

Relatório LPSR-A, nº39/13

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011)

Investigadores:

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores:

Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Luís Portugal
Margarida Malta
Yuriy Romanets

Bolseiros:

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos:

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Outubro 2013

Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica

Diretor Adjunto: João Alves
Endereço: Estrada Nacional 10 (ao km 139,7), 2695-066 Bobadela LRS, Portugal
Telefone: +351 21 9946292
e-mail: dprsn.secretariado@ctn.ist.utl.pt
Pág. web <http://www.itn.pt>

Ficha Técnica

| | |
|----------------|--|
| Título | Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011) |
| Autoria | <i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, Yuriy Romanets A. Libânio, A. Mourato, G. Silva A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, J. Melo, M. Pereira</i> |
| Edição | Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica |
| Impressão | Eletrónica (pdf) |
| ISBN | 978-989-96542-7-3 |
| Depósito Legal | 194022/03 |
| Data da Edição | Outubro 2013 |

***Nota importante:** Os direitos de autor sobre este relatório são pertença do Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica e dos respetivos autores. A reprodução de todo ou de partes deste relatório ou qualquer outra utilização só pode ser realizada após a devida e prévia autorização dos titulares dos direitos de autor que sobre ele incidem.*

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| <i>Resumo</i> | 3 |
| <i>Abstract</i> | 3 |
| PREÂMBULO | 5 |
| I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL | |
| I.1 INTRODUÇÃO | 9 |
| I.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA | 14 |
| I.2.1 Aerossóis | 14 |
| I.2.1.1 <i>Material e Métodos</i> | 14 |
| I.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 15 |
| I.2.2 Deposição Atmosférica | 20 |
| I.2.2.1 <i>Material e Métodos</i> | 20 |
| I.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 21 |
| I.3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO | 29 |
| I.3.1 Rios | 29 |
| I.3.1.1 <i>Material e Métodos</i> | 29 |
| Águas | 30 |
| Sedimentos | 30 |
| Peixes | 30 |
| I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 30 |
| Águas | 30 |
| Sedimentos | 44 |
| Peixes | 47 |
| I.3.2 Mar | 48 |
| I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i> | 48 |
| I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 48 |
| I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO | 50 |
| I.4.1 <i>Material e Métodos</i> | 50 |
| I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 50 |
| I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR | 54 |
| I.5.1 <i>Material e Métodos</i> | 54 |
| Componentes Individuais e Refeição Completa | 54 |
| Leite | 55 |
| I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 55 |
| Componentes Individuais e Refeição Completa | 55 |
| Leite | 62 |
| I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS | 66 |
| I.6.1 <i>Material e Métodos</i> | 66 |
| I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 66 |
| I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL | 68 |
| I.7.1 <i>Material e Métodos</i> | 68 |
| I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 69 |
| I.8 CONCLUSÕES | 71 |
| AGRADECIMENTOS | 72 |
| REFERÊNCIAS | 73 |

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS TECNOLÓGICO E NUCLEAR (SACAVÉM)

| | |
|--|----|
| II.1 INTRODUÇÃO | 81 |
| II.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA | 83 |
| II.2.1 Aerossóis | 83 |
| II.2.1.1 <i>Material e Métodos</i> | 83 |
| II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 83 |
| II.2.2 Deposição Atmosférica | 83 |
| II.2.2.1 <i>Material e Métodos</i> | 83 |
| II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 83 |
| II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS | 85 |
| II.3.1 <i>Material e Métodos</i> | 85 |
| II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 85 |
| II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL | 88 |
| II.4.1 <i>Detetores Ativos</i> | 88 |
| II.4.1.1 <i>Material e Métodos</i> | 88 |
| II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 89 |
| II.4.2 <i>Detetores Passivos</i> | 90 |
| II.4.2.1 <i>Material e Métodos</i> | 90 |
| II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 91 |
| II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE | 93 |
| II.5.1 <i>Descargas líquidas</i> | 93 |
| II.6 CONCLUSÕES | 94 |
| REFERÊNCIAS | 95 |

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

| | |
|---|------------|
| III.1 OBJETIVOS | 99 |
| III.1.1 <i>Introdução</i> | 99 |
| III.1.2 <i>Plano de monitorização de 2011</i> | 101 |
| III.2 MATERIAIS E MÉTODOS | 102 |
| III.2.1 <i>Amostragem</i> | 102 |
| III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i> | 102 |
| III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i> | 103 |
| III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 105 |
| III.4 CONCLUSÕES | 133 |
| REFERÊNCIAS | 135 |
| ANEXO (Avaliação da Qualidade Analítica) | 137 |

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2011)

Resumo

A vigilância radiológica do ambiente em Portugal é uma das obrigações legais do Instituto Superior Técnico (IST) após a integração, em abril de 2012, do Instituto Tecnológico e Nuclear no IST e pretende dar cumprimento às recomendações estipuladas no Artigo 35 do Tratado EURATOM. A vigilância radiológica ambiental, definida de acordo com as especificidades do país, é realizada através de três programas de monitorização, um a nível nacional, e dois mais específicos sendo um direcionado para o Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) e outro para as regiões envolventes às minas de urânio. O objetivo destes programas consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias diretas de contaminação para o Homem. Neste contexto, analisaram-se amostras de aerossóis e de água da chuva, amostras de águas de superfície, de sedimentos e de peixes provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e solos. Realizaram-se também medições contínuas da dose de radiação gama ambiental usando sondas gama (detetores ativos) e dosímetros integradores termoluminescentes (detetores passivos). A atividade dos radionuclídeos artificiais e naturais foi determinada usando os métodos de medição por espectrometria gama, espectrometria alfa, medição alfa/beta total com contador proporcional e medição beta por cintilação líquida. As concentrações observadas para os radionuclídeos de origem artificial (^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H) são muito baixas e, situam-se frequentemente, abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do rio Tejo onde os valores em ^3H são superiores ao valor normal do fundo radioativo mas, sem significado do ponto de vista dos efeitos radiológicos. Os resultados obtidos para os radionuclídeos de origem natural (^{40}K e elementos das séries radioativas do Urânio e Tório) são da ordem de grandeza do fundo radioativo natural. Pode concluir-se que apesar de terem sido detetados níveis vestigiais de radioatividade no ambiente na sequência do acidente nuclear de Fukushima (Japão) a população portuguesa residente não esteve exposta a níveis de radioatividade significativamente mais elevados do que o do fundo radioativo natural, não sendo necessário recomendar qualquer medida de proteção radiológica.

Palavras Chave: vigilância radiológica, meio atmosférico, meio aquático, meio terrestre

Abstract

Surveillance of environmental radioactivity in Portugal is one of the legal obligations of the Instituto Superior Técnico (IST) after the integration, in April 2012, of the Instituto Tecnológico e Nuclear at IST and intends to comply with the recommendations set forth in Article 35 of the EURATOM Treaty. The environmental radioactivity surveillance, defined according to the country specifications, was performed through three monitoring programmes, one at a national level and two others more detailed, one devoted to the Campus Tecnológico e Nuclear (Sacavém) and the other to the regions surrounding the former uranium mines. The main objective of these programmes consists of measuring artificial and natural radionuclides in environmental compartments (atmospheric, aquatic and terrestrial environments) considered as direct pathways of contamination to humans. Samples of aerosols, rainwater, surface water, sediments and fish, drinking water, mixed diet, complete meals, milk and soils were analyzed. Automatic dose rate monitoring (active detectors) and integrated measurements of the ambient dose equivalent with thermoluminescent dosimeters (passive dosimeters) were also performed.

The activity of the artificial and natural radionuclides was determined using gamma spectrometry, alpha spectrometry, alpha/beta measurements with proportional counter and beta measurements by liquid scintillation. Results show that the concentrations of the artificial radionuclides (^{137}Cs , ^{90}Sr and ^3H) are, in general very low and, in most cases, below the minimum detectable activity, with exception of samples from the Tejo River, where the tritium values are higher than normal background but without radiological significance. The results for natural radioactivity (^{40}K , Uranium and Thorium radioactive series) are of the same order as the magnitude of the radioactive background. It can be conclude that in spite of the radioactivity trace levels measured in the environment following the Fukushima (Japan) nuclear accident the Portuguese population has not been exposed to radioactivity levels significantly higher than the natural radioactive background. Therefore, there is no need to recommend any radiological protection measure.

Key Words: radiological assessment, atmospheric environment, aquatic environment, terrestrial environment

PREÂMBULO

O Artigo 35 do Tratado EURATOM estabelece que os Estados-Membros “...*deverão providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioatividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como para o controlo do cumprimento das normas de base...*” e, nos termos do Artigo 36, “*as informações relativas aos controlos referidos no Artigo 35 deverão ser comunicadas regularmente pelas autoridades competentes à Comissão, a fim de que esta seja mantida informada sobre o grau de radioatividade suscetível de poder influenciar a população*”.

Cada Estado Membro deverá proceder à monitorização radiológica ambiental no seu território e comunicar anualmente os resultados à Comissão Europeia. Essa comunicação é efetuada para o Joint Research Centre (JRC) em Ispra (Itália), onde está sediada a base de dados europeia “Radioactivity Environmental Monitoring (REM)” através do Sistema de Submissão de Dados (REM Data Submission) acessível on-line. Alguns desses dados são posteriormente publicados em relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009).

O Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), integrado desde abril de 2012 no Instituto Superior Técnico, através da Unidade de Proteção e Segurança Radiológica (UPSR) procedeu, ao longo dos anos, à monitorização radiológica ambiental dando cumprimento ao estipulado nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM. Após a publicação do Decreto-Lei (138/2005 de 17 de agosto), que estabelece o sistema de monitorização ambiental do grau de radioatividade em Portugal, a responsabilidade da sua execução foi legalmente atribuída ao ITN.

Neste relatório apresentam-se os resultados dos três programas (o programa a nível nacional, e os programas específicos para o Campus Tecnológico e Nuclear (CTN- ex. ITN) e para as regiões envolventes às antigas minas de urânio) de monitorização radiológica ambiental em Portugal Continental e nas regiões autónomas referentes ao ano de 2011.

O principal objetivo destes programas consiste na medição contínua e periódica de radionuclídeos críticos, existentes nos componentes ambientais (ar, água, solos, etc.) e em produtos da cadeia alimentar. Estes componentes são considerados as vias diretas de transferência nos vários meios, atmosférico, aquático e terrestre e em última análise, na transferência da contaminação radioativa para o Homem. Estes programas foram delineados de modo a assegurar o acompanhamento da exposição efetiva da população portuguesa à radioatividade.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando P. Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Yuriy Romanets

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

I. 1 INTRODUÇÃO

O sistema de monitorização radiológica ambiental a nível nacional, em curso no CTN/UPSR, consiste de duas redes complementares, a rede dispersa e a rede densa. Para a rede dispersa selecionou-se um número limitado de locais de amostragem, os quais são constantes ao longo dos anos, onde as medições são normalmente realizadas com maior grau de sensibilidade e a frequência da amostragem é mensal permitindo seguir a evolução da concentração dos radionuclídeos ao longo dos meses e dos anos. A rede densa é composta por um maior número de locais de amostragem, que podem variar ao longo dos anos, cobrindo todo o território sendo a frequência de amostragem trimestral, semestral ou anual. A seleção dos pontos de amostragem foi efetuada de acordo com as recomendações da Comissão Europeia (COM/473/EURATOM, 2000) e tendo em consideração as especificidades do país. Apresentam-se em seguida alguns casos concretos.

Devido à existência de centrais nucleares no rio Tejo em Espanha, principalmente a Central Nuclear de Almaraz que está localizada a cerca de 100 km da fronteira portuguesa, definiu-se para este rio, um programa de monitorização mais detalhado, que inclui um maior número de locais e maior frequência de amostragem, outros tipos de amostras (sedimentos e peixes) e de análises. Na rede dispersa selecionou-se Vila Velha de Ródão como local de amostragem representativo para águas de superfície, por ser o local no rio Tejo mais próximo da fronteira com Espanha.

Relativamente aos locais de amostragem para o leite selecionaram-se, na rede dispersa a região norte de Portugal por ser a região onde se concentra a maior produção leiteira e a região de Portalegre por se situar junto à fronteira com Espanha e próximo da Central Nuclear de Almaraz. As amostras de dieta mista podem ser constituídas por refeições completas ou por componentes individualizados. Na rede dispersa, selecionou-se como tipo de amostra a refeição completa por ser mais representativa da dieta mista e como local de amostragem uma cantina universitária de Lisboa onde é consumido um número elevado de refeições. Na rede densa, consideraram-se só os componentes individuais e os locais de amostragem foram selecionados de modo a abrangerem todo o país.

A avaliação da radioatividade em água para consumo humano é muito importante por esta constituir um bem vital para o Homem, podendo a ingestão de água vir a tornar-se uma via crítica, após um acidente nuclear e/ou em regiões de elevado fundo radiológico. Para a água para consumo humano selecionaram-se como pontos de amostragem representativos, na rede dispersa, a barragem de Castelo de Bode (Rio Zêzere), uma das maiores captações de água em Portugal, e Lisboa, devido ao elevado número de consumidores.

A avaliação da radioatividade no meio marinho é efetuada através da análise de radionuclídeos de origem natural (séries radioativas do Urânio, Tório e Actínio e o ^{40}K) e artificial (principalmente ^{137}Cs , ^{238}Pu e $^{239+240}\text{Pu}$ resultantes das explosões nucleares) em bivalves (mexilhões), considerados indicadores biológicos de contaminação radioativa, recolhidos anualmente em vários locais (rede densa) ao longo da costa portuguesa.

