos a concentração em Ra, Pb, Th e U, na biota aquática relativamente aos B_p adoptados.

Tabela 5-16: Resultados da exploração do modelo de transferência para a biota aquática.

Parâmetros	Valores
$C_{wt} (^{226}\text{Ra}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	105,51
$C_{wt} (^{210}\text{Pb}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	74,06
$C_{wt} (^{230}\text{Th}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	0,12
$C_{wt} (^{238}\text{U}) \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	149,64
$B_p (^{226}\text{Ra}) \text{ (L.kg}^{-1}\text{)/(m}^3\text{.L}^{-1}\text{)}$	50
$B_p (^{210}\text{Pb}) \text{ (L.kg}^{-1}\text{)/(m}^3\text{.L}^{-1}\text{)}$	300
$B_p (^{230}\text{Th}) \text{ (L.kg}^{-1}\text{)/(m}^3\text{.L}^{-1}\text{)}$	100
$B_p (^{238}\text{U}) \text{ (L.kg}^{-1}\text{)/(m}^3\text{.L}^{-1}\text{)}$	10
$C_{peixes} (^{226}\text{Ra}) \text{ (Bq/kg)}$	5,28
$C_{peixes} (^{210}\text{Pb}) \text{ (Bq/kg)}$	22,22
$C_{peixes} (^{230}\text{Th}) \text{ (Bq/kg)}$	0,01
$C_{peixes} (^{238}\text{U}) \text{ (Bq/kg)}$	1,50

5.4.1.7 Discussão dos resultados

Da análise das figuras (Figura 5-3, Figura 5-4, Figura 5-5 e Figura 5-6) deste primeiro caso de exploração podemos dizer que a variação da concentração de RDN em função da distância apresenta o mesmo perfil de variação para os 4 RDN estudados:

- Quando a descarga de efluente contaminado ocorre na margem oposta onde se considera a exposição, a concentração mantém-se constante com o aumento da distância do ponto de exposição ao ponto de descarga. Para chegar à margem oposta, os RDN têm de ser transportados, pelo menos, até metade da largura do rio, e a concentração de RDN será máxima ao longo da linha central da pluma de contaminação em qualquer secção recta do rio. A expressão de cálculo usada neste caso reflecte a concentração de RDN completamente misturada ao longo da secção recta do rio, ou seja na linha central da pluma, por isso é constante.
- Por outro lado, quando a descarga ocorre na mesma margem onde se considera a exposição, e se esta ocorre para distâncias inferiores 3,4 m do ponto de descarga, não há mistura completa na vertical até esta distância e portanto não há diluição, logo a concentração é igual à concentração no ponto de descarga. A partir deste ponto ($x = 3,4 \text{ m}$) considera-se que há mistura completa na vertical devendo-se corrigir a mistura lateral (que poderá não ser

completa) pelo factor de correcção, o que justifica a diminuição gradual da concentração com a distância.

- Dos RDN estudados, o Th apresenta valores muito pequenos e por isso não é preocupante. O mesmo não acontece para os restantes RDN cujos valores são bastante mais elevados no ponto de exposição do que no caso do Th. Os valores da concentração são sempre superiores quando a descarga e a exposição ocorrem na mesma margem. No entanto, os valores obtidos ficam aquém dos limites estabelecidos na bibliografia para a água de ingestão no caso do rádio (185 Bq/m^3), do tório (555 Bq/m^3) e do urânio (1110 Bq/m^3) sendo ultrapassado no caso do chumbo Pb ($4,07 \text{ Bq/m}^3$).
- Em muitos casos adoptam-se os limites da água de ingestão como limites para a água superficial também. No entanto, deve-se ter em atenção que os valores estimados terão uma interpretação mais correcta quando usados para o cálculo de doses, dado que nestes caso há valores limites específicos para cada trajectória de exposição (interna, submersão na água, contacto com os sedimentos, etc.).

No caso dos estuários (Figura 5-7, Figura 5-8, Figura 5-9 e Figura 5-10), a variação da concentração com a distância é semelhante relativamente aos rios, quer quando a descarga quando ocorre na mesma margem quer quando ocorre na margem oposta. No entanto existem algumas diferenças a salientar:

- Verifica-se que quando a distância da exposição ao ponto de descarga deixa de ser inferior a $7.D_r$ ($x = 14 \text{ m}$) ocorre uma diminuição brusca na concentração para esta distância, continuando a decrescer gradualmente com a distância a partir deste ponto. Isto porque até à distância $x = 7.D_r$ não se verifica a mistura completa na vertical, o que origina que a concentração seja constante. Em termos práticos podemos eliminar distâncias de exposição superiores a $x > 7.D_r$, se os valores obtidos no ponto de viragem forem inferiores aos limites estabelecidos ou admissíveis.

No caso das águas costeiras, a variação da concentração em Ra e em Pb, presentes num efluente descarregado a 50 m da costa (Figura 5-11), decresce exponencialmente até ao ponto de exposição segundo valores muito aproximados para ambos os RDN. O mesmo se passa para a concentração em Th e em U, sendo a concentração deste último muito superior à concentração do primeiro (Figura 5-13). Esta variação da concentração para $y = y_0$ (50 m) corresponde à variação da

concentração na linha central da pluma, que se vai dissipando segundo uma função exponencial, com o aumento da distância ao ponto de exposição. Isto pode ser explicado em certa medida, pelo facto de a expressão de origem (expressão de advecção-difusão bidimensional) não incluir a dispersão longitudinal e a extensão da mistura ser maior à medida que a pluma de contaminação se dispersa nas águas costeiras (IAEA, 2001) o que significa que o coeficiente de dispersão lateral é uma função da distância longitudinal.

No caso em que a descarga de efluente ocorre na mesma margem da exposição e junto à linha de costa verifica-se um aumento exponencial da concentração com a distância ao ponto de descarga, com valores muito aproximados para o Ra e Pb (Figura 5-12) e valores muito superiores para o U relativamente ao Th (Figura 5-14). No entanto, os valores finais quer para $y_0 = 50$ m quer para $y_0 = 0$ são da mesma ordem de grandeza para cada RDN considerado em ambos os casos.

No caso dos lagos a concentração obtida é homogénea e igual em todos os pontos dado que este cálculo se baseia num modelo “compartimento” em que a mistura é homogénea e instantânea. Dos RDN estudados, o Th apresenta o menor valor de concentração (este RDN é praticamente insolúvel), seguindo-se o Pb, o Ra e por fim o U.

Relativamente aos sedimentos a sua concentração é quase sempre inferior à concentração dos RDN dissolvidos na água, à excepção da concentração em rádio nos sedimentos de costa, o que se pode justificar pelo facto da solubilidade do rádio nesta forma ser muito pequena. A concentração de RDN dissolvidos é superior na água doce relativamente à água salgada, para todos os RDN. Podemos concluir que há uma maior dissolução dos RDN na água doce do que na água salgada. Para os restantes parâmetros, ou seja, para os sedimentos (suspensos, de fundo e de costa), a concentração é sempre superior no caso da estimativa com K_d para água salgada. Isto pode ser justificado pelo facto de que se os valores de K_d usados para a água salgada forem superiores aos usados na água doce, revelam que há uma maior partilha dos RDN entre os sedimentos e a água salgada (por adsorção, deposição, etc.).

Relativamente à transferência de RDN para o biótipo aquático, a concentração nos peixes, por exemplo, terá uma interpretação concreta se for a base para a estimativa da dose resultante para os humanos, já que esta vai depender do tipo de organismo aquático, forma, tamanho, etc., bem como do tipo de exposição (interna,

submersão na água e contacto com os sedimentos). Ainda mais porque muitos dos efeitos nos peixes manifestam-se a longo prazo em termos de mutações genéticas, efeitos na reprodução da espécie, etc., e não imediatamente como acontece com descargas de outros tipos de contaminantes.

Os RDN escolhidos têm cada um a sua particularidade como tóxico. O chumbo actua como um veneno cumulativo, tóxico mesmo em pequenas concentrações. O seu nível de acção verifica-se para 15 µg/L. Pode entrar no corpo humano através da ingestão de água e de alimentos contaminados e também pela inalação.

O ^{230}Th é um produto do decaimento do ^{238}U e pode ser encontrado em pequenas concentrações nos depósitos de urânio bem como nos estêreis da mineração destes. Contribui para a actividade de partículas α , sendo um produto do decaimento radioactivo natural do ^{234}U com emissão deste tipo de radiação. Faz parte da série de decaimento radioactivo do ^{238}U e dá origem ao ^{226}Ra por emissão de partículas α . A sua semi-vida é aproximadamente 80 000 anos e é praticamente insolúvel em água aderindo preferencialmente às partículas do solo. As maiores trajectórias de exposição são a ingestão de alimentos e de água que contenham tório e a inalação de poeiras contaminadas com tório.

O rádio é constantemente produzido pelo decaimento radioactivo do urânio e do tório. Emite radiação por emissão da partícula α quando sofre decaimento radioactivo. A concentração em rádio na maioria das águas naturais é inferior a 185 Bq/m³. Apresenta também uma baixa solubilidade na água. A inalação ou ingestão de rádio pode originar cancro no pulmão. Pode ainda concentrar-se nos peixes e noutros organismos aquáticos e entrar na cadeia alimentar.

O urânio é um carcinogénio e emite radiação através da partícula α por decaimento natural. Pode aparecer em vários estados de oxidação. Geralmente, os estados mais oxidados são mais solúveis. O ^{238}U e o ^{235}U ocorrem no estado natural e contribuem para a maior radioactividade na água. O valor limite recomendado para a sua concentração é de 30 µg/L e na maioria das águas naturais este valor varia de 0,1 a 10 µg/L.

5.4.2 Exploração do modelo para um estudo de caso - Urgeiriça

5.4.2.1 Introdução

Como referido inicialmente, iremos agora tentar aplicar o modelo desenvolvido a um caso concreto. O local escolhido refere-se à envolvente da área mineira da Urgeiriça que se encontra inserida em pleno vale aluvionar da ribeira da Pantanha e apresenta uma ocupação agrícola de pequenas hortas e pastagens nas partes planas do fundo do vale.

A mina da Urgeiriça encontra-se rodeada de pequenas quintas e de casas de campo, podendo considerar-se a utilização da água da ribeira da Pantanha para rega e para ingestão pelos animais de pasto das redondezas. Próximo da mina encontra-se situada uma escombreira de estéreis cujas infiltrações ácidas são recolhidas e juntamente com a água da mina, após neutralização e decantação, são lançadas na ribeira da Pantanha. Esta ribeira atravessa a área da escombreira de rejeitados e termina o seu curso natural no rio Mondego.