Relativamente à radioatividade na atmosfera, determinada através das partículas em suspensão no ar (aerossóis), selecionou-se o CTN em Sacavém como o local de amostragem na rede dispersa. A deposição atmosférica foi controlada através da medição da radioatividade em água da chuva, com dois locais de amostragem o CTN em Sacavém e Castelo Branco (local sujeito à influência da Central Nuclear de Almaraz) e em solos (rede densa).

Procedeu-se ainda à avaliação da dose de radiação gama ambiental (detetores passivos) ao longo do país. Os locais de amostragem foram selecionados de forma a ser possível monitorizar as regiões mais densamente habitadas como Lisboa, Porto e a região correspondente ao eixo Bragança, Penhas Douradas, Castelo Branco, Portalegre e Faro. Escolheram-se também o Funchal e Ponta Delgada como locais representativos das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, respetivamente.

Após o acidente na central nuclear de Fukushima (Japão), que ocorreu em março 2011, vários radionuclídeos de origem artificial (ex. $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{131}I , ^{132}Te , ^{134}Cs , ^{136}Cs e ^{137}Cs) foram libertados para a atmosfera e dispersos por vários continentes tendo alcançado a Europa cerca de 2 semanas após o acidente (final de março). Este evento envolveu um acompanhamento da situação em Portugal tendo-se intensificado, durante um certo período de tempo, a monitorização radiológica nas matrizes mais representativas (aerossóis, relva, água da chuva, leite, vegetais com folha) as quais dão uma indicação mais precisa do transporte e da deposição radioativa após um acidente nuclear. Os resultados dessas medições estão também apresentados e discutidos neste relatório.

Nas Figuras I.1 e I.2 estão representados os locais de amostragem e o tipo de amostras para a rede dispersa e rede densa respetivamente.

Nas Figuras I.3 e I.4 estão representados graficamente o tipo de amostras e de análises e as respetivas percentagens referentes ao ano de 2011.

Nota 1: Quando os valores obtidos para um dado radionuclídeo ou para as contagens totais (alfa/beta) são suficientemente baixos em comparação com o valor do fundo, de forma a não permitirem uma identificação inequívoca (i.e. com um grau de confiança de 95%), é indicado como seu majorante o valor da atividade mínima detetável (MDA). Este valor (MDA) depende do valor de fundo, das condições de contagem (tempo de contagem, matriz e geometria da amostra) e do rendimento químico da análise.

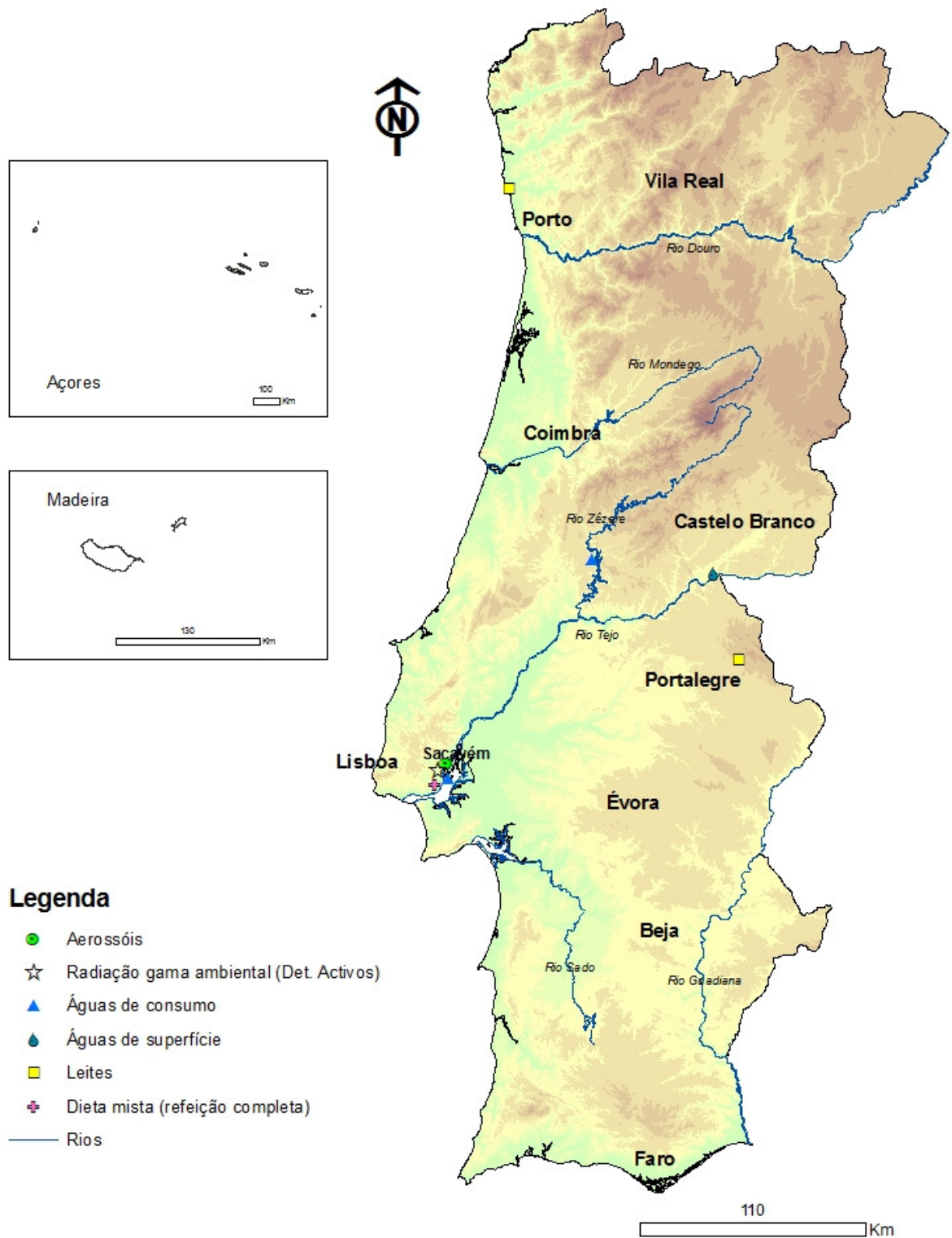


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa

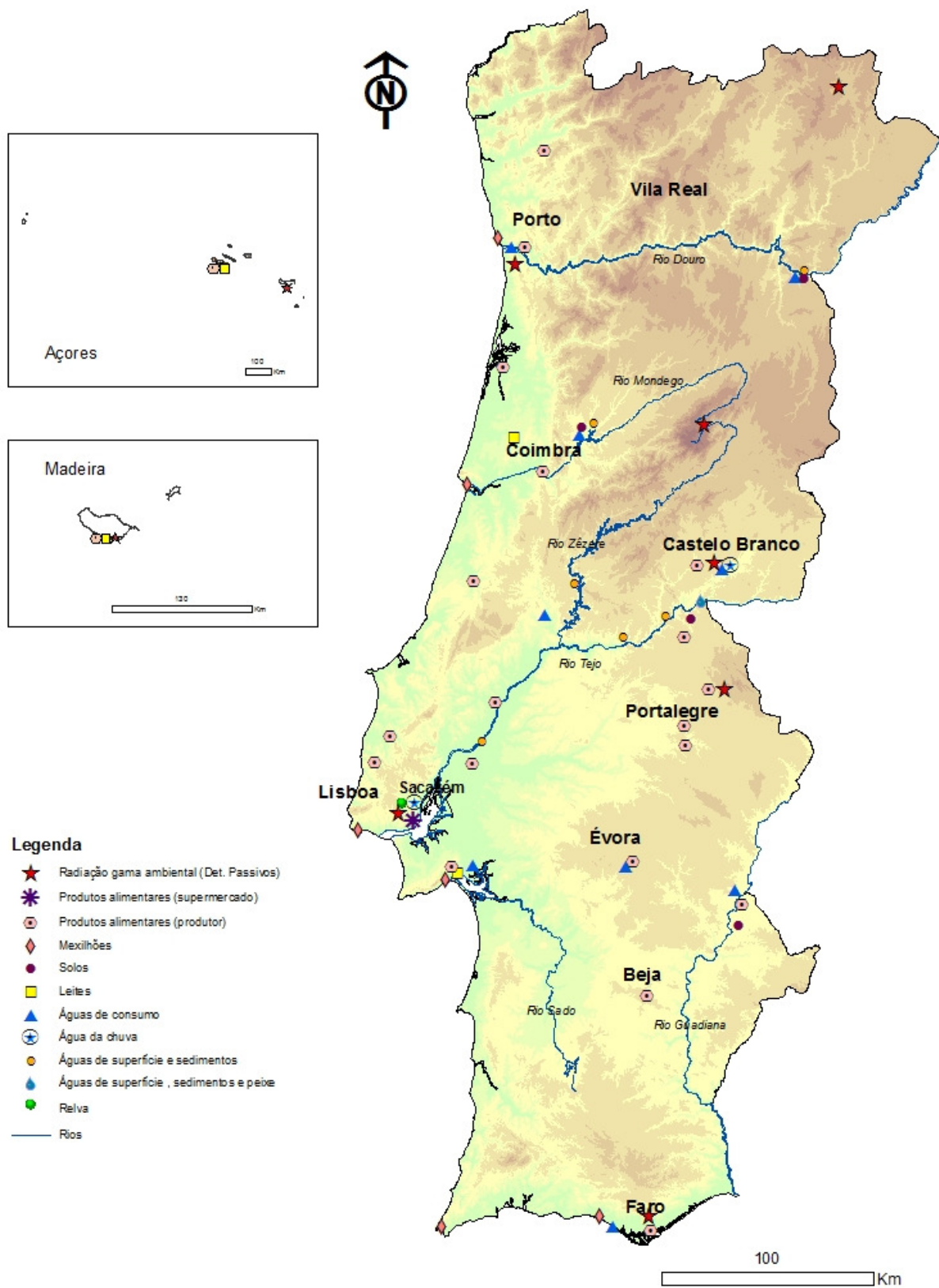


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa

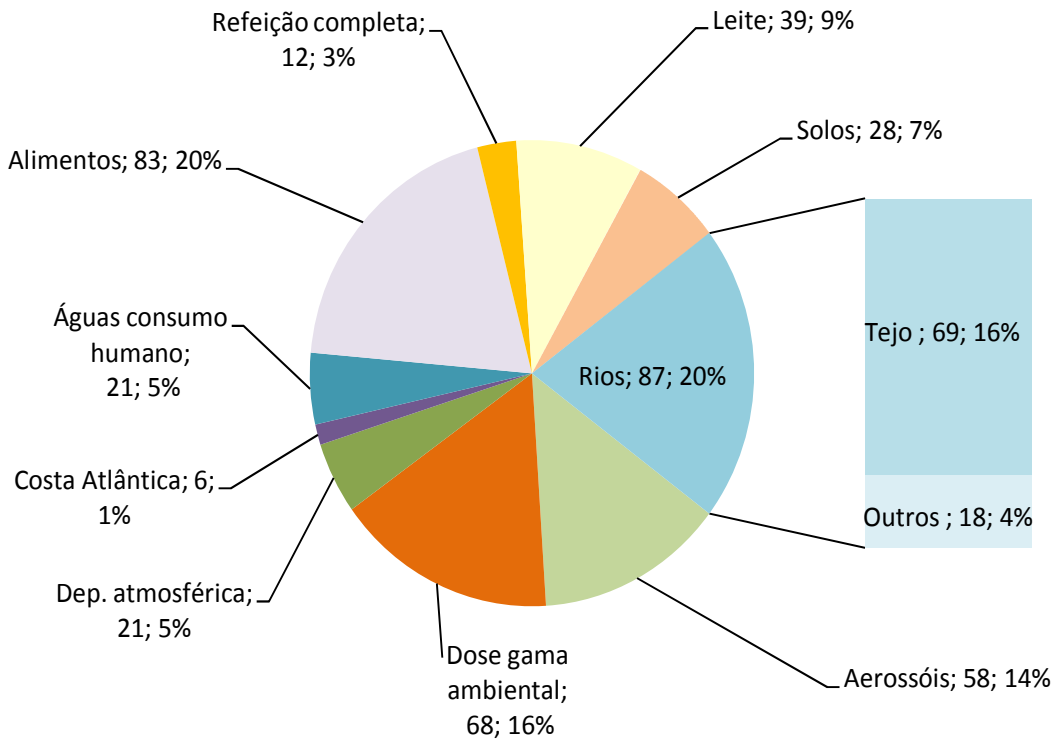


Figura I.3-Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

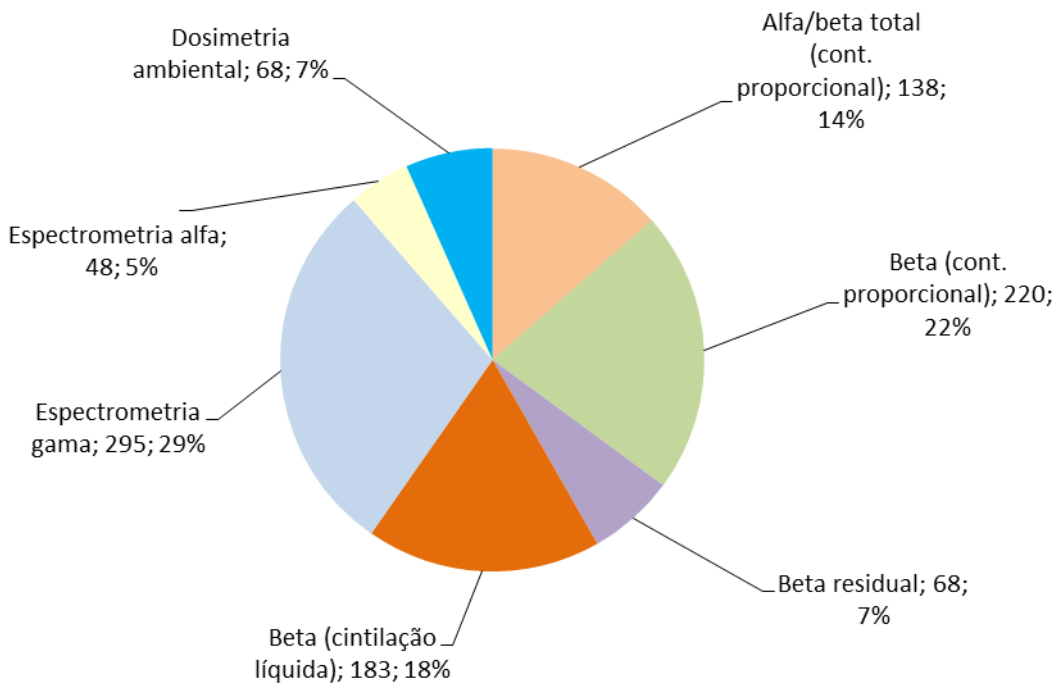


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

I. 2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

I.2.1 Aerossóis

A radioatividade existente na atmosfera pode ter origem natural ou artificial e resulta, basicamente, de três fontes principais: i) exalação para a atmosfera de ^{222}Rn e ^{220}Rn , formados através da desintegração radioativa do ^{226}Ra e do ^{224}Ra (constituintes naturais de solos e rochas) pertencentes às séries radioativas naturais do Urânio e do Tório, respetivamente. Um bom exemplo é o da ocorrência do ^{210}Pb , descendente de longo período de semidesintegração do ^{222}Rn ; ii) formação de radionuclídeos cosmogénicos, como por exemplo o ^7Be , através da interação da radiação cósmica com gases atmosféricos como o carbono, o azoto e o oxigénio; iii) radionuclídeos artificiais, produtos de cisão e ativação, resultantes de atividades antropogénicas (testes nucleares, produção de energia elétrica por via nuclear, produção de radioisótopos e acidentes). O radionuclídeo artificial ^{137}Cs , devido ao seu longo período de semidesintegração, constitui um bom indicador de eventual contaminação radioativa.

Independentemente da sua origem, os isótopos radioativos podem ocorrer na atmosfera na forma gasosa ou particulada (associados ao aerossol atmosférico). Em geral, a forma particulada é a que assume maior significado de risco radiológico, uma vez que essas partículas através dos processos de transporte e deposição atmosférica interagem com a biosfera.

I.2.1.1 Material e Métodos

A avaliação da radioatividade atmosférica no ar de superfície em Portugal foi efetuada através da amostragem contínua de aerossóis, recorrendo a uma estação fixa do tipo ASS-500, instalada no Campus do ITN em Sacavém (Figura I.1). A estação está equipada com uma bomba de sucção de alto volume, com uma cabeça de aspiração de grandes dimensões e um medidor contínuo de fluxo, com totalizador de volume de ar filtrado. Os períodos de amostragem têm a duração de uma semana, o que corresponde, em geral, a volumes médios de ar filtrado de $10^5 \text{ m}^3/\text{semana}$. Como substrato de recolha foram utilizados filtros Petrianov tipo FPP-15-1.5 de $44 \times 44 \text{ cm}^2$. Após cada período de amostragem os filtros são comprimidos através de uma prensa hidráulica (MATRA, GmbH), de forma a obter amostras de geometria cilíndrica (5 cm de diâmetro e 1 cm de espessura), sendo posteriormente analisadas por espectrometria γ (LM_PT_01) em detetor de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV). Os espectros resultantes são analisados com o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão da Analytics, contendo uma mistura de radionuclídeos (^{210}Pb , ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{51}Cr , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{88}Y , ^{60}Co) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes têm geometrias idênticas às das amostras a analisar.

I.2.1.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.1 apresentam-se os valores de concentração médios mensais e anuais para os radionuclídeos detetados em aerossóis e ainda as concentrações médias mensais de partículas totais em suspensão (PTS). Na Figura I.5 representam-se graficamente esses valores.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $20 \mu\text{g m}^{-3}$ (em janeiro) e $73 \mu\text{g m}^{-3}$ (em abril).

A concentração de atividade média mensal em ${}^7\text{Be}$ variou entre $1,40 \pm 0,04$ e $5,2 \pm 0,2$ mBq m^{-3} , apresentando um valor médio anual de $3,8 \pm 1,1$ mBq m^{-3} . Estes valores são consistentes com a gama de concentrações referida por outros autores para diferentes locais (Hernandez *et al.*, 2007; Heinrich *et al.*, 2007; Vallés *et al.*, 2009). As concentrações médias mais elevadas de ${}^7\text{Be}$ ocorreram nos meses de abril, maio e junho ($5,2 \pm 0,2$ mBq m^{-3} , $4,9 \pm 0,1$ mBq m^{-3} e $4,8 \pm 0,2$ mBq m^{-3} , respetivamente), e no mês de outubro ($5,1 \pm 0,2$ mBq m^{-3}), ou seja durante a primavera e outono (Figura I.5), períodos do ano em que, nas latitudes médias, existe uma maior probabilidade de ocorrência de intrusões, na troposfera, de massas de ar de origem estratosférica portadoras de aerossóis enriquecidos em ${}^7\text{Be}$. Esta tendência sazonal é também referida por outros autores (Muramatsu *et al.*, 2008; Lazarevic *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011), tendo já sido verificada em anos anteriores (Reis *et al.*, 2006; Fonseca & Reis, 2006), à exceção do ano de 2008.

No caso do ${}^{210}\text{Pb}$, a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,24 \pm 0,01$ mBq m^{-3} e $1,28 \pm 0,05$ mBq m^{-3} , com um valor médio anual de $0,45 \pm 0,28$ mBq m^{-3} , valores mais elevados que os registados em anos anteriores mas, mesmo assim, dentro da gama de valores reportados por outros autores (Abe *et al.*, 2010; Baskaran, 2011).

A atividade de ${}^{137}\text{Cs}$ (e outros radionuclídeos antropogénicos apresentados na Tabela I.1a) detetada em partículas de aerossol durante os meses de março, abril e maio, e que variou entre 126 ± 5 e $1,4 \pm 0,3$ $\mu\text{Bq m}^{-3}$, está diretamente relacionada com as emissões para a atmosfera resultantes do acidente nuclear de Fukushima, ocorrido em 11 de março de 2011 no Japão. Pelo contrário, os valores registados em junho ($0,4 \pm 0,1$ $\mu\text{Bq m}^{-3}$) e outubro ($0,5 \pm 0,3$ $\mu\text{Bq m}^{-3}$) devem-se a fenómenos locais de ressuspensão.

Considerando que a quantidade e proporção dos isótopos emitidos para a atmosfera durante um acidente variam consoante as características do mesmo, a razão entre as atividades calculadas para amostras de aerossol colhidas em Sacavém e em Fukushima fornecem confirmação da origem dos isótopos detetados no CTN: ${}^{137}\text{Cs}/{}^{134}\text{Cs}$ – 1,3 em Sacavém e 1,0 em Fukushima; ${}^{137}\text{Cs}/{}^{131}\text{I}$ – 0,036 em Sacavém e 0,032 em Fukushima; ${}^{137}\text{Cs}/{}^{132}\text{Te}$ – 0,2 em Sacavém e 0,2 em Fukushima.

Na Figura I.8 apresentam-se os espectros gama de duas amostras de aerossol colhidas antes e após a deteção de radionuclídeos provenientes de Fukushima.

Para além das deteções registadas na estação ASS-500, situada no campus do CTN em Sacavém, foram também detetados radionuclídeos antropogénicos na estação RN53, situada nos Açores (Ponta Delgada) e integrada na rede internacional de monitorização (IMS) do CTBTO (Comprehensive nuclear-Test-Ban Treaty Organization).

O ^{131}I foi o primeiro radionuclídeo antropogénico a ser detetado em Sacavém, numa amostra de aerossol colhida entre 18 e 25 de março. Nas amostras seguintes, além de ^{131}I , foram também detetados ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{132}I , ^{132}Te e $^{129\text{m}}\text{Te}$. As concentrações mais elevadas em ^{131}I e ^{137}Cs foram observadas no dia 31 de março: $0,9\pm 0,1 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,13\pm 0,01 \text{ mBq m}^{-3}$, respetivamente (Tabela I.1a e Figura I.6). Em Ponta Delgada, as concentrações máximas foram observadas em 26 de março, no caso do ^{131}I ($4,3\pm 0,1 \text{ mBq m}^{-3}$) e em 27 de março, no caso do ^{137}Cs ($0,33\pm 0,01 \text{ mBq m}^{-3}$). Na Figura I.7 apresenta-se a evolução da concentração de ^{131}I e ^{137}Cs em amostras de aerossol recolhidas na estação RN53 (Ponta Delgada). De forma idêntica, os níveis máximos de concentração de atividade destes dois radionuclídeos em amostras de aerossol colhidas noutros países da Europa, ocorreram também no período decorrente entre o final do mês de março e o início do mês de abril (Povinec *et al.*, 2012; Pham *et al.*, 2012; Garcia & Garcia, 2012; Baeza *et al.*, 2012; Perrot *et al.*, 2012).

Numa perspetiva extremamente conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação os valores máximos de concentração de atividade registados para o ^{131}I e para o ^{137}Cs (respetivamente $0,9 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,13 \text{ mBq m}^{-3}$, níveis que ocorreram após o acidente de Fukushima e apenas num dia do ano). Com base nesta premissa a dose de radiação por eventual inalação de ambos os radionuclídeos não deverá exceder os 60 nSv a^{-1} (sendo que a maior contribuição se deve ao ^{131}I , com 55 nSv a^{-1}).

Tabela I.1- Valores de concentração de atividade (médias mensais $\pm 2\sigma$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém. PTS é a concentração média mensal das partículas totais em suspensão

| Data de colheita | ^7Be (mBq m^{-3}) | ^{137}Cs ($\mu\text{Bq m}^{-3}$) | ^{210}Pb (mBq m^{-3}) | PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$) |
|---|--|--|--|---------------------------------|
| Janeiro | 1,40 \pm 0,04 | < 0,3 (a) | 0,24 \pm 0,01 | 20 |
| Fevereiro | 2,8 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,30 \pm 0,01 | 26 |
| Março | 3,6 \pm 0,1 | 126 \pm 5 | 0,36 \pm 0,02 | 34 |
| Abril | 5,2 \pm 0,2 | 46 \pm 3 | 0,49 \pm 0,03 | 73 |
| Maio | 4,9 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,3 | 0,51 \pm 0,02 | 47 |
| Junho | 4,8 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,1 | 0,33 \pm 0,01 | 42 |
| Julho | 3,8 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,29 \pm 0,01 | 58 |
| Agosto | 3,5 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,31 \pm 0,01 | 30 |
| Setembro | 3,7 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,37 \pm 0,02 | 35 |
| Outubro | 5,1 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,3 | 1,28 \pm 0,05 | 61 |
| Novembro | 3,8 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,45 \pm 0,02 | 40 |
| Dezembro | 2,5 \pm 0,1 | < 0,3 (a) | 0,40 \pm 0,02 | 30 |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | 3,8 \pm 1,1 | - | 0,45 \pm 0,28 | 41 \pm 15 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a)

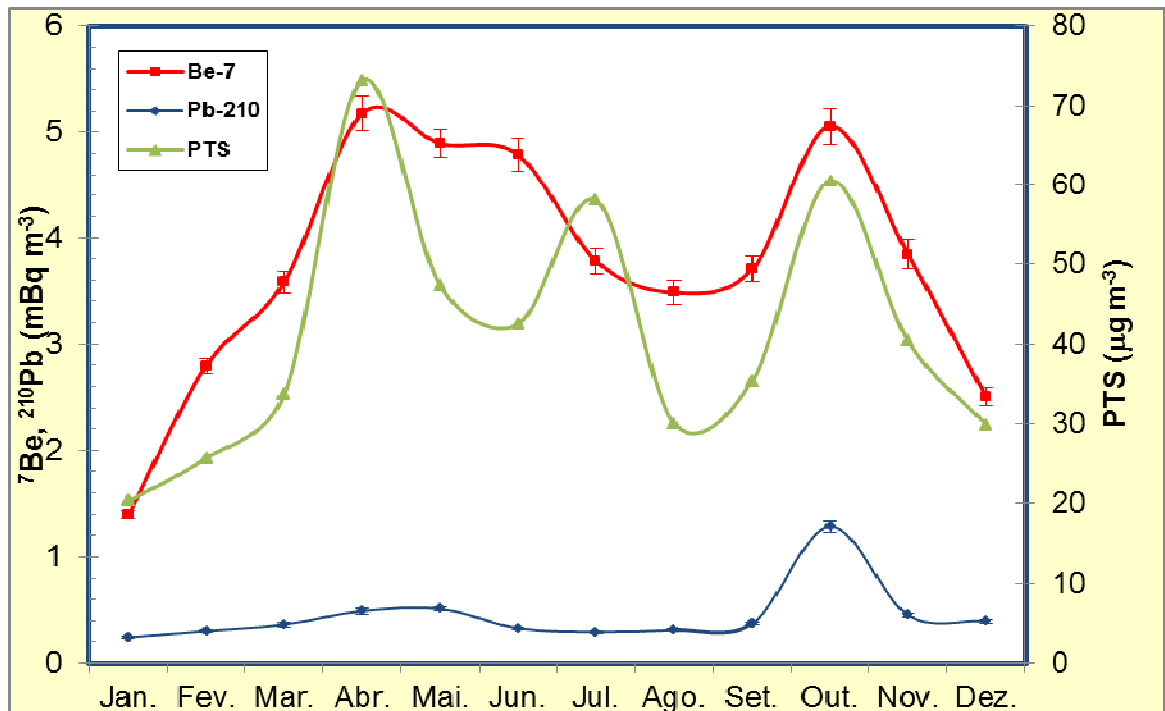


Figura I.5 - Evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m^{-3}) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