O efluente a tratar resulta assim da mistura de águas com origem na mina (poço de St.^a Bárbara) e nas infiltrações ácidas (poço de recolha) provenientes da escombreira de rejeitados. Após o referido tratamento numa bacia de decantação, o efluente é lançado na linha de água.

Existem registos da monitorização periódica efectuada pela Empresa Nacional de Urânio (ENU) na ribeira da Pantanha em diversos pontos, um deles a montante e vários a jusante do ponto de descarga até ao rio Mondego, onde existem também 2 pontos de amostragem. Os pontos de amostragem considerados pela ENU (1998) foram classificados de C₁ a C₇.

Os pontos de C₁ a C₄ encontram-se situados na ribeira da Pantanha, o ponto C₅ na ribeira da Corujeira, a montante da confluência com a ribeira da Pantanha (pequeno curso de água afluente da ribeira da Pantanha), os pontos C₆ a C₇ estão situados no rio Mondego, a jusante e a montante do ponto de confluência, respectivamente. A localização dos pontos de monitorização encontra-se esquematizada na Figura 5-15 (o desenho não está representado à escala) com as respectivas distâncias relativas representadas na Tabela 5-17.

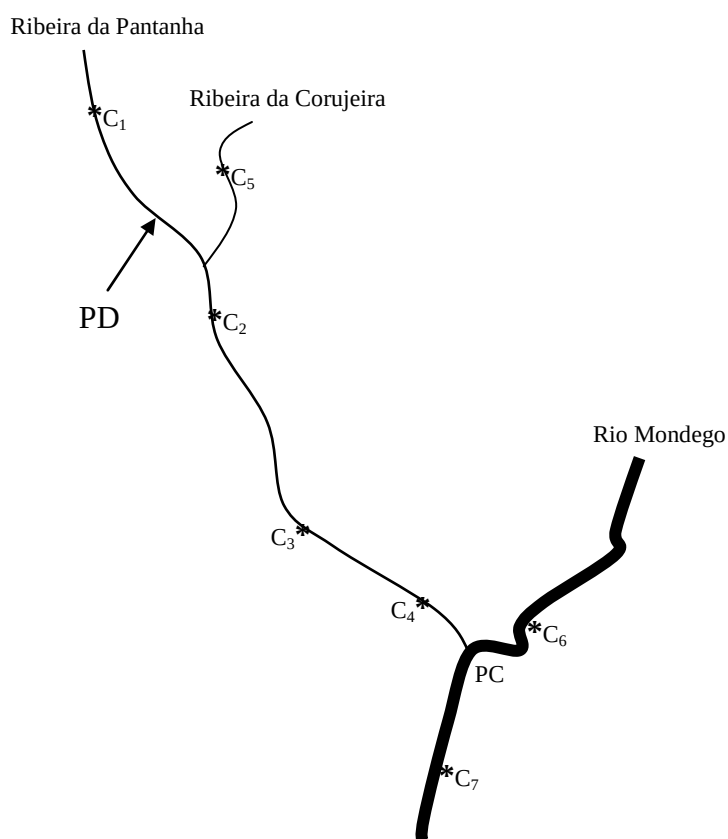


Figura 5-15: Localização dos pontos de monitorização, adaptado de ENU (1998).

Os registos das análises das amostras colhidas apresentam valores para os elementos radiológicos, entre outros parâmetros químicos, de ^{226}Ra (Bq/L) e de U_3O_8 (ppm) nestes pontos.

Tabela 5-17: Distância entre os pontos de exposição.

Pontos de exposição	Distância (m)
C₁ – PD	950
PD – C₂	150
C₁ – C₂	1100
C₂ – C₃	1500
C₃ – C₄	1100
C₄ – PC	450
PC – C₆	200
PC – C₇	800

O ponto PD representa o local onde é feita a descarga do efluente e o ponto PC representa o ponto de confluência da ribeira da Pantanha com o rio Mondego.

Recentemente foram realizadas campanhas de amostragem de águas, sedimentos, solos, ar, etc., na área mineira da Urgeiriça, para a avaliação da contaminação radiológica na envolvente da área mineira. Destes estudos resultaram dois relatórios intitulados: “Estudo Director de Áreas de Minérios Radioactivos - 1ª e 2ª Fase (2003), elaborados pela Exmin – Companhia de Indústria e Serviços Mineiros e Ambientais, SA, e já referidos no capítulo anterior. Na impossibilidade de ter acesso aos dados mais recentes, adoptaram-se os dados fornecidos pela ENU referentes a 1997.

5.4.2.2 Exploração do modelo para um efluente lançado na linha de água

Na exploração do modelo adoptou-se, sempre que possível, valores para os parâmetros de entrada referentes ao local em estudo. Na impossibilidade de os obter localmente, recorreu-se a dados existentes na bibliografia, devidamente referenciados.

Considera-se que o efluente tratado é lançado na ribeira da Pantanha e que os pontos de exposição ao longo do curso da ribeira são identificados por: C₂, C₃, C₄ e PC. No ponto de confluência (PC) da ribeira com o rio Mondego vamos considerar a descarga do efluente com concentração em ²²⁶Ra igual à estimada neste ponto. Os valores de entrada no modelo encontram-se na tabela seguinte.

Tabela 5-18: Valores para a exploração do modelo no estudo de caso referente à Urgeiriça.

Parâmetros	Valores	Ref. ^a
$Q(^{226}\text{Ra})$ (Bq/s)	9,1157	(-)
Q_e (m ³ /s)	$19,5 \times 10^{-3}$	(-)
$\lambda(^{226}\text{Ra})$ (s ⁻¹)	$1,36 \times 10^{-11}$	(-)
x_1 (C ₂) (m)	150	(-)
x_2 (C ₃) (m)	1650	(-)
x_3 (C ₄) (m)	2750	(-)
x_4 (PC) (m)	3200	(-)
$\underline{B}$ (m)	21	(USNRC, 1978)
$\underline{q}_r$ (m ³ /s)	5	(USNRC, 1978)
q_r (m ³ /s)	1,67	(USNRC, 1978)
B (m)	12,55	(USNRC, 1978)
D (m)	0,20	(USNRC, 1978)
U (m/s)	0,67	(USNRC, 1978)

¹ Relatório do Estudo Director das Áreas de Minérios Radioactivos e igual a 292 250 m³/ano, referente ao ano 2000.

O efluente lançado após tratamento, segundo as análises efectuadas em duas campanhas de amostragem pela EXMIN, apresenta uma concentração em actividade de 0,96 Bq/L na época de Verão (Junho) e 0,26 Bq/L na época do Inverno (Novembro) (Pereira et al., 2004b).

Na Tabela 5-19 representa-se a mistura de águas ácidas que deu origem ao efluente tratado, após neutralização e decantação, com os respectivos valores em ^{226}Ra . Os resultados analíticos obtidos referem-se a amostras de águas residuais colhidas na área mineira da Urgeiriça, nomeadamente: na mina (E_1 - efluente da mina); numa exsurgência da escombreira (E_2 - efluente da escombreira da barragem velha) e no efluente tratado e lançado na ribeira da Pantanha (E_3) (Pereira et al., 2004b).

Tabela 5-19: Resultados analíticos obtidos em amostras de águas residuais da envolvente mineira da Urgeiriça.

Efluente	Campanha	^{226}Ra (Bq/L)	^{226}Ra (Bq/m ³)
E_1	Junho	4,45	4450
	Novembro	5,58	5580
E_2	Junho	0,16	160
	Novembro	0,16	160
E_3	Junho	0,96	960
	Novembro	0,26	260

5.4.2.2.1 1.º Caso de Exploração

Fez-se a exploração do modelo para o caso do efluente tratado e lançado com a concentração de 960 Bq/m³ referente ao valor obtido na campanha de Junho, sendo este o pior cenário no caso do efluente tratado. Como já foi referido anteriormente, podemos ter presente 3 situações distintas:

- i) Se a exposição acontece na margem oposta onde ocorre a descarga;
- ii) Se a exposição se verifica na mesma margem onde ocorre a descarga e para distâncias inferiores a 1,4 m ($x < 7.D_r$), não há diluição porque a mistura na vertical não é completa e a concentração neste ponto é igual à concentração do efluente descarregado;
- iii) Se a exposição se verifica na margem oposta e para distâncias superiores a 1,4 m ($x > 7.D_r$), a mistura na vertical é completa mas na lateral pode não ser, sendo necessário corrigir a mistura pelo factor de correcção, P_{rr} .

Os resultados referentes às três situações possíveis encontram-se representados na Figura 5-16 e os valores da concentração na água superficial em cada ponto de exposição estão representados na Tabela 5-20.

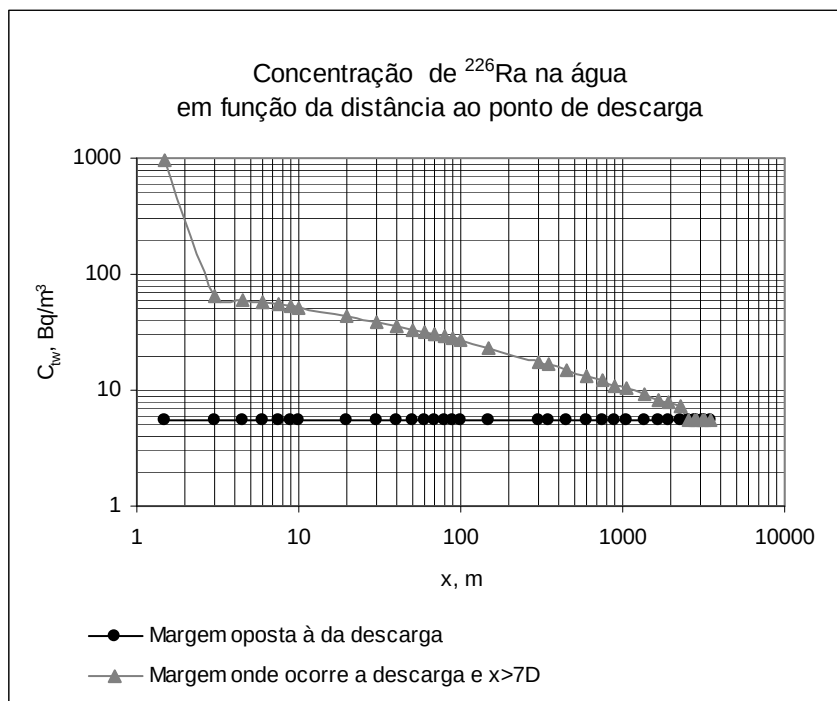


Figura 5-16: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 960 \text{ Bq/m}^3$.

Tabela 5-20: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 960 \text{ Bq/m}^3$).