Tabela I.1a- Valores da concentração de atividade em amostras de aerossóis (mBq m^{-3}) recolhidos no CTN em Sacavém
A incerteza corresponde a um grau de confiança de 95% ($k=2$)

| Data da amostragem | ^{131}I | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{136}Cs | ^{132}I | ^{132}Te | $^{129\text{m}}\text{Te}$ |
|--------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|---------------------------|
| 11-18 março | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 18-25 março | 0,0071±0,0008 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 25-30 março | 0,9±0,1 | 0,12±0,04 | 0,09 ± 0,01 | 0,08 ± 0,01 | 0,43 ± 0,02 | 0,022 ± 0,002 | 0,05 ± 0,01 |
| 31 março | 0,9±0,1 | 0,13±0,01 | 0,126 ± 0,004 | 0,009 ± 0,003 | 0,04 ± 0,01 | 0,032 ± 0,004 | 0,06 ± 0,02 |
| 1 abril | 0,77±0,04 | 0,099±0,005 | 0,097 ± 0,004 | 0,010 ± 0,004 | 0,023 ± 0,005 | 0,016 ± 0,005 | 0,05 ± 0,02 |
| 2 abril | 0,54±0,04 | 0,100±0,005 | 0,109 ± 0,005 | 0,009 ± 0,003 | 0,014 ± 0,004 | 0,018 ± 0,004 | n.d. |
| 3 abril | 0,52±0,02 | 0,062±0,004 | 0,067 ± 0,003 | n.d. | 0,006 ± 0,002 | 0,007 ± 0,002 | n.d. |
| 4 abril | 0,37±0,03 | 0,058±0,003 | 0,067 ± 0,003 | n.d. | n.d. | 0,009 ± 0,004 | n.d. |
| 5 abril | 0,28±0,03 | 0,055±0,004 | 0,055 ± 0,005 | n.d. | n.d. | 0,007 ± 0,002 | n.d. |
| 5-8 abril | 0,26±0,01 | 0,049±0,002 | 0,049 ± 0,002 | 0,003 ± 0,001 | n.d. | n.d. | n.d. |
| 8-11 abril | 0,084±0,006 | 0,012±0,001 | 0,013 ± 0,001 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 11-15 abril | 0,050±0,004 | 0,014±0,001 | 0,014 ± 0,001 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 15-21 abril | 0,016±0,001 | 0,0070±0,0004 | 0,0071 ± 0,0005 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 21-28 abril | 0,0024±0,0004 | 0,0017±0,0005 | 0,0018 ± 0,0007 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 28 Abril-5 maio | 0,0009±0,0003 | 0,0016±0,0003 | 0,0020 ± 0,0004 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 5-12 maio | n.d. | 0,0013±0,0002 | 0,0010 ± 0,0002 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |
| 12-19 maio | n.d. | n.d. | 0,0004 ± 0,0001 | n.d. | n.d. | n.d. | n.d. |

n.d.- não detetado

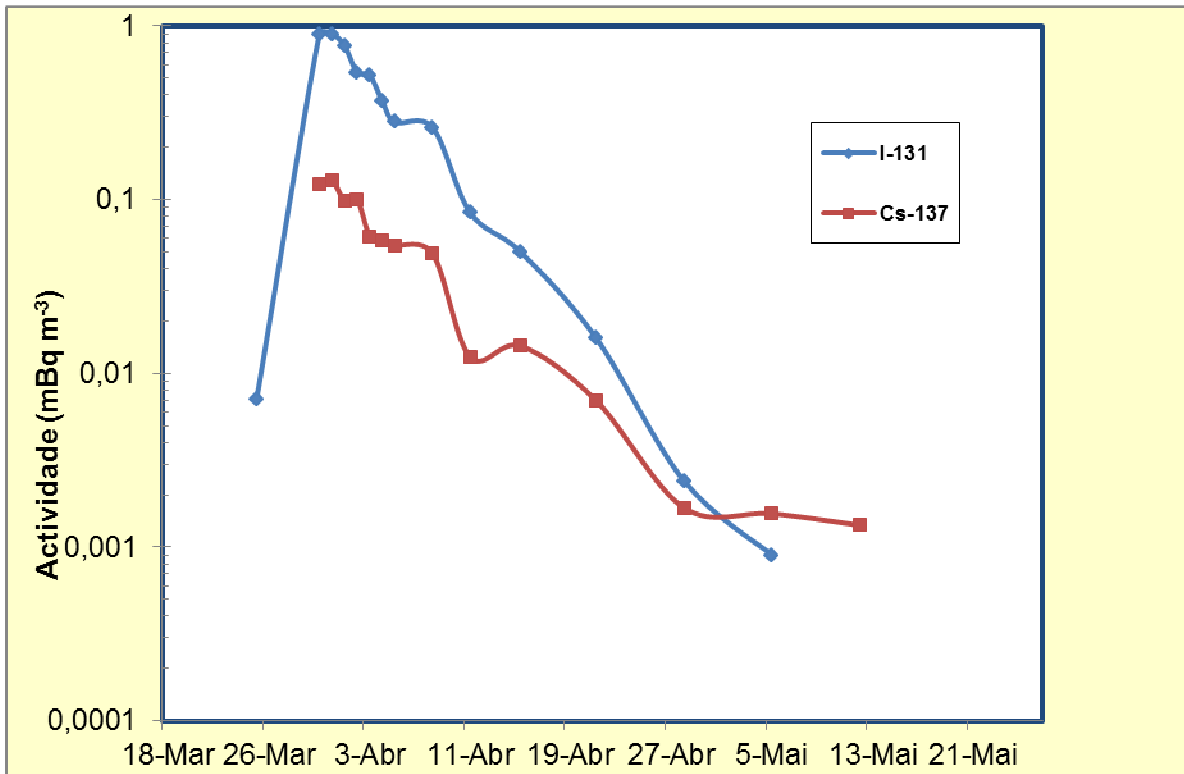


Figura I.6 - Evolução da concentração de atividade em ^{131}I e ^{137}Cs (mBq m^{-3}) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

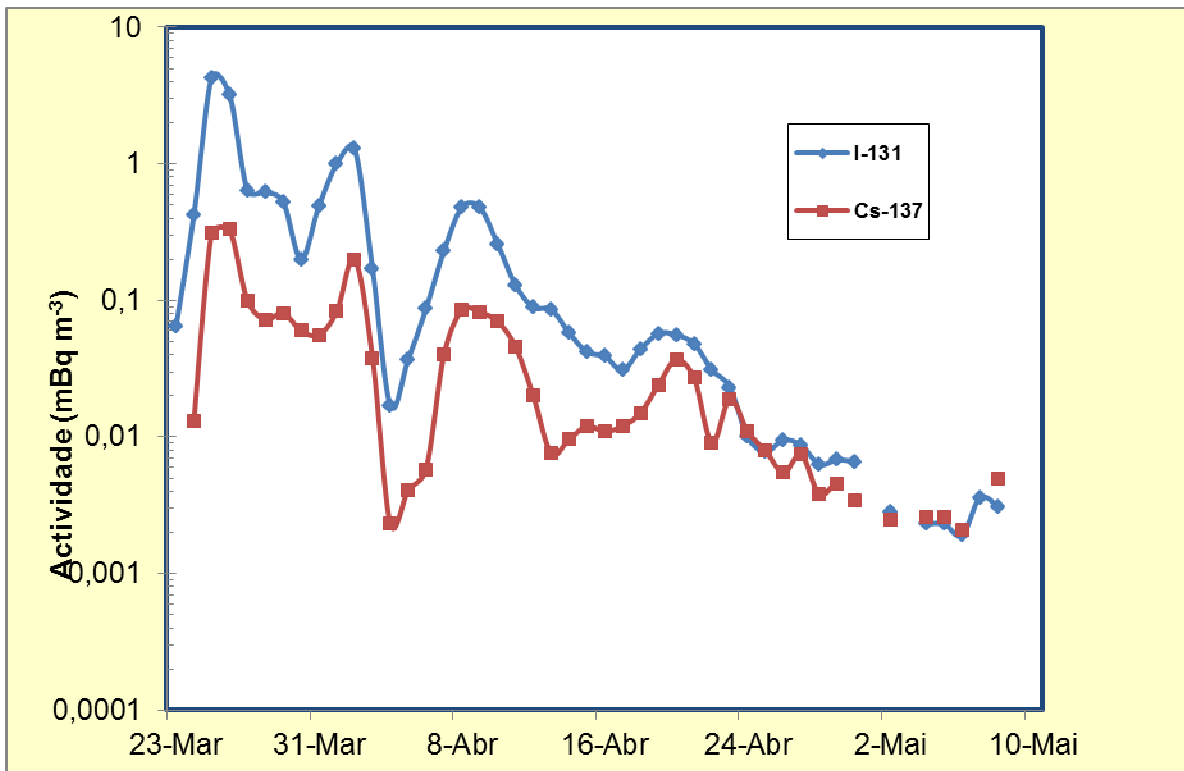


Figura I.7 - Evolução da concentração de atividade em ^{131}I e ^{137}Cs (mBq m^{-3}) em aerossóis recolhidos em Ponta Delgada, Açores, na estação de radionuclídeos RN53 (CTBTO)

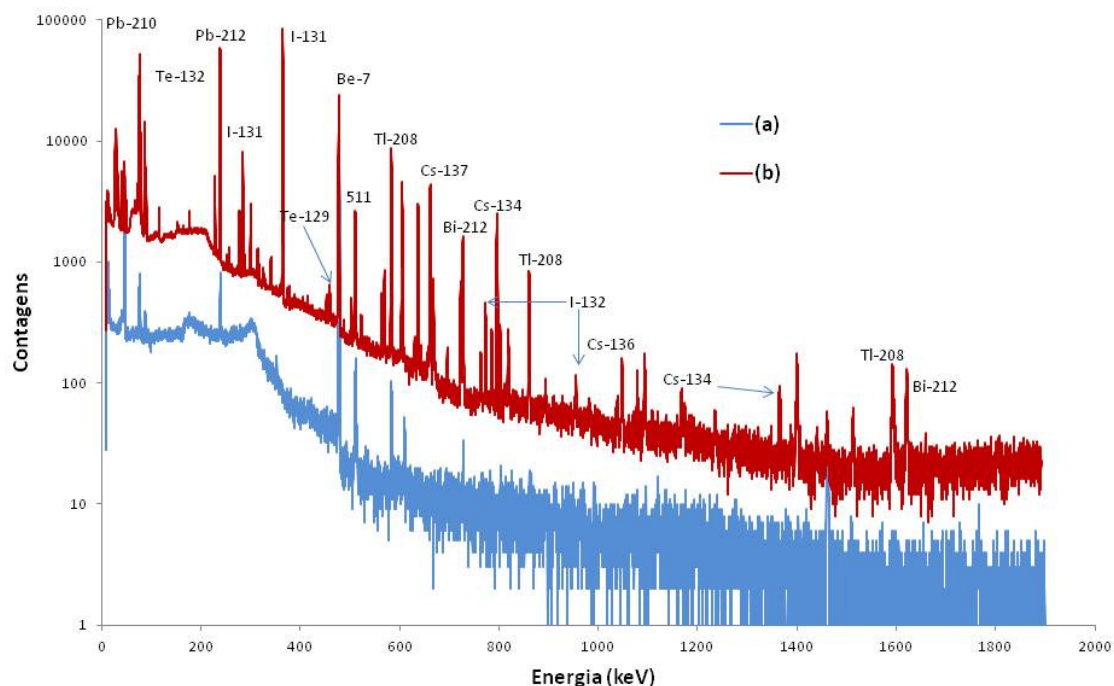


Figura I.8 – Espectros gama de duas amostras de aerossol colhidas antes e após a detecção de radionuclídeos provenientes de Fukushima – (a) amostra colhida em 18/03/2011; (b) amostra colhida em 30/03/2011

I.2.2. Deposição Atmosférica

I.2.2.1 Material e Métodos

As amostras de água da chuva, correspondentes a um período de amostragem mensal, foram recolhidas na Estação Meteorológica de Castelo Branco e no CTN, em Sacavém (Figura I.2). O dispositivo de recolha da amostra é constituído por um coletor de deposição atmosférica total, em tronco de pirâmide quadrangular, com 1 m² de secção.

Da amostra recolhida, 1 litro é utilizado para a determinação do trítio (³H), 1 litro para a determinação da atividade beta total na matéria em suspensão ($\varnothing > 0,45\mu\text{m}$), 3 a 5 litros para a determinação da atividade alfa/beta total na matéria dissolvida ($\varnothing \leq 0,45\mu\text{m}$) e, num máximo de 30 litros concentrados a 1 litro (por evaporação em placa elétrica) para a determinação dos radionuclídeos emissores gama e, posteriormente para a determinação da concentração em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr por medição beta.

Para a análise por espectrometria gama (LM_PT_01) foi usada a geometria “Marinelli” e detetores de germânio hiperpuro (GeHp), acoplados a sistemas de aquisição de dados Multiport II (Canberra). Os dados foram processados usando o *software* Genie 2000

(Canberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão da Analytcs, contendo uma mistura de radionuclídeos (^{210}Pb , ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{51}Cr , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{88}Y , ^{60}Co) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes foram preparadas com geometrias idênticas às das amostras a analisar.

As metodologias seguidas para a determinação das atividades alfa total e beta total (GRA_PT_01) baseiam-se nas Normas ISO 9696 (2007) e ISO 9697 (2008) respetivamente. A medição de radioatividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β munido de um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (^{241}Am) e beta (^{40}K).