$^{226}\text{Ra} (\text{Bq/m}^3)$	$X < 1,4$	$C_2(x = 150)$	$C_3(x = 1650)$	$C_4(x = 2750)$	$PC(x = 3200)$
Margem oposta	5,46	5,46	5,46	5,46	5,46
Mesma margem	960	23,08	8,36	5,46	5,46

Para estimar a concentração de ^{226}Ra nos pontos de exposição C_6 e C_7 a montante (200 m) e a jusante (800 m), respectivamente, do ponto de confluência com o rio Mondego, consideramos que o efluente descarregado tem uma concentração em ^{226}Ra igual a $5,46 \text{ Bq/m}^3$. Uma vez que os pontos de exposição situam-se no rio Mondego há que considerar as suas características na estimativa da concentração de ^{226}Ra nos pontos identificados, ou seja, a profundidade, a largura e o caudal, que serão sempre de valor superior ao caso da ribeira.

Considerou-se um caudal médio para o rio Mondego igual a $108 \text{ m}^3/\text{s}$ (Rocha, 1998). Seguindo a metodologia anterior, o caudal mínimo verificado nos últimos 30 anos será igual a um terço deste valor. Os restantes parâmetros podem ser calculados

pelas expressões (5-2), (5-3) e (5-4) ou deduzidas pela tabela D-1 do anexo D. Os valores obtidos encontram-se na Tabela 5-21.

Tabela 5-21: Parâmetros referentes às características do rio Mondego.

Parâmetros	Valor
q_r (m ³ /s)	108
q_r (m ³ /s)	36
B_r (m)	51,88
D_r (m)	0,81
U (m/s)	0,86
$7.D_r$ (m)	5,67

Da mesma forma, se a exposição se verifica na margem oposta à da descarga, a concentração é constante ao longo do rio e o valor estimado é igual a 0,00144 Bq/m³.

Por outro lado, se a exposição se verifica na mesma margem e para distâncias inferiores a 5,67 m do ponto de descarga (PC), a concentração é igual à do efluente descarregado, ou seja, igual a 5,46 Bq/m³.

Se a exposição se verifica para distâncias superiores a 5,67 m do ponto de descarga, a montante (a 200 m, o que representa o ponto C₆) do ponto de descarga, o ponto de exposição não é afectado pela contaminação, logo a concentração em ²²⁶Ra no ponto C₆ é nula.

Por último, se a exposição ocorre a 800 m (C₇) para jusante do ponto de descarga, a concentração estimada é igual a 0,005 Bq/m³ tendendo para 0,003 para distâncias superiores. Os resultados obtidos estão representados na Figura 5-17 e na Tabela 5-22.

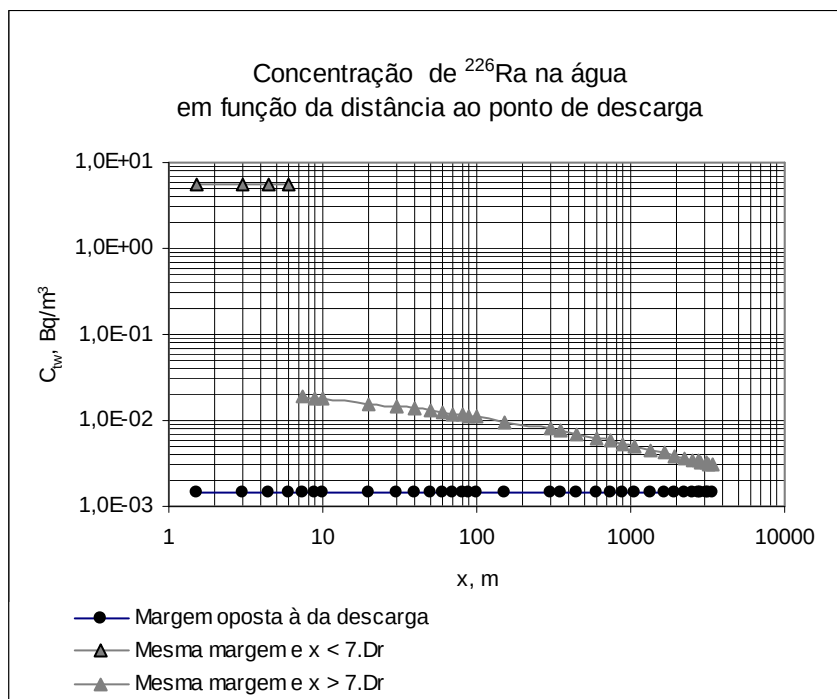


Figura 5-17: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado no rio Mondego de $C_{ee} = 5,46 \text{ Bq/m}^3$.

Tabela 5-22: Concentração em ^{226}Ra no ponto C_7 ($C_{ee} = 5,46 \text{ Bq/m}^3$).

$^{226}\text{Ra} (\text{Bq/m}^3)$	$x < 5,67$	$C_7 (x = 800)$
Margem oposta	0,00144	0,00144
Mesma margem	5,46	0,005

5.4.2.2.2 2.º Caso de Exploração

Fez-se nova exploração do modelo considerando que o efluente é directamente lançado na ribeira sem tratamento ou que o tratamento é ineficiente. Para o pior cenário possível, a concentração do efluente a descarregar será a soma da concentração dos efluentes contaminados: efluente da mina (E_1) e o efluente da escombreira da barragem velha (E_2).

Tabela 5-23: Concentração em ^{226}Ra no efluente da mina (E_1) e no efluente da escombreira da barragem velha (E_2).

Efluente	Campanha	$^{226}\text{Ra} (\text{Bq/L})$	$^{226}\text{Ra} (\text{Bq/m}^3)$
$E_1 + E_2$	Junho	$4,45 + 0,16 = 4,61$	4610
$E_1 + E_2$	Novembro	$5,58 + 0,16 = 5,74$	5740

Fonte: Pereira et al. (2004b).

A exploração foi feita para o valor mais alto da concentração de ^{226}Ra e igual a 5470 Bq/m^3 . A variação da concentração com a distância ao ponto de exposição está representada na Figura 5-18 e os valores estimados para a concentração em rádio nos pontos de exposição considerados, C_2 , C_3 , C_4 e PC, encontram-se representados na Tabela 5-24.

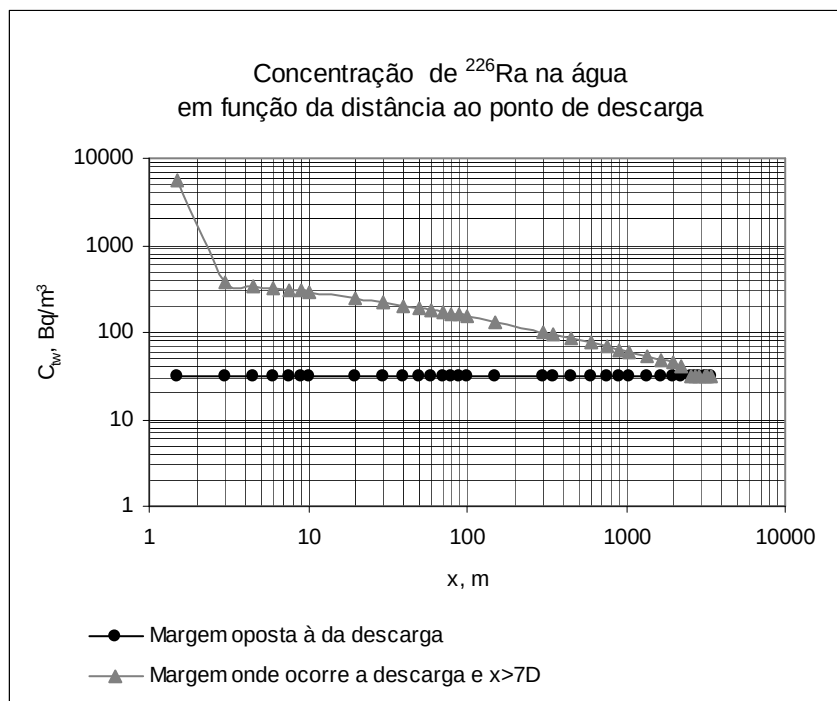


Figura 5-18: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 5470 \text{ Bq/m}^3$.

Tabela 5-24: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 5470 \text{ Bq/m}^3$).

$^{226}\text{Ra} (\text{Bq/m}^3)$	$x < 1,4$	$C_2 (x = 150)$	$C_3 (x = 1650)$	$C_4 (x = 2750)$	PC ($x = 3200$)
Margem oposta	31,1	31,1	31,1	31,1	31,1
Mesma margem	5470	131,5	47,6	31,1	31,1

A concentração nos pontos de exposição, situados no rio Mondego, a montante e a jusante do ponto de confluência, respectivamente, C_6 e C_7 , resulta da descarga da ribeira da Pantanha neste rio com uma concentração em ^{226}Ra igual à do ponto C_4 ou seja, igual a $31,1 \text{ Bq/m}^3$. A concentração a montante (C_6) e a concentração no ponto C_7 , a 800 m a jusante do ponto de descarga (PC) vai ser estimada para as características do rio Mondego referidas na Tabela 5-21.

A variação da concentração com a distância encontra-se representada Figura 5-19. No ponto C_7 , $x = 800 \text{ m}$, $C_{wt} = 0,03 \text{ Bq/m}^3$ conforme representado Tabela 5-25.

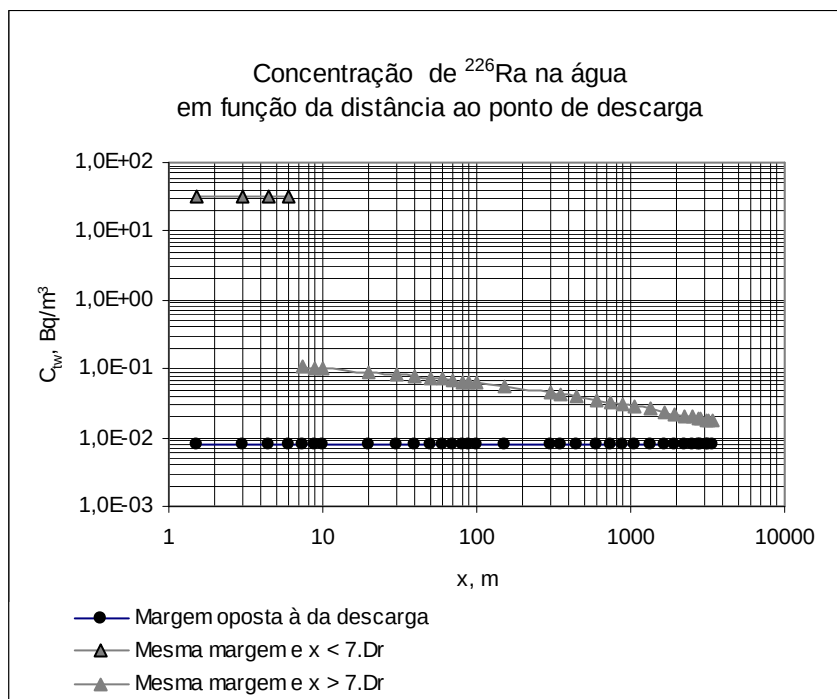


Figura 5-19: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado no rio Mondego de $C_{ee} = 31,1 \text{ Bq/m}^3$.