A determinação da radioatividade em ^3H , ^{90}Sr e ^{137}Cs foi efetuada recorrendo a análises específicas.

A metodologia seguida para a determinação da radioatividade devida ao ^3H esteve de acordo com a NP 4362 (1997), com enriquecimento isotópico. Partindo de 1 litro de água, não acidificada, procedeu-se a uma purificação, por destilação, e ao enriquecimento isotópico, por eletrólise em corrente contínua, seguido de nova destilação, sendo as amostras posteriormente medidas num espectrómetro de cintilação líquida (Tri-Carb 3170 TR/SL, Packard) (Madruga *et al.*, 2009b).

Para o ^{90}Sr e ^{137}Cs foram utilizadas técnicas radioquímicas baseadas em separações e purificações sucessivas, fixando-se o ^{90}Sr numa resina específica da EICHROM e o ^{137}Cs em fosfomolibdato de amónio. As amostras foram medidas no sistema de deteção de baixo fundo utilizando um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), devidamente calibrado para cada um destes isótopos com fontes padrão, preparadas na mesma forma química e com a mesma geometria das amostras a analisar.

1.2.2.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.2 e I.3 apresentam-se os valores de atividade específica, A , dos diferentes radionuclídeos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (Campus Tecnológico e Nuclear) e em Castelo Branco (estação meteorológica da rede de estações do Instituto de Meteorologia).

Nas Tabelas I.4 e I.5 apresentam-se os fluxos mensais de deposição atmosférica para Sacavém e Castelo Branco, respetivamente. Os valores de precipitação apresentados nas referidas Tabelas foram obtidos no “site” do Instituto de Meteorologia, no caso de Castelo Branco, e através de uma estação meteorológica EMA instalada no CTN, no caso de Sacavém.

Os fluxos mensais foram obtidos multiplicando a atividade específica, em Bq L^{-1} , pela precipitação acumulada mensalmente, em mm, e correspondem a valores de deposição total (por via húmida e seca), uma vez que os coletores se encontram expostos

durante a totalidade do período de amostragem, mesmo na ausência de precipitação. Nas Figuras I.8 e I.9 representam-se graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em atividade alfa e beta totais, ^7Be e ^3H , bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2011 em Sacavém (1174 mm) foi superior à precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (743 mm), à semelhança do que se tem verificado em anos anteriores.

Os fluxos de deposição de ^3H (655 Bq m^{-2}), ^7Be (134 Bq m^{-2}), atividade beta total (15 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (9 Bq m^{-2}) são superiores em Sacavém, comparativamente aos valores obtidos para Castelo Branco (220 Bq m^{-2} , 12 Bq m^{-2} , 7 Bq m^{-2} e 8 Bq m^{-2} , respetivamente) o que se deve aos valores mais elevados de precipitação registados ao longo do ano na estação de Sacavém.

Relativamente ao ^7Be , os fluxos de deposição anuais obtidos são mais baixos do que os referidos por outros autores para diferentes locais e taxas de precipitação comparáveis (Ioannidou & Papastefanou, 2006; González-Gómez *et al.*, 2006, Du *et al.*, 2008; Zhu & Olsen, 2009). Embora a diferença seja menos significativa, o mesmo se pode afirmar relativamente aos fluxos de deposição de atividade alfa total e atividade beta total (Dueñas *et al.*, 2009). Comparativamente a anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011), tem-se vindo a verificar uma tendência de diminuição, o que é consistente com a diminuição da precipitação anual acumulada.

Relativamente aos radionuclídeos antropogénicos relacionados com o acidente de Fukushima, em amostras de água da chuva apenas foram detetadas baixas concentrações de ^{131}I ($0,37\pm 0,05 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,21\pm 0,12 \text{ Bq L}^{-1}$, em água não filtrada e filtrada, respetivamente) na amostra recolhida em 1 de abril e correspondente ao mês de março (Tabela I.6). Os fluxos de deposição calculados com base em amostras de relva colhidas entre 6 e 26 de abril revelaram-se baixos e variaram entre $0,66\pm 0,22$ e $2,30\pm 0,38 \text{ Bq m}^{-2}$ para o ^{137}Cs , entre $0,51\pm 0,11$ e $2,20\pm 0,29 \text{ Bq m}^{-2}$ para o ^{134}Cs e entre $0,93\pm 0,40$ e $6,10\pm 0,59 \text{ Bq m}^{-2}$ para o ^{131}I (Tabela I.6). Apesar de mais expressivas, as taxas de deposição para o ^{131}I são consideradas baixas quando comparadas com os valores reportados em outras regiões da Europa: 40 a 1200 Bq m^{-2} em Bratislava (Povinec *et al.*, 2012) e 1,5 a 15,4 em Bordeaux (Perrot *et al.*, 2012).

Tabela I.2 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), de radionuclídeos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Sacavém (CTN).

| Data de Colheita | 3H | Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$ | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$ |
|------------------|-------------|--|----------------------------|----------------------------|---------------|---------------|---|
| | | 7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | <0,80 (a) | <0,16 (f) | <0,86×10 ⁻³ (b) | <1,66×10 ⁻³ (c) | 0,0105±0,0029 | <0,0037 (e) | 0,039 ± 0,012 |
| Fevereiro | <0,80 (a) | 0,31 ± 0,06 | <8,18×10 ⁻³ (b) | <1,65×10 ⁻³ (c) | 0,0117±0,0057 | <0,0077 (e) | 0,025 ± 0,011 |
| Março | <0,80 (a) | <0,13 (f) | (h) | (h) | (h) | (h) | 0,214 ± 0,059 |
| Abril | 0,98 ± 0,28 | 0,20 ± 0,06 | <1,73×10 ⁻³ (b) | <1,48×10 ⁻³ (c) | 0,0160±0,0032 | 0,0325±0,0064 | 0,018 ± 0,010 |
| Maió | <0,80 (a) | 0,09 ± 0,05 | <2,25×10 ⁻³ (b) | <1,33×10 ⁻³ (c) | 0,0136±0,0038 | 0,0095±0,0045 | 0,052 ± 0,020 |
| Junho | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Julho | <0,80 (a) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Agosto | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Setembro | <0,80 (a) | <0,10 (f) | <1,02×10 ⁻³ (b) | <1,48×10 ⁻³ (c) | 0,0137±0,0021 | 0,0099±0,0028 | 0,042 ± 0,020 |
| Outubro | <0,80 (a) | <0,14 (f) | <1,62×10 ⁻³ (b) | <1,46×10 ⁻³ (c) | 0,0260±0,0022 | 0,0109±0,0029 | <0,018 (g) |
| Novembro | 2,22 ± 0,28 | 0,11 ± 0,06 | <1,38×10 ⁻³ (b) | <1,45×10 ⁻³ (c) | 0,0106±0,0017 | 0,0068±0,0021 | 0,0164 ± 0,0090 |
| Dezembro | <0,80 (a) | (d) | (d) | (d) | 0,0154±0,0023 | 0,0109±0,0034 | <0,040 (g) |

Atividade mínima detetável em 3H (a), ^{90}Sr (b), ^{137}Cs (c), 7Be (f), alfa total (e) e beta total nas partículas em suspensão) (g); volume de amostra insuficiente para análise (d); perda de uma quantidade significativa da amostra por quebra do vasilhame de recolha.

Tabela I.3 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), de radionuclídeos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Castelo Branco (estação meteorológica).

| Data de Colheita | 3H | Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$ | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$ |
|------------------|-----------------|--|----------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|
| | | 7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | <0,80 (a) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | <0,027 (g) |
| Fevereiro | <0,80 (a) | $0,14 \pm 0,08$ | $<7,16 \times 10^{-3}$ (b) | $<1,65 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0087 \pm 0,0026$ | $0,0037 \pm 0,0025$ | $0,023 \pm 0,011$ |
| Março | $2,44 \pm 0,29$ | <0,11 (f) | $<1,38 \times 10^{-3}$ (b) | $<1,65 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0103 \pm 0,0027$ | $0,0033 \pm 0,0023$ | <0,041 (g) |
| Abril | <0,80 (a) | <0,13 (f) | $<1,21 \times 10^{-3}$ (b) | $<1,33 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0135 \pm 0,0028$ | $0,0394 \pm 0,0024$ | <0,052 (g) |
| Maiο | <0,80 (a) | <0,12 (f) | $<1,28 \times 10^{-3}$ (b) | $<1,57 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0389 \pm 0,0047$ | $0,0036 \pm 0,0026$ | $0,033 \pm 0,018$ |
| Junho | <0,80 (a) | (d) | (d) | (d) | $0,0793 \pm 0,0054$ | $0,0317 \pm 0,0067$ | $0,052 \pm 0,020$ |
| Julho | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Agosto | <0,80 (a) | <0,17 (f) | $<2,21 \times 10^{-3}$ (b) | $<2,79 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0040 \pm 0,0013$ | $0,0039 \pm 0,0014$ | $0,076 \pm 0,027$ |
| Setembro | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Outubro | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Novembro | <0,80 (a) | <0,10 (f) | $<1,36 \times 10^{-3}$ (b) | $<1,48 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0131 \pm 0,0024$ | $0,0174 \pm 0,0033$ | $0,0380 \pm 0,0097$ |
| Dezembro | <0,80 (a) | $0,06 \pm 0,04$ | $<3,40 \times 10^{-3}$ (b) | $<2,79 \times 10^{-3}$ (c) | $0,0182 \pm 0,0023$ | $0,0118 \pm 0,0027$ | <0,036 (g) |

Atividade mínima detetável em 3H (a), ^{90}Sr (b), ^{137}Cs (c), 7Be (f) e beta total nas partículas em suspensão (g); volume de amostra insuficiente para análise (d);

Tabela I.4 – Fluxos mensais de deposição atmosférica ($\text{Bq m}^{-2} \pm U$, $k=2$) em Sacavém (CTN).

| Data de colheita | Precipitação* (mm) | ^3H | Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$ | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$ |
|------------------|--------------------|--------------|--|------------------|-------------------|-----------------|-----------------|---|
| | | | ^7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | 186,8 | (a) | (a) | (a) | (a) | $2,0 \pm 0,5$ | (a) | $7,3 \pm 2,2$ |
| Fevereiro | 221,2 | (a) | 69 ± 13 | (a) | (a) | $2,6 \pm 1,3$ | (a) | $5,5 \pm 2,4$ |
| Março | 97,6 | (a) | (a) | (c) | (c) | (c) | (c) | 21 ± 6 |
| Abril | 148,0 | 145 ± 41 | 30 ± 9 | (a) | (a) | $2,4 \pm 0,5$ | $4,8 \pm 0,9$ | $2,7 \pm 1,5$ |
| Maiο | 112,8 | (a) | 10 ± 6 | (a) | (a) | $1,5 \pm 0,4$ | $1,1 \pm 0,5$ | $5,9 \pm 2,3$ |
| Junho | 0,8 | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Julho | 2,4 | (a) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Agosto | 0,0 | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Setembro | 6,8 | (a) | (a) | (a) | (a) | $0,09 \pm 0,01$ | $0,07 \pm 0,02$ | $0,29 \pm 0,14$ |
| Outubro | 136,4 | (a) | (a) | (a) | (a) | $3,5 \pm 0,3$ | $1,5 \pm 0,4$ | (a) |
| Novembro | 229,8 | 510 ± 64 | 25 ± 14 | (a) | (a) | $2,4 \pm 0,4$ | $1,6 \pm 0,5$ | $3,8 \pm 2,1$ |
| Dezembro | 31,6 | (a) | (b) | (b) | (b) | $0,49 \pm 0,07$ | $0,34 \pm 0,11$ | (a) |

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); volume de amostra insuficiente para análise (b); perda de uma quantidade significativa da amostra por quebra do vasilhame de recolha (c).

* Dados obtidos através da estação meteorológica EMA, instalada no CTN.