Tabela 5-25: Concentração em ^{226}Ra no ponto de exposição C_7 ($C_{ee} = 31,1 \text{ Bq/m}^3$).

$^{226}\text{Ra} \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	$x < 5,67$	$C_7 (x = 800)$
Margem oposta	0,0082	0,0082
Mesma margem	31,1	0,03

A descontinuidade que se verifica na linha que representa a concentração na mesma margem ocorre devido à mistura completa na vertical.

5.4.2.3 Comparação com alguns resultados analíticos

A Empresa Nacional de Urânio (ENU) efectuava análises periódicas dos efluentes descarregados bem como a monitorização dos locais considerados como pontos de exposição, durante o período em que foi responsável pela monitorização da área mineira da Urgeiriça. Nos dados fornecidos pela ENU, referentes a 1997, o efluente lançado apresentava (anualmente) em média 271 Bq/m^3 de actividade em ^{226}Ra . Os valores que deram origem a esta média encontram-se na Tabela 5-26.

Tabela 5-26: Valores analíticos das análises efectuadas pela ENU ao efluente E₁ e E₂, referente ao ano de 1997.

ID	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Média
E ₁	130	90	220	130	160	90	120	130	100	150	270	144,5
E ₂	90	90	120	100	110	60	310	120	110	120	160	126,4
Total	220	180	340	230	270	150	430	250	210	270	430	270,9

Fonte: ENU (1998).

Os valores obtidos para este parâmetro referente ao mesmo ano, nas análises de monitorização efectuadas pela ENU, nos pontos de exposição considerados, encontram-se na tabela seguinte:

Tabela 5-27: Valores analíticos das análises efectuadas pela ENU nos pontos de exposição, referente ao ano de 1997.

ID	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Média
C ₂	150	80	100	100	70	90	210	100	110	70	60	103,6
C ₃	140	50	70	70	150	80	80	120	140	50	90	94,5
C ₄	80	50	40	60	60	120	210	160	350	80	60	115,5
C ₇	---	---	110	---	---	70	---	140	---	---	---	106,7

Fonte: ENU (1998).

Para os pontos C₂, C₃, C₄ a média mensal resulta da amostragem semanal e para os pontos C₆ e C₇ a média resulta da amostragem trimestral.

Fez-se a exploração do modelo alterando apenas o valor da concentração de rádio no efluente descarregado. Os valores obtidos nos pontos de exposição encontram-se na Tabela 5-28.

Tabela 5-28: Concentração em ²²⁶Ra nos pontos de exposição (C_{ee} = 271 Bq/m³).

²²⁶ Ra (Bq/m ³)	x < 1,4	C ₂ (x = 150)	C ₃ (x = 1650)	C ₄ (x = 2750)	PC (x = 3200)
Margem oposta	1,54	1,54	1,54	1,54	1,54
Mesma margem	271,0	6,51	2,36	1,54	1,54

Comparando os valores referentes aos pontos de exposição, C₂, C₃ e C₄ obtidos no modelo com os obtidos analiticamente pela ENU, verifica-se que estes são sempre bastante mais elevados do que os obtidos pelo modelo. No entanto, se calcularmos a média dos valores obtidos nestes pontos para ambos os casos, obtemos valores mais coerentes, nomeadamente, para os valores analíticos (C_{va}), a

média é igual a $C_{va} = 95,4 \text{ Bq/m}^3$ e para os valores do modelo (C_{vm}), a média é igual a $C_{vm} = 56,6 \text{ Bq/m}^3$.

Os valores obtidos para a variação da concentração em ^{226}Ra com a distância tendo como ponto de partida a concentração no efluente descarregado igual a $C_{ee} = 271,0 \text{ Bq/m}^3$ encontram-se representados na Figura 5-20.

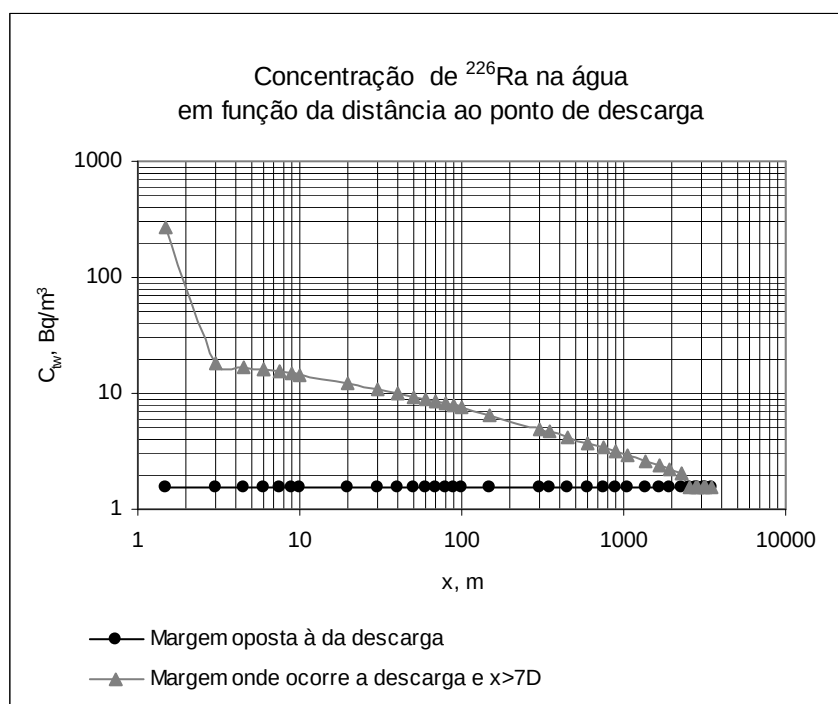


Figura 5-20: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira da Pantanha de $C_{ee} = 271 \text{ Bq/m}^3$.

Nos estudos realizados pela Exmin é referido que no ano de 2002 os valores de ^{226}Ra no efluente lançado foram inferiores a $0,07 \text{ Bq/L}$ ou 70 Bq/m^3 e a concentração média de rádio na água superficial (ao longo da ribeira da Pantanha) obtida analiticamente apresentou um valor igual a $140 \pm 180 \text{ Bq/m}^3$ (EXMIN, 2003).

Os valores da actividade em rádio ao longo da ribeira estimados pelo modelo, para este caso encontram-se representados na Tabela 5-29 e na Figura 5-21.

Tabela 5-29: Concentração em ^{226}Ra nos pontos de exposição ($C_{ee} = 70 \text{ (Bq/m}^3\text{)}$).

$^{226}\text{Ra} \text{ (Bq/m}^3\text{)}$	$x < 1,4$	$C_2 (x = 150)$	$C_3 (x = 1650)$	$C_4 (x = 2750)$	PC ($x = 3200$)
Margem oposta	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
Mesma margem	70	1,68	0,61	0,40	0,40

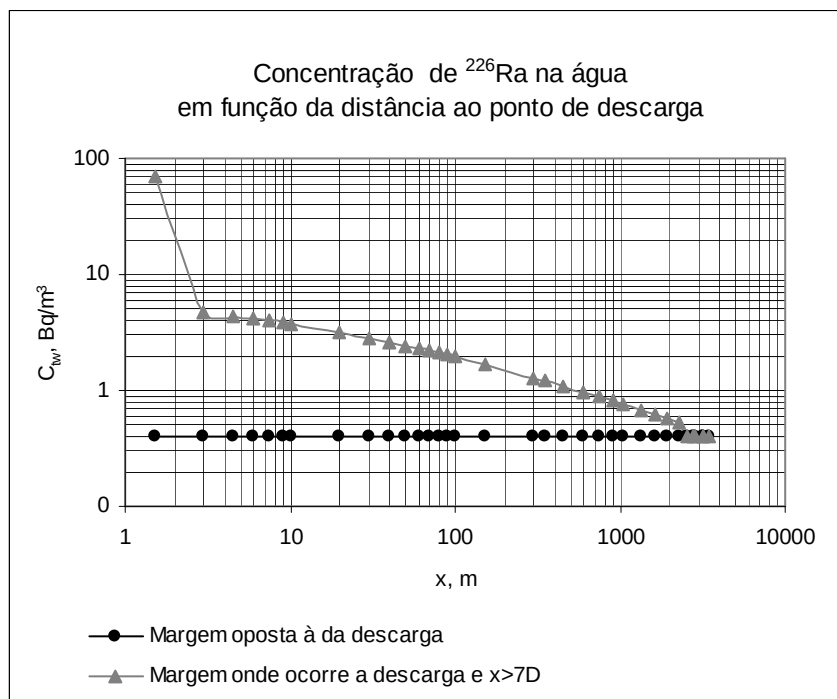


Figura 5-21: Concentração de ^{226}Ra em função da distância ao ponto de descarga, para uma concentração de ^{226}Ra no efluente descarregado na ribeira Pantanha de $C_{ee} = 70 \text{ Bq/m}^3$.

Neste caso, não temos valores da concentração correspondentes aos pontos de exposição para podermos comparar. Assim, calculou-se a média dos valores obtidos no modelo para este caso e obteve-se um valor igual a $14,66 \text{ Bq/m}^3$. Verifica-se que a média dos valores do modelo é inferior à média dos valores analíticos em uma ordem de grandeza.

Se voltarmos ao 1.º exemplo de exploração, a concentração no efluente usada no modelo tem origem nos dados da EXMIN. A média dos valores obtidos em cada ponto de exposição pelo modelo origina um valor igual a $200,4 \text{ Bq/m}^3$ o que se enquadra nos valores analíticos obtidos por EXMIN (2003).

A mesma fonte (EXMIN, 2003), refere que os valores de ^{226}Ra obtidos nos pontos de amostragem, ao longo da ribeira da Pantanha, estão consistentemente abaixo de 500 Bq/m^3 . Segundo a legislação americana (EPA, 1983) o valor máximo admissível para águas de rega é igual a 555 Bq/m^3 . Os valores obtidos pelo modelo também estão abaixo deste limite.