Tabela I.5 – Fluxos mensais de deposição atmosférica ($\text{Bq m}^{-2} \pm U$, $k=2$) em Castelo Branco (estação meteorológica).

| Data de colheita | Precipitação* (mm) | ^3H | Água filtrada $\text{Ø} \leq 0,45 \mu\text{m}$ | | | | | Partículas em suspensão $\text{Ø} > 0,45 \mu\text{m}$ |
|------------------|--------------------|--------------|---|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--|
| | | | ^7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | 83,2 | (a) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (a) |
| Fevereiro | 75,5 | (a) | 11 ± 6 | (a) | (a) | $0,66 \pm 0,20$ | $0,28 \pm 0,19$ | $1,7 \pm 0,8$ |
| Março | 90,1 | 220 ± 26 | (a) | (a) | (a) | $0,93 \pm 0,24$ | $0,30 \pm 0,21$ | (a) |
| Abril | 93,6 | (a) | (a) | (a) | (a) | $1,3 \pm 0,3$ | $3,7 \pm 0,2$ | (a) |
| Mai | 44,7 | (a) | | (a) | (a) | $1,7 \pm 0,2$ | $0,16 \pm 0,12$ | $1,5 \pm 0,8$ |
| Junho | 0,7 | (a) | (b) | (b) | (b) | $0,056 \pm 0,004$ | $0,022 \pm 0,005$ | $0,04 \pm 0,01$ |
| Julho | 0,0 | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Agosto | 9,5 | (a) | (a) | (a) | (a) | $0,04 \pm 0,01$ | $0,04 \pm 0,01$ | $0,72 \pm 0,26$ |
| Setembro | 28,9 | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Outubro | 117,4 | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Novembro | 182,3 | (a) | (a) | (a) | (a) | $2,4 \pm 0,4$ | $3,2 \pm 0,6$ | $6,9 \pm 1,8$ |
| Dezembro | 17,4 | (a) | $1,0 \pm 0,7$ | (a) | (a) | $0,32 \pm 0,04$ | $0,21 \pm 0,05$ | (a) |

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); Volume de amostra insuficiente para análise (b);

* Dados obtidos no “site” do Instituto de Meteorologia (<http://www.meteo.pt>);

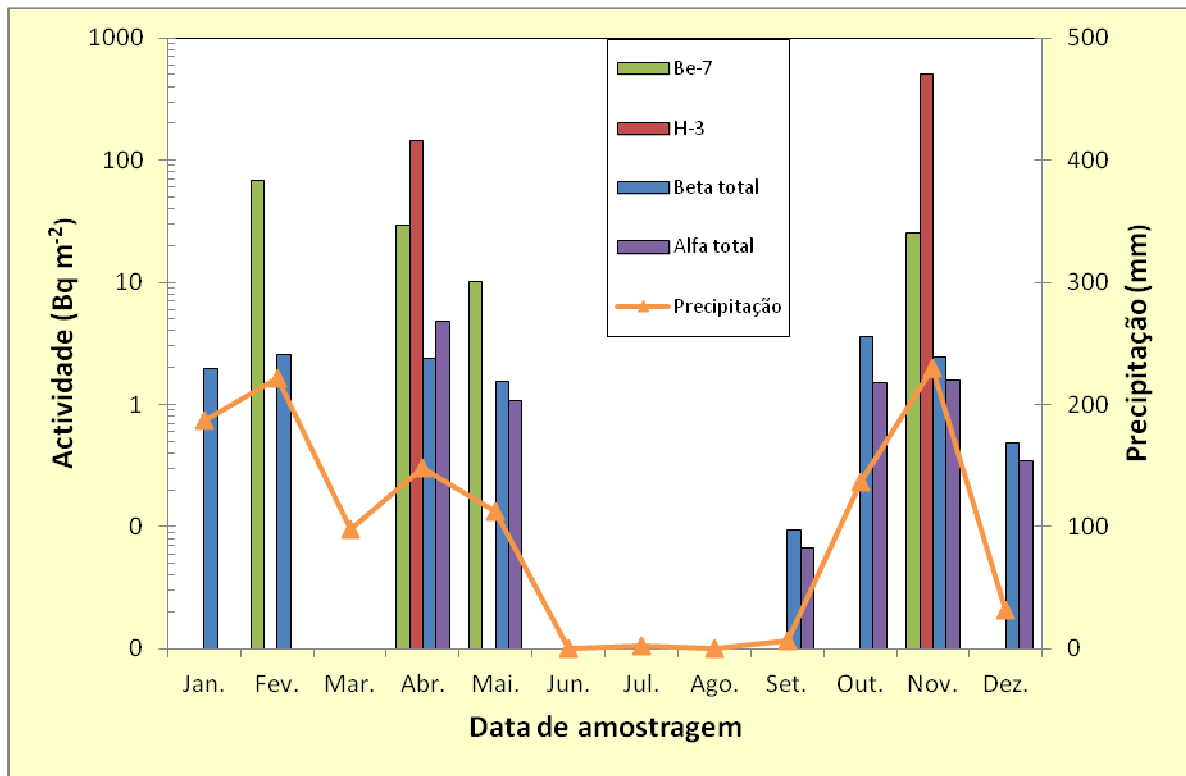


Figura I.9 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

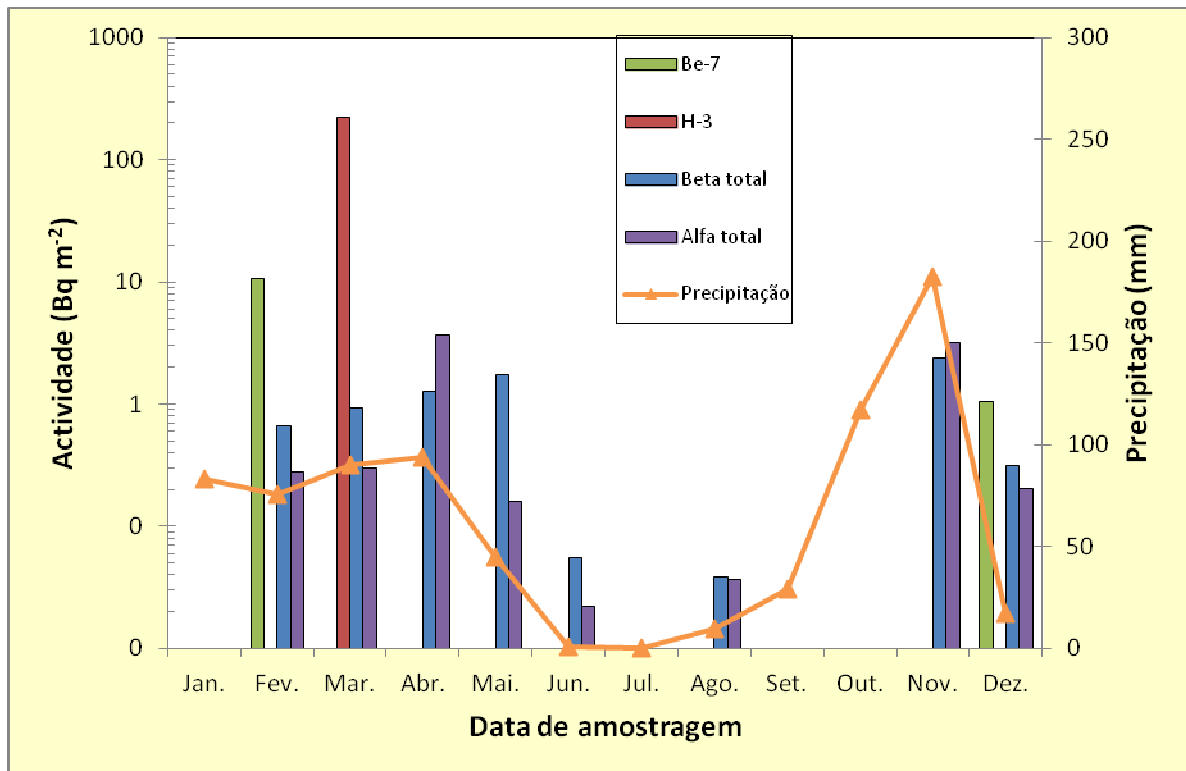


Figura I.10 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

**Tabela I.6- Valores da atividade depositada em amostras de relva (Bq m^{-2}) e da concentração de radionuclídeos em água da chuva (Bq L^{-1}).
A incerteza corresponde a um grau de confiança de 95% ($k=2$)**

| Data de colheita | Local de colheita | Produto | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I |
|------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|
| 06/04/2011 | Sacavém | Relva | $2,3 \pm 0,38$ | $2,2 \pm 0,29$ | $6,1 \pm 0,59$ |
| 07/04/2011 | Sacavém | Relva | $<0,6$ (a) | $0,59 \pm 0,18$ | $5,3 \pm 0,60$ |
| 08/04/2011 | Sacavém | Relva | $0,87 \pm 0,23$ | $0,73 \pm 0,13$ | $4,8 \pm 0,45$ |
| 11/04/2011 | Sacavém | Relva | $<0,8$ (a) | $<0,6$ (b) | $4,51 \pm 0,67$ |
| 16/04/2011 | Sacavém | Relva | $0,66 \pm 0,22$ | $0,51 \pm 0,11$ | $2,93 \pm 0,30$ |
| 20/04/2011 | Sacavém | Relva | $<0,5$ (a) | $<0,4$ (b) | $0,93 \pm 0,40$ |
| 26/04/2011 | Sacavém | Relva | $<0,5$ (a) | $<0,4$ (b) | $<0,8$ (c) |
| 01/04/2011 | Sacavém | Água da chuva* | $<0,09$ (a) | $<0,03$ (b) | $0,37 \pm 0,05$ |
| 01/04/2011 | Sacavém | Água da chuva** | $<0,16$ (a) | $<0,19$ (b) | $0,21 \pm 0,12$ |

Água da chuva correspondente ao mês de março (perda de uma quantidade significativa da amostra por quebra do vasilhame de recolha);

*1 litro (não filtrada); **1 litro (filtrada);.Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{134}Cs (b) e ^{131}I (c);

I. 3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO

I.3.1 Rios

A radioatividade em águas superficiais pode ser devida aos radionuclídeos dissolvidos na fase aquosa e/ou aos radionuclídeos adsorvidos nas partículas em suspensão podendo eventualmente ser incorporada nos sedimentos e nos organismos vivos. Além dos radionuclídeos de origem natural, tais como, ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , o ^{222}Rn e descendentes, podem ainda ser detetados o ^3H (sendo o ^3H normalmente de origem antropogénica) e os radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr . Estes radionuclídeos são produtos de cisão resultantes do funcionamento de centrais nucleares que podem ser libertados para o ambiente em condições normais ou após um acidente nuclear.

I.3.1.1 Material e Métodos

As amostras de água dos rios foram recolhidas em locais de água corrente, afastados da margem a cerca de 20 cm da superfície. Quando as condições dos rios não o permitiram, foram efetuadas na margem, mas sempre nos mesmos locais. As amostras de água foram recolhidas de acordo com as Normas ISO 5667-5 (1996). A amostragem dos sedimentos foi efetuada com o auxílio de um colhedor de sedimentos (cone de Berthois). As amostras de peixe foram adquiridas a pescadores locais.

No rio Tejo recolheram-se amostras mensais, em V. Velha de Ródão e Valada, e amostras trimestrais nas Albufeiras de Fratel e Belver. No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, a Comissão recomenda que se proceda à medição do caudal do rio durante a colheita da água, principalmente no local de amostragem correspondente à rede dispersa (Vila Velha de Ródão). Para responder a essa recomendação e, uma vez que tecnicamente, não foi possível a medição do caudal “*in loco*” registou-se mensalmente a hora da amostragem em V. Velha de Ródão. Como este local de colheita se situa a montante de Fratel e sob a influência do regolfo da albufeira de Fratel considerou-se a utilização dos caudais horários afluentes a esta albufeira como indicativos de Vila Velha de Ródão. Através do Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Portuguesa do Ambiente I.P., foi possível a obtenção desses dados que se apresentam na Tabela I.7. No rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode) a amostragem foi mensal. Nos rios Douro (Barca d’Alva), Mondego (Barragem da Aguieira) e Guadiana (Barragem do Alqueva) procedeu-se a uma amostragem anual. Os locais de amostragem estão representados nas Figuras I.1 e I.2.

Águas

Nas amostras de água, após filtração, determinou-se o teor das partículas em suspensão ($\varnothing > 0,45\mu\text{m}$) e dos sais dissolvidos ($\varnothing \leq 0,45\mu\text{m}$) e efetuou-se a respetiva medição de radioatividade beta total, para a qual contribuem todos os radionuclídeos emissores beta presentes na água. O ^{40}K , radionuclido de origem natural, existe em grandes quantidades no ambiente contribuindo em grande percentagem para a atividade beta total, pelo que a sua concentração deve ser subtraída à atividade beta total, obtendo-se assim a atividade beta residual. Nas amostras de água filtrada, determinou-se a concentração em potássio por cromatografia iónica, a qual após conversão em ^{40}K , permitiu calcular a atividade beta residual (Gomes *et al.*, 2005).

Nas amostras de água, efetuaram-se ainda as determinações de atividade em ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , por métodos radioquímicos, seguidos de medição beta. Na água do rio Zêzere procedeu-se também à determinação da atividade alfa total. As metodologias utilizadas estão descritas em I.2.2.1.

Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a 110°C , desagregados e tamisados tendo-se recolhido para análise a fração de sedimento inferior a $63\mu\text{m}$ (silte/argila). Foram preparadas amostras representativas desta fração e, posteriormente, determinada a concentração dos radionuclídeos por espectrometria gama (LM_PT_01).

Peixes

No laboratório, os peixes (Barbo, *Barbus bocagei* Steind. e Carpa, *Cyprinus carpio* L.) foram dissecados e a parte comestível (músculo) retirada para análise. O músculo foi seco a 110°C e incinerado a 450°C , sendo determinado previamente o peso fresco e posteriormente os pesos seco e de cinzas. O total ou uma alíquota da amostra incinerada (cinzas) foi medido por espectrometria gama (LM_PT_01).

I.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores da atividade específica, A , em águas de superfície colhidas no rio Tejo em Vila Velha de Ródão, Valada, Barragem de Fratel e Barragem de Belver estão presentes nas Tabelas I.8 a I.11, respetivamente.

Verifica-se que os valores médios anuais, no rio Tejo, para a atividade beta total na água (matéria dissolvida) são $0,134 \pm 0,042 \text{ Bq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.8a) e $0,114 \pm 0,034 \text{ Bq L}^{-1}$ em Valada (Tabela I.9a). Observa-se que na água do rio Tejo a contribuição da atividade em ^{40}K para a atividade beta total é elevada (em média cerca de 80 a 90%) originando valores de atividade beta residual baixos e, em alguns casos, não

quantificáveis. Os valores da atividade beta total e beta residual são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009 & 2010).

Os valores de atividade específica em ^{137}Cs e ^{90}Sr são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.8a a I.11a). Os valores médios anuais de atividade específica em ^{90}Sr são inferiores a $1,54 \text{ mBq L}^{-1}$ e $1,66 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente. No que se refere aos valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a $1,39 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $1,40 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010 & 2011).