5.4.2.4 Exploração do modelo para os sedimentos aplicado ao estudo de caso

No caso dos sedimentos consideramos os valores obtidos anteriormente para a concentração em rádio na água superficial em função da distância ao ponto descarga. Considerou-se primeiro a descarga do efluente tratado e depois a descarga do efluente sem qualquer tratamento. Também foi feita a exploração para os dados analíticos, obtidos pela ENU (1998) e pela EXMIN (2003), referentes à actividade de ^{226}Ra na água. Os valores genéricos usados na exploração do modelo encontram-se na tabela seguinte.

Tabela 5-30: Valores de entrada para a exploração do modelo, no caso dos sedimentos, referente ao estudo de caso da Urgeiriça.

Parâmetros (^{226}Ra)	Valores
C_{su} (kg/m ³)	0,1 (IAEA, 2001)
k_d (L/kg)	500 (IAEA, 2001)
T_e (s)	$3,15 \times 10^7$
λ (s ⁻¹)	$1,36 \times 10^{-11}$

Os resultados obtidos para a concentração de RDN nos sedimentos de fundo (C_{sb}), nos sedimentos de costa (C_{ss}), dissolvidos na água (C_{ws}) e nos sedimentos suspensos (C_{sw}), encontram-se representados na Tabela 5-31 e nas figuras seguintes (Figura 5-22 e Figura 5-23) e referem-se a cada ponto de exposição estimados com a respectiva concentração na água superficial. A designação “mm” refere-se à mesma margem e a designação “mo” refere-se à margem oposta.

Tabela 5-31: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-16 e na Figura 5-17 para C_{wt} (^{226}Ra).

Ribeira	C_{sb} (mo)	C_{sb} (mm)	C_{ss} (mo)	C_{ss} (mm)	C_{ws} (mo)	C_{ws} (mm)	C_{sw} (mo)	C_{sw} (mm)
m	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/kg
x < 1,4	0,26	45,70	15,59	2742,27	5,20	914,29	2,60	457,14
C ₂	0,26	1,10	15,59	65,92	5,20	21,98	2,60	10,99
C ₃	0,26	0,40	15,59	23,89	5,20	7,96	2,60	3,98
C ₄	0,26	0,26	15,59	15,59	5,20	5,20	2,60	2,60
PC	0,26	0,26	15,59	15,59	5,20	5,20	2,60	2,60
Rio								
x < 5,67	$6,9 \times 10^{-5}$	0,26	0,0041	15,60	0,0014	5,20	$6,9 \times 10^{-4}$	2,60
C ₇	$6,9 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-4}$	0,0041	0,0163	0,0014	0,0054	$6,9 \times 10^{-4}$	0,0027

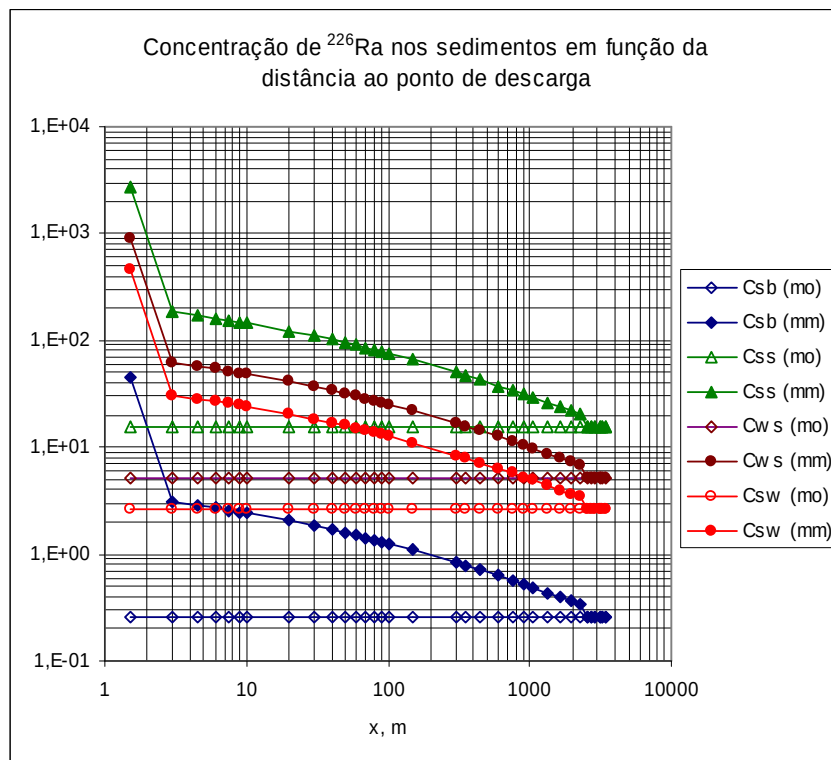


Figura 5-22: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-16 para C_{wt} (^{226}Ra) na ribeira da Pantanha.

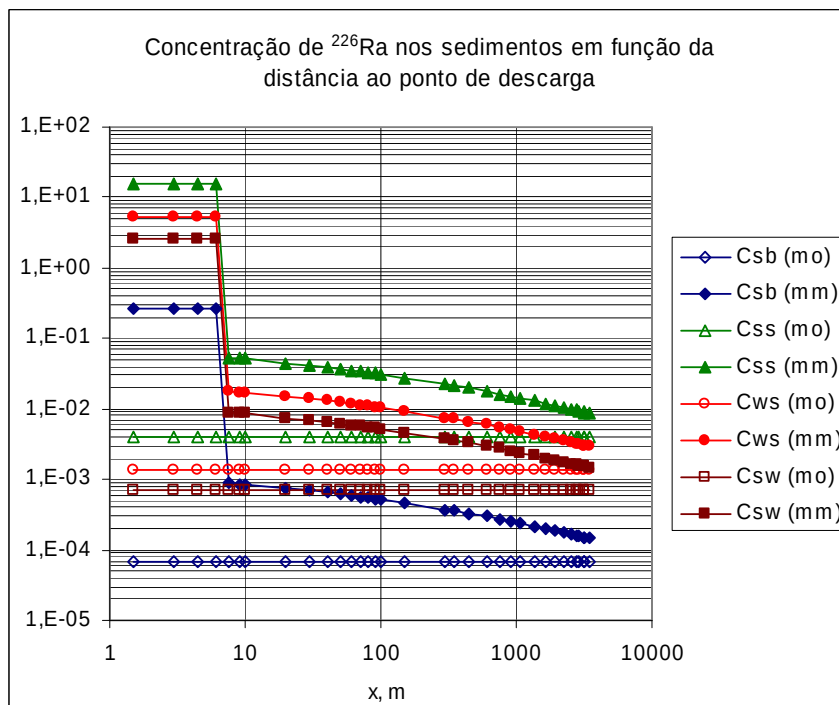


Figura 5-23: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-17 para C_{wt} (^{226}Ra) no rio Mondego.

O caso anterior corresponde ao efluente tratado e descarregado na ribeira. A média de todos os resultados obtidos, referentes à mesma margem da ribeira onde se dá a descarga, em função da distância ao ponto de descarga, originou os seguintes valores: $C_{sb} = 2,5 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 149,5 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 49,8 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 24,9 \text{ Bq/kg}$. No caso do rio, os valores obtidos foram os seguintes: $C_{sb} = 0,05 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 2,86 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 0,95 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 0,48 \text{ Bq/kg}$.

Tabela 5-32: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-18 e na Figura 5-19 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$.

Ribeira	C_{sb} (mo)	C_{sb} (mm)	C_{ss} (mo)	C_{ss} (mm)	C_{ws} (mo)	C_{ws} (mm)	C_{sw} (mo)	C_{sw} (mm)
m	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/kg
x < 1,4	1,48	260,42	29,62	5209,52	14,81	2604,76	88,84	15625,22
C₂	1,48	6,26	29,62	125,24	14,81	62,62	88,84	375,63
C₃	1,48	2,27	29,62	45,38	14,81	22,69	88,84	136,12
C₄	1,48	1,48	29,62	29,62	14,81	14,81	88,84	88,84
PC	1,48	1,48	29,62	29,62	14,81	14,81	88,84	88,84
Rio								
x < 5,67	$3,91 \times 10^{-4}$	1,48	0,023	88,84	0,0078	29,62	0,0039	14,81
C₇	$3,91 \times 10^{-4}$	0,00155	0,023	0,093	0,0078	0,031	0,0039	0,016

A representação destes valores encontra-se na Figura 5-24 e na Figura 5-25.

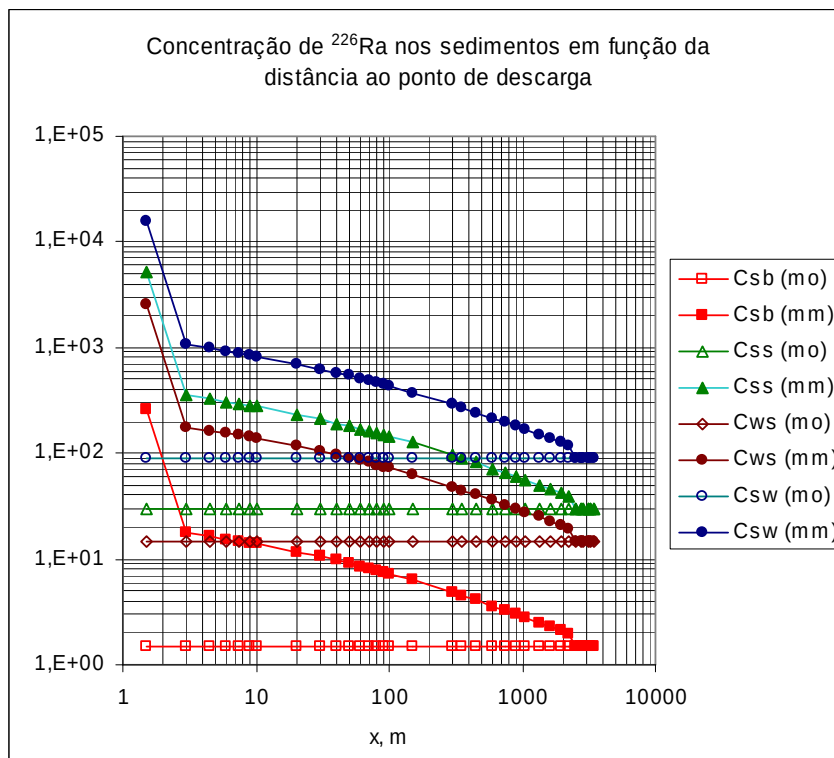


Figura 5-24: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-18 para C_{wt} (^{226}Ra) na ribeira da Pantanha.

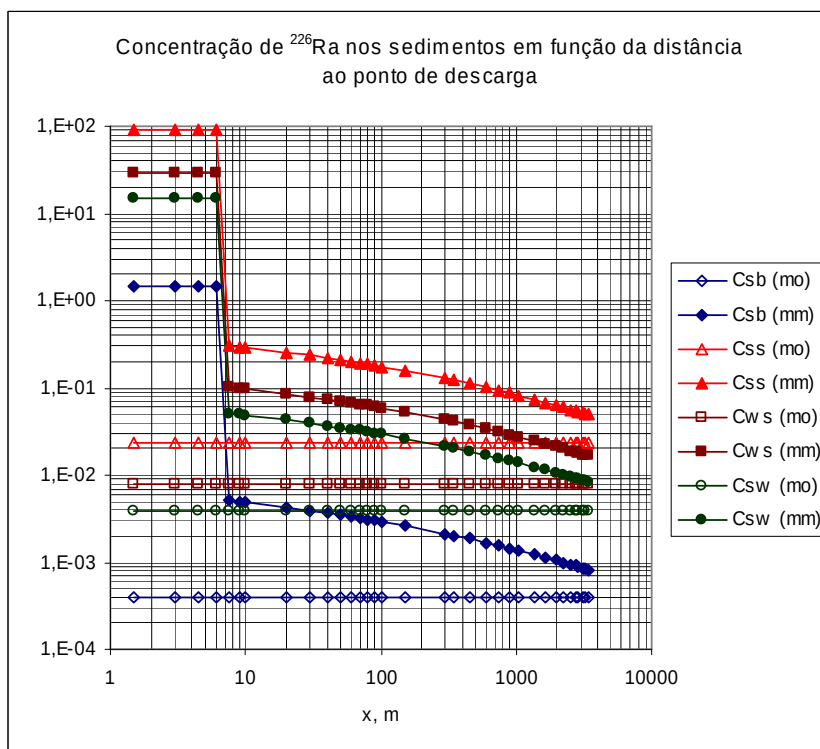


Figura 5-25: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Figura 5-19 para C_{wt} (^{226}Ra) no rio Mondego.

O caso anterior corresponde ao efluente descarregado na ribeira sem tratamento prévio. A média de todos os resultados obtidos, referentes à mesma margem da ribeira onde se dá a descarga, em função da distância ao ponto de descarga originou os seguintes valores: $C_{sb} = 14,2 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 283,8 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 141,9 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 851,2 \text{ Bq/kg}$. No caso do rio, os valores obtidos foram os seguintes: $C_{sb} = 0,27 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 16,31 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 5,44 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 2,72 \text{ Bq/kg}$.

Tabela 5-33: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-28 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$.

Ribeira	C_{sb} (mo)	C_{sb} (mm)	C_{ss} (mo)	C_{ss} (mm)	C_{ws} (mo)	C_{ws} (mm)	C_{sw} (mo)	C_{sw} (mm)
m	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/kg
$x < 1,4$	0,073	12,902	4,4	774,12	1,47	258,10	0,73	129,05
C_2	0,073	0,31	4,4	18,61	1,47	6,20	0,73	3,10
C_3	0,073	0,112	4,4	6,74	1,47	2,25	0,73	1,12
C_4	0,073	0,073	4,4	4,40	1,47	1,47	0,73	0,73
PC	0,073	0,073	4,4	4,40	1,47	1,47	0,73	0,73
Rio								
$x < 5,67$	$1,93 \times 10^{-5}$	0,073	0,00116	4,40	$3,87 \times 10^{-4}$	1,47	$1,93 \times 10^{-4}$	0,73
C_7	$1,93 \times 10^{-5}$	$7,68 \times 10^{-5}$	0,00116	0,0046	$3,87 \times 10^{-4}$	0,0015	$1,93 \times 10^{-4}$	$7,68 \times 10^{-4}$

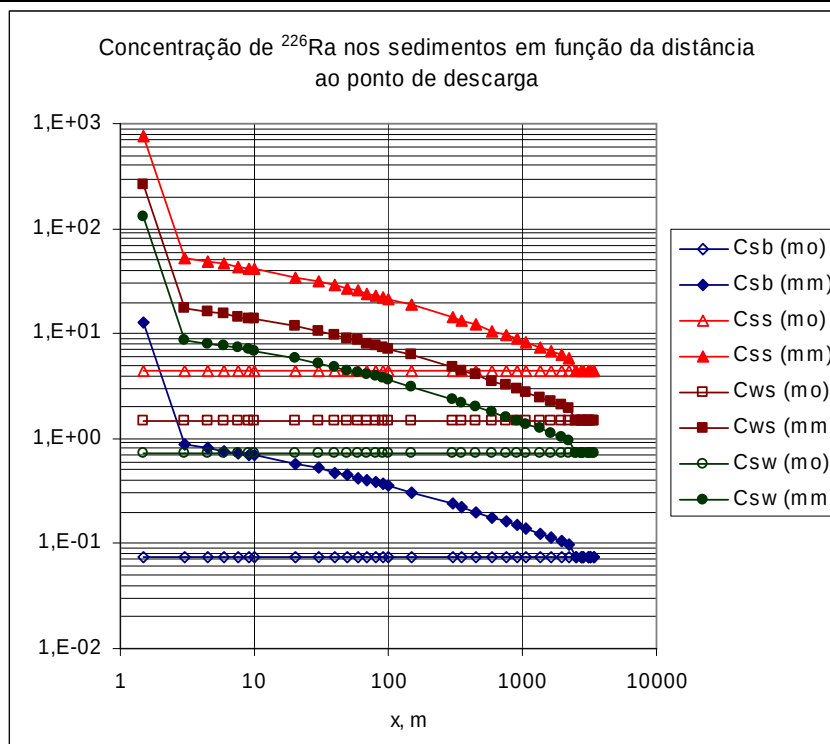


Figura 5-26: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos na Tabela 5-28 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ na ribeira da Pantanha.

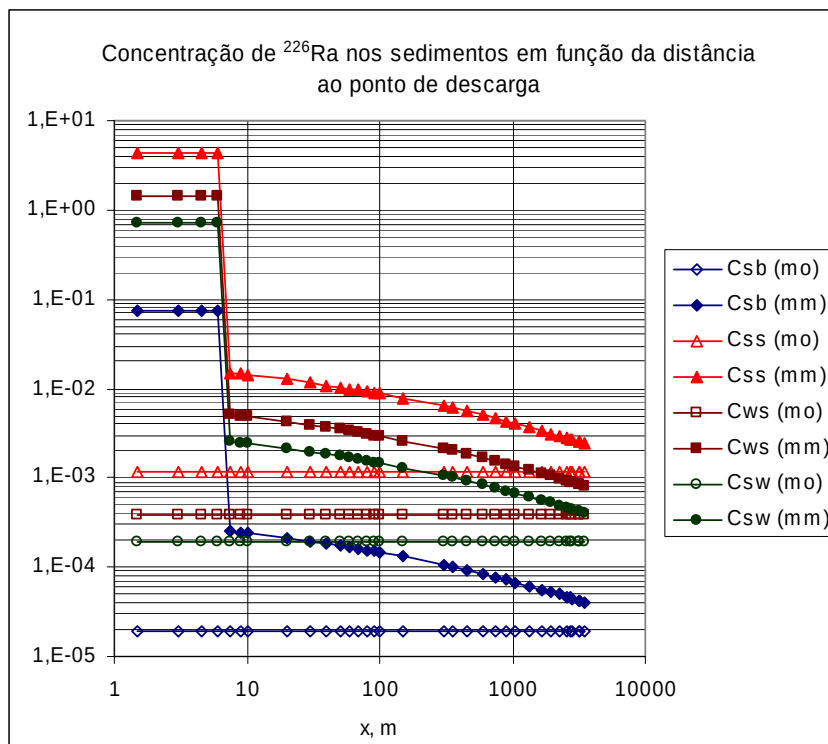


Figura 5-27: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores obtidos no Tabela 5-28 para $C_{wt}({}^{226}\text{Ra})$ no rio Mondego.

O caso anterior corresponde à exploração do modelo com os valores analíticos obtidos pela ENU no processo de monitorização das linhas de água da envolvente mineira da Urgeiriça (1997). A média de todos os resultados obtidos, referentes à mesma margem da ribeira onde se dá a descarga, em função da distância ao ponto de descarga, originou os seguintes valores: $C_{sb} = 0,70 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 42,17 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 14,06 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 7,03 \text{ Bq/kg}$. No caso do rio, os valores obtidos foram os seguintes: $C_{sb} = 0,01 \text{ Bq/kg}$, $C_{ss} = 0,81 \text{ Bq/kg}$, $C_{ws} = 0,27 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 0,13 \text{ Bq/kg}$.

Tabela 5-34: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$.

Ribeira	C_{sb} (mo)	C_{sb} (mm)	C_{ss} (mo)	C_{ss} (mm)	C_{ws} (mo)	C_{ws} (mm)	C_{sw} (mo)	C_{sw} (mm)
m	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/kg
x < 1,4	0,0189	3,3326	1,137	199,957	0,379	66,667	0,190	33,333
C2	0,0189	0,0801	1,137	4,807	0,379	1,603	0,190	0,801
C3	0,0189	0,0290	1,137	1,742	0,379	0,581	0,190	0,290
C4	0,0189	0,0189	1,137	1,137	0,379	0,379	0,190	0,190
PC	0,0189	0,0189	1,137	1,137	0,379	0,379	0,190	0,190
Rio								
x < 5,67	$5,02 \times 10^{-6}$	$1,90 \times 10^{-2}$	$3,0 \times 10^{-4}$	1,14	0,0001	0,38	$5,02 \times 10^{-5}$	0,19
C7	$5,02 \times 10^{-6}$	$1,99 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-4}$	0,0012	0,0001	$3,99 \times 10^{-4}$	$5,02 \times 10^{-5}$	$1,99 \times 10^{-4}$

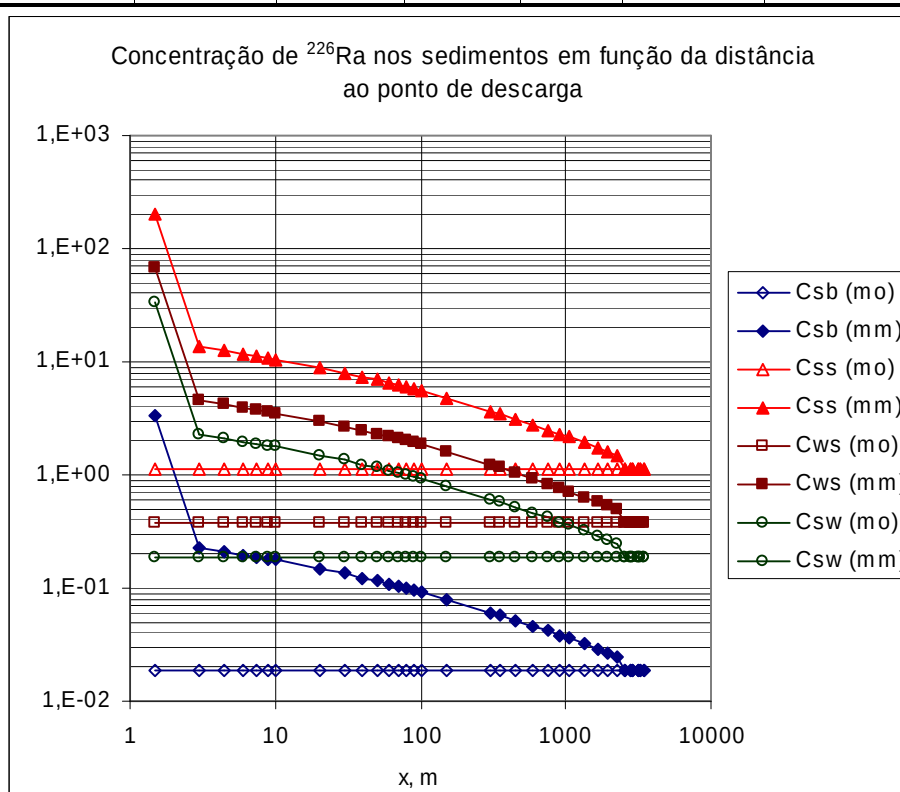


Figura 5-28: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para $C_{wt} (^{226}\text{Ra})$ para a ribeira da Pantanha.