Os valores de atividade específica média anual, A , em ^3H no rio Tejo são $5,6 \pm 2,0 \text{ Bq L}^{-1}$ e $4,1 \pm 1,8 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.8 e I.9). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $3,68 \pm 0,31 \text{ Bq L}^{-1}$ (fevereiro) e $11,28 \pm 0,36 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) (Tabela I.10) e na Barragem de Belver entre valor inferior à atividade mínima detetável, $0,80 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $6,84 \pm 0,33 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) (Tabela I.11). Na Figura I.11 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em ^3H nos diferentes locais de amostragem no rio Tejo. Verifica-se que em ambas as estações, V. Velha de Ródão e Valada, a atividade em ^3H varia de maneira semelhante ao longo do ano, com exceção do mês de agosto. A variação de concentração de atividade em ^3H ao longo dos meses, principalmente em Vila Velha de Ródão, tem sido observada em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009b, 2009d, 2010 & 2011). Esta variação deve estar relacionada com a gestão das descargas de efluentes no rio Tejo, da Central Nuclear de Almaraz localizada em Espanha.

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores da atividade específica, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode). Pode observar-se que o valor médio anual da atividade beta total para a matéria dissolvida ($0,0371 \pm 0,0066 \text{ Bq L}^{-1}$) é cerca de um terço do valor medido no rio Tejo (Tabelas I.8a e I.9a). Este resultado está relacionado com a concentração dos radionuclídeos em solução, como p.ex. o ^{40}K , que, no caso do rio Zêzere, é também inferior ao valor observado para o rio Tejo (Tabelas I.8a e I.9a) (Gomes *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2007). Os valores quantificáveis de atividade beta residual variam entre $0,0062 \pm 0,0052 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,0234 \pm 0,0082 \text{ Bq L}^{-1}$ (Tabela I.12a). Tal como seria espectável este valor é inferior aos valores observados para o rio Tejo (Tabelas I.8a a I.11a). O valor médio anual da atividade alfa total na matéria dissolvida é inferior a $0,0090 \text{ Bq L}^{-1}$. Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr (Tabela I.12a) são da mesma

ordem de grandeza dos observados no rio Tejo. Pela uniformidade dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclídeos está relacionada principalmente com a deposição atmosférica e não com o normal funcionamento das centrais nucleares existentes no rio Tejo (troço espanhol). Os valores obtidos para o ^3H (Tabela I.12) são inferiores à atividade mínima detetável ($0,80 \text{ Bq L}^{-1}$) e aos observados para o rio Tejo (Figura I.11).

Nas Tabelas I.13 e I.13a estão expressos os valores de atividade específica em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho). Verifica-se que os valores obtidos para a atividade beta total, beta residual, ^{137}Cs e ^{90}Sr são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo. Os valores de concentração de atividade em ^3H são da ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere e inferiores aos medidos no rio Tejo, o que denota a influência, neste rio, da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

Tabela I.7 – Valores do caudal afluyente à Barragem de Fratel, no rio Tejo, durante a colheita das amostras de água em Vila Velha de Ródão

| Data de colheita | Hora da colheita | Caudal afluyente $m^3 s^{-1}$ |
|------------------|------------------|-------------------------------|
| 21/01/2011 | 12h00 | 330,5 |
| 22/02/2011 | 12h00 | 174,6 |
| 24/03/2011 | 12h00 | 141,2 |
| 11/04/2011 | 11h00 | 482,2 |
| 18/05/2011 | 12h00 | 904,7 |
| 15/06/2011 | 12h00 | 634,9 |
| 21/07/2011 | 12h00 | 706,2 |
| 11/08/2011 | 13h00 | 358,1 |
| 15/09/2011 | 12h00 | 214,0 |
| 18/10/2011 | 11h00 | 0 |
| 23/11/2011 | 12h00 | 193,9 |
| 22/12/2011 | 12h00 | 172,4 |

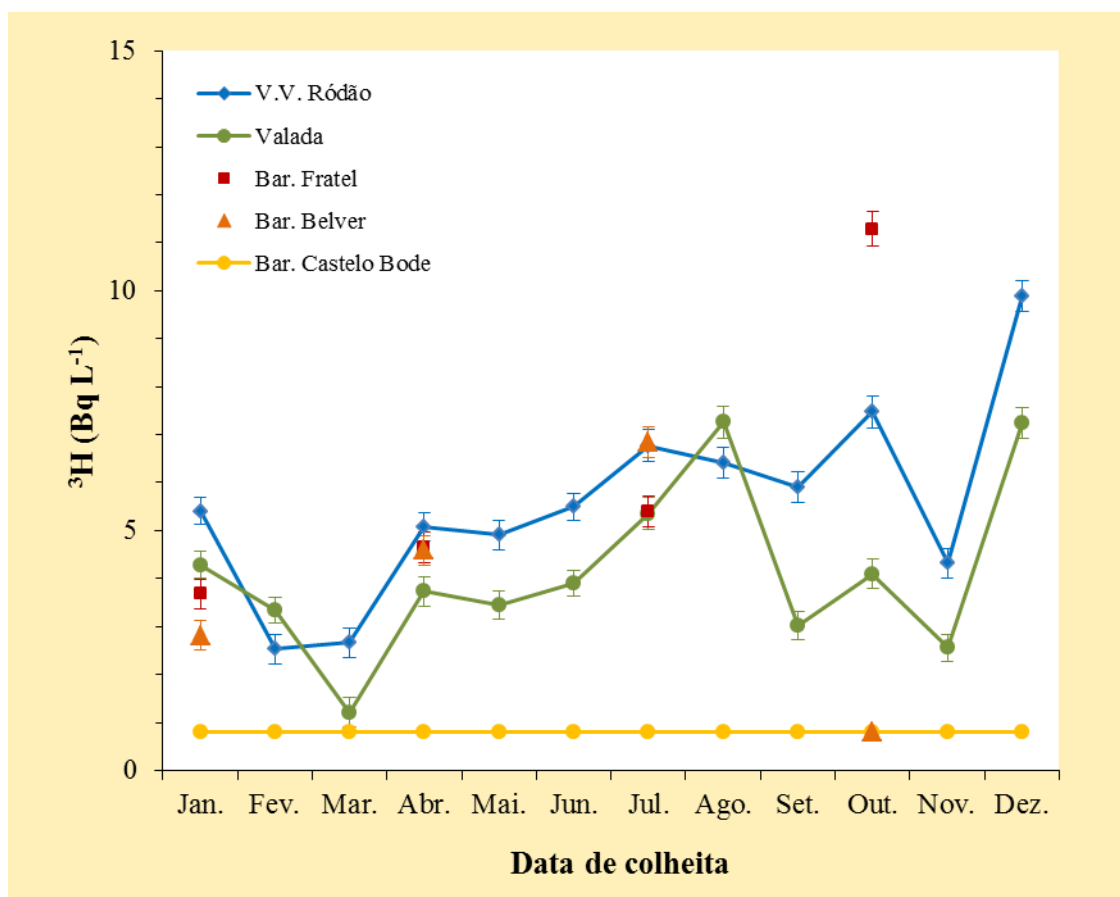


Figura I.11 - Variação da concentração de atividade em 3H (Bq L⁻¹) nos rios Tejo e Zêzere

Tabela I.8 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)

| Data de colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|---|---------------------------------|--|---------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Janeiro | $5,41 \pm 0,28$ | $7,3 \pm 0,3$ | $0,039 \pm 0,012$ |
| Fevereiro | $2,53 \pm 0,31$ | $6,0 \pm 0,3$ | $0,025 \pm 0,011$ |
| Março | $2,66 \pm 0,31$ | $5,9 \pm 0,3$ | $0,020 \pm 0,011$ |
| Abril | $5,08 \pm 0,30$ | $5,1 \pm 0,3$ | <0,016 (a) |
| Maió | $4,91 \pm 0,31$ | $14,9 \pm 0,3$ | $0,031 \pm 0,012$ |
| Junho | $5,50 \pm 0,28$ | $4,6 \pm 0,3$ | <0,018 (a) |
| Julho | $6,77 \pm 0,33$ | $3,9 \pm 0,3$ | $0,019 \pm 0,012$ |
| Agosto | $6,41 \pm 0,33$ | $1,6 \pm 0,3$ | $0,021 \pm 0,012$ |
| Setembro | $5,90 \pm 0,32$ | $6,8 \pm 0,3$ | $0,048 \pm 0,013$ |
| Outubro | $7,47 \pm 0,33$ | $7,2 \pm 0,3$ | $0,031 \pm 0,012$ |
| Novembro | $4,32 \pm 0,31$ | $5,2 \pm 0,3$ | $0,0182 \pm 0,0091$ |
| Dezembro | $9,89 \pm 0,33$ | $1,9 \pm 0,3$ | <0,018 (a) |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | $5,6 \pm 2,0$ | $5,9 \pm 3,4$ | <0,025 |

Atividade mínima detetável em beta total (a);

Tabela I.8a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , ^{40}K , beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)

| Data de colheita | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|------------------------------------|--|-----------------------------------|---|---|--------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| Janeiro | 237,1 ± 0,3 | 3,70 ± 0,37 | <1,56×10 ⁻³ (a) | (1,17 ± 0,52) ×10 ⁻³ | 0,122 ± 0,020 | 0,102 ± 0,010 | (c) |
| Fevereiro | 171,6 ± 0,3 | 2,50 ± 0,25 | <1,45×10 ⁻³ (a) | (2,15 ± 0,59) ×10 ⁻³ | 0,078 ± 0,015 | 0,0692 ± 0,0070 | (c) |
| Março | 189,4 ± 0,3 | 2,60 ± 0,26 | <1,44×10 ⁻³ (a) | (1,66 ± 0,42) ×10 ⁻³ | 0,067 ± 0,015 | 0,0720 ± 0,0072 | (c) |
| Abril | 254,5 ± 0,3 | 3,20 ± 0,32 | <1,41×10 ⁻³ (a) | <2,59×10 ⁻³ (b) | 0,117 ± 0,020 | 0,0886 ± 0,0089 | 0,028 ± 0,022 |
| Mai | 312,5 ± 0,3 | 3,60 ± 0,36 | <1,38×10 ⁻³ (a) | (1,33 ± 0,48) ×10 ⁻³ | 0,136 ± 0,024 | 0,100 ± 0,010 | 0,036 ± 0,026 |
| Junho | 414,4 ± 0,3 | 4,00 ± 0,40 | <1,26×10 ⁻³ (a) | (1,39 ± 0,51) ×10 ⁻³ | 0,155 ± 0,027 | 0,111 ± 0,011 | 0,044 ± 0,029 |
| Julho | 586,9 ± 0,3 | 4,50 ± 0,45 | <1,32×10 ⁻³ (a) | (1,62 ± 0,61) ×10 ⁻³ | 0,193 ± 0,044 | 0,125 ± 0,013 | 0,068 ± 0,046 |
| Agosto | 451,4 ± 0,3 | 4,40 ± 0,44 | <1,26×10 ⁻³ (a) | <1,05×10 ⁻³ (b) | 0,125 ± 0,031 | 0,122 ± 0,012 | (c) |
| Setembro | 452,8 ± 0,3 | 5,20 ± 0,52 | <1,38×10 ⁻³ (a) | (1,81 ± 0,57) ×10 ⁻³ | 0,150 ± 0,026 | 0,144 ± 0,014 | (c) |
| Outubro | 432,9 ± 0,3 | 4,50 ± 0,45 | <1,40×10 ⁻³ (a) | (1,34 ± 0,34) ×10 ⁻³ | 0,205 ± 0,025 | 0,125 ± 0,013 | 0,080 ± 0,028 |
| Novembro | 223,2 ± 0,3 | 3,20 ± 0,32 | <1,39×10 ⁻³ (a) | (1,29 ± 0,41) ×10 ⁻³ | 0,101 ± 0,013 | 0,0886 ± 0,0089 | (c) |
| Dezembro | 362,1 ± 0,3 | 3,00 ± 0,30 | <1,38×10 ⁻³ (a) | (1,06 ± 0,44) ×10 ⁻³ | 0,161 ± 0,016 | 0,0831 ± 0,0084 | 0,078 ± 0,018 |
| Média ± σ | 341 ± 129 (n=12) | 3,70 ± 0,84 (n=12) | <1,39×10⁻³ (n=12) | <1,54×10⁻³ (n=12) | 0,134 ± 0,042 (n=12) | 0,103 ± 0,023 (n=12) | 0,056 ± 0,023 (n=6) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a); Atividade mínima detetável em ^{90}Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c);

Tabela I.9 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo)

| Data de colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|---|---------------------------------|--|---------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Janeiro | $4,28 \pm 0,28$ | $3,0 \pm 0,3$ | $0,033 \pm 0,011$ |
| Fevereiro | $3,33 \pm 0,27$ | $9,1 \pm 0,3$ | $0,025 \pm 0,011$ |
| Março | $1,21 \pm 0,30$ | $5,5 \pm 0,3$ | $0,017 \pm 0,010$ |
| Abril | $3,73 \pm 0,30$ | $7,8 \pm 0,3$ | <0,017 (a) |
| Mai | $3,45 \pm 0,30$ | $17,1 \pm 0,3$ | $0,043 \pm 0,019$ |
| Junho | $3,91 \pm 0,27$ | $5,0 \pm 0,3$ | <0,018 (a) |
| Julho | $5,35 \pm 0,33$ | $4,8 \pm 0,3$ | <0,018 (a) |
| Agosto | $7,26 \pm 0,34$ | $2,1 \pm 0,3$ | <0,018 (a) |
| Setembro | $3,02 \pm 0,30$ | $0,8 \pm 0,3$ | $0,033 \pm 0,012$ |
| Outubro | $4,10 \pm 0,31$ | $7,4 \pm 0,3$ | $0,029 \pm 0,012$ |
| Novembro | $2,56 \pm 0,28$ | $8,7 \pm 0,3$ | $0,0237 \pm 0,0093$ |
| Dezembro | $7,24 \pm 0,31$ | $0,7 \pm 0,3$ | $0,018 \pm 0,018$ |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | $4,1 \pm 1,8$ | $6,0 \pm 4,5$ | <0,024 |