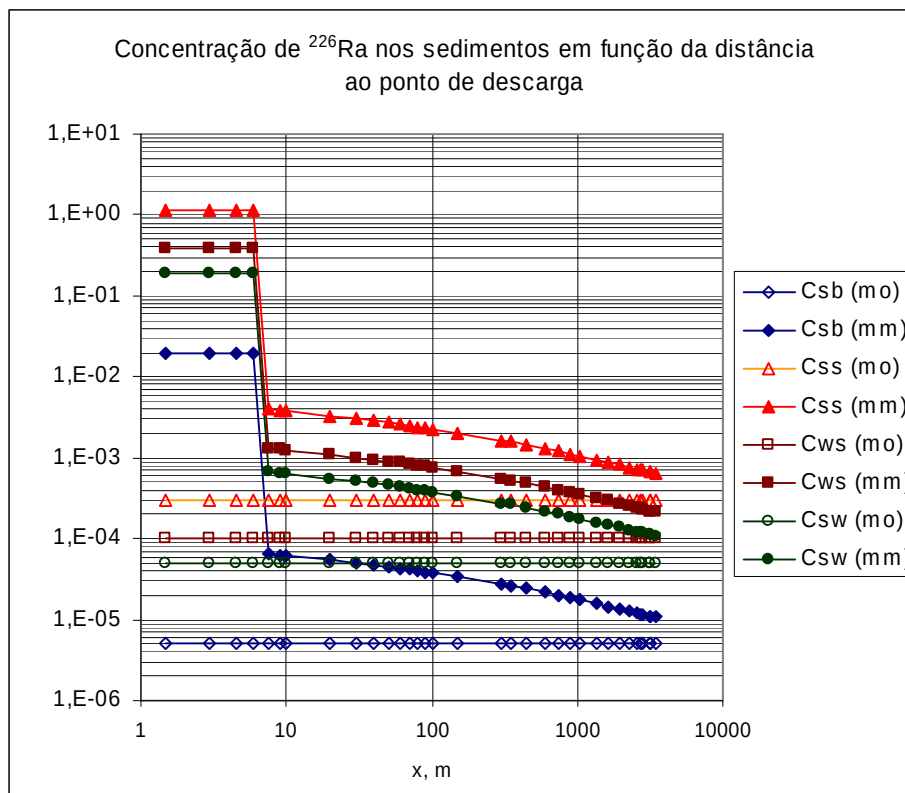


Figura 5-29: Resultados da exploração do modelo, no caso dos sedimentos, com os valores da Tabela 5-29 para C_{wt} (^{226}Ra) para o rio Mondego.

O caso anterior corresponde à exploração do modelo com os valores analíticos obtidos pela EXMIN (2003). A média de todos os resultados obtidos, referentes à mesma margem da ribeira onde se dá a descarga, em função da distância ao ponto de descarga originou os seguintes valores: $C_{sb} = 0,182 \text{ Bq/kg}$; $C_{ss} = 10,89 \text{ Bq/kg}$; $C_{ws} = 3,63 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 1,82 \text{ Bq/kg}$. No caso do rio, os valores obtidos foram os seguintes: $C_{sb} = 0,003 \text{ Bq/kg}$; $C_{ss} = 0,210 \text{ Bq/kg}$; $C_{ws} = 0,070 \text{ Bq/m}^3$ e $C_{sw} = 0,035 \text{ Bq/kg}$.

Fez-se ainda a média dos valores obtidos para a concentração nos sedimentos (C_{sb} , C_{ss} , C_{ws} , C_{sw}) em cada ponto de exposição ($x < 1,4$; C_2 ; C_3 ; C_4 ; PC; $x < 5,67$ e C_7), distintamente para a ribeira da Pantanha e para o rio Mondego. Os resultados obtidos para os 4 casos estudados encontram-se na tabela seguinte.

Tabela 5-35: Média dos valores obtidos para a concentração nos sedimentos (C_{sb} , C_{ss} , C_{ws} , C_{sw}) em cada ponto de exposição ($x < 1,4$; C_2 ; C_3 ; C_4 ; PC; $x < 5,67$ e C_7).

1. Caso – Efluente tratado	C_{sb} (Bq/kg)	C_{ss} (Bq/kg)	C_{ws} (Bq/m³)	C_{sw} (Bq/kg)
Ribeira da Pantanha	9,54	572,65	190,9	95,46
Rio Mondego	0,13	7,8	2,6	1,3
2. Caso – Efluente não tratado				
Ribeira da Pantanha	54,38	1087,88	543,9	3262,9
Rio Mondego	0,74	44,47	14,83	7,41
3. Caso – Dados ENU 1997				
Ribeira da Pantanha	2,69	161,66	53,90	26,95
Rio Mondego	0,04	2,2	0,73	0,37
4. Caso – Dados EXMIN 2003				
Ribeira da Pantanha	0,7	41,76	13,92	6,96
Rio Mondego	0,01	0,57	0,19	0,1

Os resultados analíticos obtidos pela EXMIN para a concentração em rádio nos sedimentos da ribeira da Pantanha, segundo Pereira et al. (2004b) apresentam média e desvio padrão igual a 282 ± 200 Bq/kg. Este valor resultou de uma campanha de amostragem, realizada em época seca, de 9 amostras colhidas ao longo do curso da ribeira e também em alguns pontos do rio Mondego. Segundo o autor, a concentração de rádio nos sedimentos, ou o teor de rádio, em função da distância à área mineira, segue o padrão aproximado apresentado na Tabela 5-36.

Tabela 5-36: Concentração de ²²⁶Ra nos sedimentos em função da distância à área mineira da Urgeirça segundo Pereira et al. (2004b).

x	²²⁶Ra (Bq/kg)
250	210
500	370
1250	600
1900	425
3000	190
3750	100

Estes resultados demonstram uma clara evidência da contaminação devido à actividade mineira desenvolvida na região e verifica-se que os valores mais elevados para a concentração em rádio ocorrem a uma distância compreendida entre 1500 e 2000 m da área mineira, estendo-se a influência ainda para além de 3000 m de distância (Pereira et al., 2004b).

Bettencourt et al. (1988), num estudo efectuado na ribeira da Pantanha que consistiu na amostragem dos sedimentos em 4 pontos da ribeira, obteve os valores médios representados na Tabela 5-37 para a concentração em rádio nos sedimentos.

Tabela 5-37: Concentração de ^{226}Ra nos sedimentos em função da distância à área mineira da Urgeirica segundo Bettencourt et al. (1988).

Ponto de exposição	x	^{226}Ra (Bq/kg)
P ₁	3300	160 ± 10
P ₂	300	700 ± 200
M ₁	200	160 ± 120
M ₂	800	180 ± 30

Os pontos P₁ e P₂ referem-se aos sedimentos da ribeira da Pantanha, a montante e a jusante, respectivamente, do ponto de descarga do efluente. Os pontos M₁ e M₂ referem-se aos sedimentos do rio Mondego a montante e a jusante, respectivamente, do ponto de confluência da ribeira com o rio. O ponto de exposição identificado na exploração por C₂ é o que se localiza mais próximo do P₂ e o ponto M₁ e M₂ correspondem aos pontos de exposição C₆ e C₇, respectivamente.

Os resultados obtidos por este autor revelam a existência de contaminação radiológica na ribeira da Pantanha em que a contaminação a jusante do ponto de descarga é bastante superior relativamente à contaminação a montante deste ponto.

Os valores obtidos para a concentração de rádio nos sedimentos do rio Mondego a jusante do ponto de confluência não diferem muito dos valores obtidos para este parâmetro, a jusante do mesmo ponto, o que pode ser explicado pelo facto de que grande parte dos RDN presentes no efluente descarregado na ribeira ficam retidos ao longo da mesma, devido à sedimentação e por conseguinte, a contaminação não chega a afectar o rio. Por outro lado, a junção destes sedimentos aos que são transportados pelo rio, mais volumosos, também pode ser um contributo para a redução da concentração de rádio nos sedimentos do rio.

Fez-se ainda a exploração do modelo da estimativa da concentração de RDN nos sedimentos tendo como *inputs* directos os valores analíticos para a concentração de ^{226}Ra na água superficial. Assim, adoptou-se o valor de $140 \pm 180 \text{ Bq/m}^3$ para a concentração média em rádio na água da ribeira da Pantanha a que corresponde o valor médio (determinado analiticamente) de $282 \pm 200 \text{ Bq/kg}$ para a concentração em rádio nos sedimentos (Pereira et al., 2004b). O valor obtido, pelo modelo, para a concentração em rádio nos sedimentos foi de 400 Bq/kg .

Por outro lado, aplicando a modelagem inversa para se obter os valores da Tabela 5-36 e da Tabela 5-37 com a simulação do modelo, seriam necessárias as seguintes concentrações em rádio na água superficial:

Tabela 5-38: Concentração em ^{226}Ra na água superficial obtida a partir da exploração do modelo com os valores da Tabela 5-35.

x	^{226}Ra (Bq/m ³)	^{226}Ra (Bq/kg)
250	75	210
500	130	370
1250	210	600
1900	149	425
3000	67	190
3750	35	100

Tabela 5-39: Concentração em ^{226}Ra na água superficial obtida a partir da exploração do modelo com os valores da Tabela 5-36.

Ponto de exposição	x	^{226}Ra (Bq/m ³)	^{226}Ra (Bq/kg)
P ₁	3300	56 ± 4	160 ± 10
P ₂	300	245 ± 70	700 ± 200
M ₁	200	56 ± 42	160 ± 120
M ₂	800	63 ± 11	180 ± 30

5.4.2.5 Estimativa da transferência para a biota aquática no estudo de caso

Na transferência da actividade para o biótipo aquático consideramos os peixes, ou a ingestão de peixes contaminados, como a principal via de transferência. No curso de água considerado como receptor do efluente contaminado (ribeira da Pantanha) não há peixes. Assim, a contaminação através da cadeia alimentar aquática apenas poderá ocorrer no rio Mondego, já a alguns km afastado da zona mineira (Bettencourt et al., 1988).

Como dados de entrada vamos ter a concentração na água do rio (C_{wt}) que consideramos ser o valor mais elevado obtido para este parâmetro, e o factor de bioacumulação nos peixes (B_p) adoptados da bibliografia (IAEA, 2001). Os pontos de exposição na ribeira da Pantanha não foram considerados dado que na ribeira não há peixes: apenas consideramos os pontos de exposição no rio Mondego. Como resultado, obtemos a concentração em rádio nos peixes de acordo com o valor de B_p adoptado. Os valores encontram-se representados na Tabela 5-40.

Tabela 5-40: Resultados da exploração do modelo de transferência para a biota aquática referente ao estudo de caso da Urgeiriça.

Parâmetros ²²⁶ Ra	Unidades	Valores
$C_{wt} \times < 5,7 \text{ m}$	(Bq/m ³)	31,10
$C_{wt} \times = 800 \text{ m}$	(Bq/m ³)	0,03
B_p	(L.kg ⁻¹)/(m ³ .L ⁻¹)	50
$C_{peixes} \times < 5,7 \text{ m}$	(Bq/kg)	1,56
$C_{peixes} \times = 800 \text{ m}$	(Bq/kg)	0,002

5.5 Discussão dos resultados e conclusões

Nos resultados obtidos pelo modelo, os valores da concentração em rádio na água superficial vão diminuindo com a distância do ponto de descarga ao ponto de exposição. Da observação da Figura 5-16 e da Figura 5-17 verifica-se uma descida acentuada logo após alguns metros do ponto de descarga do efluente, a que corresponde o ponto de “viragem” igual a 7 vezes a profundidade do ribeiro e no qual se supõe que a mistura na vertical passa a ser completa. Isto significa que há diluição o que provoca a diminuição brusca da concentração neste ponto, seguindo-se uma diminuição gradual a partir deste até atingir um valor a partir do qual se mantém constante. Este valor constante corresponde ao valor da linha central da pluma de contaminação.

Da comparação dos valores obtidos no modelo com os valores analíticos fornecidos pela ENU (1998) verifica-se uma tendência diferente, na medida em que há inicialmente uma diminuição da concentração com a distância ao ponto de descarga, nomeadamente de C_2 para C_3 mas depois verifica-se um aumento de C_3 para C_4 , voltando outra vez a diminuir de C_4 para C_7 . Isto pode ser devido à ocorrência da drenagem de outras infiltrações ácidas na área envolvente da barragem até este ponto pela fracturação existente, ou então pela existência de solos contaminados pelas mesmas drenagens no leito da ribeira (Bettencourt et al., 1988) o que significa que existem outras contribuições de rádio para a ribeira, além do efluente descarregado. Isto pode ainda ser reforçado pelo facto dos valores analíticos serem sempre muito superiores aos obtidos no modelo de forma geral, pois neste apenas se considera a contaminação originada pelo efluente lançado na ribeira.

Da comparação do valor indicado por Pereira e al. (2004b) referente à concentração média de rádio ao longo da ribeira ($0,140 \pm 0,180 \text{ Bq/L}$), com a média

dos valores obtidos, em cada ponto de exposição na simulação do modelo em cada caso de exploração, nomeadamente: 1.º caso – $C_{wt} = 200,5 \text{ Bq/m}^3$; 2.º caso – $C_{wt} = 1142,3 \text{ Bq/m}^3$; 3.º caso – $C_{wt} = 56,6 \text{ Bq/m}^3$; 4.º caso – $C_{wt} = 14,6 \text{ Bq/m}^3$, apenas no 2.º caso de exploração, a que corresponde a descarga de um efluente não tratado, o valor é exageradamente elevado, como seria de esperar.

Considerou-se que a concentração em rádio no ponto C_6 é nula dado que não se verifica o efeito da maré para impulsionar a contaminação para montante do ponto de descarga. Neste caso, a velocidade da corrente transporta a contaminação para jusante, não atingindo assim o ponto C_6 , a montante do ponto de descarga. No ponto C_7 a contaminação na água superficial tenderá a desaparecer por diluição no rio Mondego.

O caudal de efluente descarregado na ribeira da Pantanha no ano de 2000 foi aproximadamente $300\,000 \text{ m}^3$ (EXMIN, 2003). Deve-se referir que em 2000 a mina estava parada bem como a oficina de tratamento químico. Estima-se que em 1997, e nos anos anteriores, o caudal de efluente lançado na ribeira fosse muito superior ao valor adoptado na simulação, pois segundo a ENU (1998), entre 1950 a 1991, a oficina de tratamento químico tratou anualmente cerca de 125 000 ton de U_3O_8 . Prevê-se que seria necessário um caudal anual da ordem de 4700 L ($4\,700\,000 \text{ m}^3$) para se obter valores no modelo de exploração semelhantes aos valores analíticos apresentados pela ENU referentes a 1997, em cada ponto de monitorização considerado.

A variação da concentração nos sedimentos segue a mesma tendência de concentração na água superficial, isto é, mantém-se constante até ao ponto de “viragem”, originado pela mistura vertical completa e pela diluição neste ponto, diminuindo bruscamente neste ponto e gradualmente a partir deste até atingir a correspondente concentração da linha central da pluma de contaminação, mantendo-se igual e constante, a partir daqui. O mesmo não se verifica para os resultados obtidos analiticamente para os sedimentos cujos valores mais elevados ocorrem, não na vizinhança imediata da área mineira, mas para distâncias entre 1500 a 2000 m desta (Pereira et al., 2004b). Esta tendência está de acordo com o que se verifica na água superficial, em que há um aumento da concentração do ponto C_3 , situado a 1650 m a jusante do ponto de descarga, para o ponto C_4 , situado a 2750 m do ponto de descarga, o que revela a clara influência da concentração de rádio na água com a consequente concentração nos sedimentos. Ressalvamos mais uma vez que o modelo de exploração só contempla a variação da contaminação com a distância, resultante

do efluente descarregado. Isto é importante ter em atenção porque o aumento da concentração de rádio nos sedimentos, poderá ter também outra origem que não o efluente descarregado, nomeadamente pode resultar da irrigação dos solos vizinhos com água contaminada, mas estará directamente dependente da concentração de rádio na água superficial.

Não temos disponíveis valores analíticos da concentração nos sedimentos, em cada ponto de exposição, para se poder comparar com os valores obtidos no modelo. Podemos, no entanto comparar com os valores de dois pontos localizados nos sedimentos da ribeira com origem em outra fonte bibliográfica, Bettencourt et al. (1988). Os pontos referenciados por este autor ao longo da ribeira da Pantanha, P_2 e M_2 , aproximam-se da localização dos pontos identificados no modelo por C_2 e C_7 , respectivamente. Os valores analíticos da concentração em rádio nos sedimentos para estes dois pontos são: $C_{ss}(P_2) = 700 \pm 200$ Bq/kg e $C_{ss}(M_2) = 180 \pm 30$ Bq/kg (Bettencourt et al, 1988). Os valores obtidos no modelo, para a concentração em rádio nos sedimentos nestes dois pontos, são os seguintes:

- 1.º caso de exploração: $C_{ss}(C_2) = 65,92$ Bq/kg e $C_{ss}(M_2) = 0,0163$ Bq/kg;
- 2.º caso de exploração: $C_{ss}(C_2) = 125,24$ Bq/kg e $C_{ss}(M_2) = 0,093$ Bq/kg;
- 3.º caso de exploração: $C_{ss}(C_2) = 18,61$ Bq/kg e $C_{ss}(M_2) = 0,0046$ Bq/kg;
- 4.º caso de exploração: $C_{ss}(C_2) = 4,8$ Bq/kg e $C_{ss}(M_2) = 0,0012$ Bq/kg.

De forma geral, os valores estimados são muito inferiores aos valores analíticos.

Tentamos ainda fazer uma comparação do valor referido por Pereira e al. (2004b) para a concentração média de rádio nos sedimentos ao longo da ribeira, igual a 282 ± 200 Bq/kg, com a média dos valores obtidos em cada ponto, segundo cada caso de exploração. Desta forma, os valores obtidos para cada um dos casos são os seguintes:

- 1.º caso de exploração, $C_{ss} = 572,65$ Bq/kg;
- 2.º caso de exploração, $C_{ss} = 1087,88$ Bq/kg;
- 3.º caso de exploração, $C_{ss} = 161,66$ Bq/kg;
- 4.º caso de exploração, $C_{ss} = 41,76$ Bq/kg.

Apenas o terceiro caso encontra-se dentro do intervalo do valor analítico obtido.

Por outro lado, se na exploração do modelo para os sedimentos, forem usados como dados de entrada os valores analíticos para a concentração em rádio na água superficial, a concentração nos sedimentos é da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos analiticamente para os sedimentos, o que vem reforçar a dependência directa da determinação da concentração de rádio na água superficial.

De forma genérica, podemos referir que quando analisamos a concentração pontualmente, referente a cada ponto de exposição, quer para a água superficial, quer para os sedimentos, os valores estimados afastam-se muito dos valores analíticos que constam nos dados de monitorização efectuada pela ENU (1988). Por outro lado, quando analisamos a média dos valores estimados para cada ponto de exposição, quer para a água superficial quer para os sedimentos, os valores estimados aproximam-se bastante da média dos valores analíticos obtidos pela EXMIN para este parâmetro.

Podemos ainda referir que na exploração do modelo identificamos alguns parâmetros muito sensíveis e críticos, nomeadamente o caudal do efluente descarregado, a concentração de rádio no efluente e o facto de não se contemplar outras contribuições para a contaminação da água superficial para além do efluente, que só é considerado no modelo aplicado aos lagos.

No anexo E encontram-se representadas as várias simulações do modelo para as diferentes situações consideradas no caso de exploração teórico e no estudo de caso da Urgeiriça.