Atividade mínima detetável em beta total (a)

Tabela I.9a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo)

| Data de colheita | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|------------------------------------|--|-----------------------------------|--|--|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Janeiro | 211,4 ± 0,3 | 3,30 ± 0,33 | <1,63×10 ⁻³ (a) | <0,80×10 ⁻³ (b) | 0,098 ± 0,018 | 0,0914 ± 0,0092 | (c) |
| Fevereiro | 243,9 ± 0,3 | 5,80 ± 0,58 | <1,54×10 ⁻³ (a) | (1,78 ± 0,78) × 10 ⁻³ | 0,139 ± 0,023 | 0,161 ± 0,016 | (c) |
| Março | 177,1 ± 0,3 | 2,70 ± 0,27 | <1,54×10 ⁻³ (a) | (1,46 ± 0,48) × 10 ⁻³ | 0,065 ± 0,014 | 0,0748 ± 0,0075 | (c) |
| Abril | 254,2 ± 0,3 | 3,50 ± 0,35 | <1,39×10 ⁻³ (a) | (2,21 ± 0,87) × 10 ⁻³ | 0,088 ± 0,019 | 0,097 ± 0,010 | (c) |
| Maió | 253,2 ± 0,3 | 3,00 ± 0,30 | <1,36×10 ⁻³ (a) | (1,84 ± 0,77) × 10 ⁻³ | 0,088 ± 0,018 | 0,0831 ± 0,0084 | (c) |
| Junho | 271,3 ± 0,3 | 3,00 ± 0,30 | <1,24×10 ⁻³ (a) | (2,29 ± 0,83) × 10 ⁻³ | 0,093 ± 0,019 | 0,0831 ± 0,0084 | (c) |
| Julho | 394,5 ± 0,3 | 3,80 ± 0,38 | <1,24×10 ⁻³ (a) | <1,12×10 ⁻³ (b) | 0,170 ± 0,031 | 0,105 ± 0,011 | 0,065 ± 0,033 |
| Agosto | 441,5 ± 0,3 | 4,50 ± 0,45 | <1,24×10 ⁻³ (a) | (2,14 ± 0,93) × 10 ⁻³ | 0,144 ± 0,032 | 0,125 ± 0,013 | (c) |
| Setembro | 267,5 ± 0,3 | 3,10 ± 0,31 | <1,36×10 ⁻³ (a) | (1,65 ± 0,67) × 10 ⁻³ | 0,100 ± 0,020 | 0,0858 ± 0,0086 | (c) |
| Outubro | 364,6 ± 0,3 | 3,50 ± 0,35 | <1,58×10 ⁻³ (a) | (1,27 ± 0,62) × 10 ⁻³ | 0,154 ± 0,021 | 0,097 ± 0,010 | 0,057 ± 0,023 |
| Novembro | 214,3 ± 0,3 | 3,00 ± 0,30 | <1,35×10 ⁻³ (a) | (1,85 ± 0,79) × 10 ⁻³ | 0,083 ± 0,012 | 0,0831 ± 0,0084 | (c) |
| Dezembro | 325,5 ± 0,3 | 3,40 ± 0,34 | <1,35×10 ⁻³ (a) | <1,52×10 ⁻³ (b) | 0,142 ± 0,014 | 0,0941 ± 0,0095 | 0,048 ± 0,017 |
| Média ± σ | 285 ± 80 (n=12) | 3,55 ± 0,85 (n=12) | <1,40×10⁻³ (n=12) | <1,66×10⁻³ (n=12) | 0,114 ± 0,034 (n=12) | 0,098 ± 0,024 (n=12) | 0,0567 ± 0,0085 (n=3) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a); Atividade mínima detetável em ^{90}Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c);

Tabela I.10 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)

| Data de colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|------------------|------------------|--|-------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Fevereiro | $3,68 \pm 0,31$ | $4,2 \pm 0,3$ | $0,026 \pm 0,011$ |
| Mai | $4,65 \pm 0,31$ | $4,5 \pm 0,3$ | $<0,018$ (b) |
| Agosto | $5,39 \pm 0,32$ | $82,1 \pm 0,3$ (c) | $<0,019$ (c) |
| Novembro | $11,28 \pm 0,36$ | $3,3 \pm 0,3$ | $<0,014$ (b) |

Tabela I.11 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)

| Data de colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|------------------|-----------------|--|---------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Fevereiro | $2,81 \pm 0,31$ | $6,5 \pm 0,3$ | $0,027 \pm 0,011$ |
| Mai | $4,59 \pm 0,31$ | $2,0 \pm 0,3$ | $<0,018$ (b) |
| Agosto | $6,84 \pm 0,33$ | $1,7 \pm 0,3$ | $<0,018$ (b) |
| Novembro | $<0,80$ (a) | $3,3 \pm 0,3$ | $0,0165 \pm 0,0091$ |

Atividade mínima detetável em trítio (a); Atividade mínima detetável em beta total (b); valor anómalo (c);

Tabela L.10a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)

| Data de colheita | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|------------------|--|-----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| Fevereiro | $600,6 \pm 0,3$ | $2,70 \pm 0,27$ | $<1,45 \times 10^{-3}$ (a) | $(3,3 \pm 1,2) \times 10^{-3}$ | $0,129 \pm 0,066$ | $0,0748 \pm 0,0075$ | (c) |
| Mai | $301,8 \pm 0,3$ | $3,20 \pm 0,32$ | $<1,38 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,04 \pm 0,45) \times 10^{-3}$ | $0,117 \pm 0,023$ | $0,0886 \pm 0,0089$ | $0,028 \pm 0,025$ |
| Agosto | $442,7 \pm 0,3$ | $4,40 \pm 0,44$ | $<1,39 \times 10^{-3}$ (a) | $<2,4 \times 10^{-3}$ (b) | $0,139 \pm 0,032$ | $0,122 \pm 0,012$ | (c) |
| Novembro | $179,9 \pm 0,3$ | $3,10 \pm 0,31$ | $<1,39 \times 10^{-3}$ (a) | $<2,4 \times 10^{-3}$ (b) | $0,092 \pm 0,012$ | $0,0858 \pm 0,0086$ | (c) |

Tabela L.11a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)

| Data de colheita | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|------------------|--|-----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|-------------------|---------------------|---------------|
| Fevereiro | $205,6 \pm 0,3$ | $2,60 \pm 0,26$ | $<1,42 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,76 \pm 0,68) \times 10^{-3}$ | $0,088 \pm 0,018$ | $0,0720 \pm 0,0072$ | (c) |
| Mai | $317,2 \pm 0,3$ | $3,60 \pm 0,36$ | $<1,36 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,81 \pm 0,72) \times 10^{-3}$ | $0,108 \pm 0,023$ | $0,100 \pm 0,010$ | (c) |
| Agosto | $440,4 \pm 0,3$ | $4,30 \pm 0,43$ | $<1,24 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,9 \times 10^{-3}$ (b) | $0,153 \pm 0,034$ | $0,119 \pm 0,012$ | (c) |
| Novembro | $196,8 \pm 0,3$ | $2,90 \pm 0,29$ | $<1,36 \times 10^{-3}$ (a) | $<2,04 \times 10^{-3}$ (b) | $0,085 \pm 0,011$ | $0,0803 \pm 0,0081$ | (c) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a); Atividade mínima detetável em ^{90}Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c);

Tabela I.12 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

| Data de colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|---|-----------------|--|---------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Janeiro | <0,80 (a) | $1,3 \pm 0,3$ | $0,0208 \pm 0,0094$ |
| Fevereiro | <0,80 (a) | $1,1 \pm 0,3$ | $0,017 \pm 0,010$ |
| Março | <0,80 (a) | $5,4 \pm 0,3$ | <0,017 (b) |
| Abril | <0,80 (a) | $0,6 \pm 0,3$ | <0,015 (b) |
| Mai | <0,80 (a) | $2,1 \pm 0,3$ | <0,016 (b) |
| Junho | <0,80 (a) | $4,2 \pm 0,3$ | <0,017 (b) |
| Julho | <0,80 (a) | $3,1 \pm 0,3$ | <0,017 (b) |
| Agosto | <0,80 (a) | $1,4 \pm 0,3$ | <0,018 (b) |
| Setembro | <0,80 (a) | $0,7 \pm 0,3$ | $0,022 \pm 0,011$ |
| Outubro | <0,80 (a) | $1,9 \pm 0,3$ | <0,016 (b) |
| Novembro | <0,80 (a) | $1,7 \pm 0,3$ | <0,013 (b) |
| Dezembro | <0,80 (a) | $0,6 \pm 0,3$ | <0,014 (b) |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | <0,80 | $2,0 \pm 1,5$ | <0,017 |

Atividade mínima detetável em 3H (a); Atividade mínima detetável em beta total (b);

Tabela I.12a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , alfa/beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

| Data de colheita | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Alfa total | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|--------------------------------------|--|--|--|--|--|--|---|---|
| Janeiro | $54,6 \pm 0,3$ | $1,10 \pm 0,11$ | $<1,57 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,12 \times 10^{-3}$ (b) | $<0,0073$ (c) | $0,0539 \pm 0,0076$ | $0,0305 \pm 0,0030$ | $0,0234 \pm 0,0082$ |
| Fevereiro | $58,5 \pm 0,3$ | $1,20 \pm 0,12$ | $<1,42 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,61 \pm 0,78) \times 10^{-3}$ | $<0,0080$ (c) | $0,0385 \pm 0,0074$ | $0,0332 \pm 0,0033$ | (d) |
| Março | $56,7 \pm 0,3$ | $1,00 \pm 0,10$ | $<1,54 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,79 \pm 0,76) \times 10^{-3}$ | $0,0122 \pm 0,0071$ | $0,0356 \pm 0,0065$ | $0,0277 \pm 0,0028$ | $0,0079 \pm 0,0071$ |
| Abril | $60,0 \pm 0,3$ | $1,30 \pm 0,13$ | $<1,38 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,36 \pm 0,68) \times 10^{-3}$ | $<0,0076$ (c) | $0,0384 \pm 0,0059$ | $0,0360 \pm 0,0036$ | (d) |
| Mai | $47,3 \pm 0,3$ | $0,880 \pm 0,088$ | $<1,36 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,05 \pm 0,66) \times 10^{-3}$ | $<0,0070$ (c) | $0,0304 \pm 0,0057$ | $0,0244 \pm 0,0025$ | (d) |
| Junho | $53,2 \pm 0,3$ | $0,95 \pm 0,10$ | $<1,24 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,34 \pm 0,97) \times 10^{-3}$ | $<0,0076$ (c) | $0,0341 \pm 0,0062$ | $0,0263 \pm 0,0026$ | $0,0078 \pm 0,0067$ |
| Julho | $49,7 \pm 0,3$ | $0,95 \pm 0,10$ | $<1,24 \times 10^{-3}$ (a) | $(3,9 \pm 1,8) \times 10^{-3}$ | $<0,0082$ (c) | $0,0397 \pm 0,0073$ | $0,0263 \pm 0,0026$ | $0,0134 \pm 0,0078$ |
| Agosto | $52,6 \pm 0,3$ | $1,00 \pm 0,10$ | $<1,24 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,71 \pm 0,70) \times 10^{-3}$ | $0,0265 \pm 0,010$ | $0,0418 \pm 0,0075$ | $0,0277 \pm 0,0028$ | $0,0141 \pm 0,0080$ |
| Setembro | $50,9 \pm 0,3$ | $1,10 \pm 0,11$ | $<1,36 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,47 \times 10^{-3}$ (b) | $0,0070 \pm 0,0037$ | $0,0347 \pm 0,0041$ | $0,0305 \pm 0,0031$ | (d) |
| Outubro | $52,6 \pm 0,3$ | $0,920 \pm 0,092$ | $<1,38 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,04 \pm 0,52) \times 10^{-3}$ | $0,0054 \pm 0,0037$ | $0,0317 \pm 0,0045$ | $0,0255 \pm 0,0026$ | $0,0062 \pm 0,0052$ |
| Novembro | $57,6 \pm 0,3$ | $1,10 \pm 0,11$ | $<1,35 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,50 \pm 0,56) \times 10^{-3}$ | $0,0055 \pm 0,0033$ | $0,0371 \pm 0,0035$ | $0,0305 \pm 0,0031$ | $0,0066 \pm 0,0046$ |
| Dezembro | $50,0 \pm 0,3$ | $1,10 \pm 0,11$ | $<1,35 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,40 \pm 0,46) \times 10^{-3}$ | $0,0070 \pm 0,0036$ | $0,0288 \pm 0,0036$ | $0,0305 \pm 0,0031$ | (d) |
| Média $\pm \sigma$ | $53,6 \pm 4,0$ (n=12) | $1,05 \pm 0,12$ (n=12) | $<1,37 \times 10^{-3}$ (n=12) | $<1,86 \times 10^{-3}$ (n=12) | $<0,009$ (n=12) | $0,0371 \pm 0,0066$ (n=12) | $0,0291 \pm 0,034$ (n=12) | $0,0114 \pm 0,0062$ (n=7) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b) e atividade alfa total (c); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (d);

Tabela I.13 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade beta total em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho)

| Local de Amostragem | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$ | |
|--|-------------|--|-------------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta total |
| Rio Guadiana (Barragem de Alqueva) | $<0,80$ (a) | $4,9 \pm 0,3$ | $0,024 \pm 0,011$ |
| Rio Mondego (Barragem da Aguieira) | $<0,80$ (a) | $4,9 \pm 0,3$ | $<0,018$ (b) |
| Rio Douro (Barragem do Pocinho) | $<0,80$ (a) | $3,2 \pm 0,3$ | $<0,018$ (b) |

Atividade mínima detetável em 3H (a) e atividade beta total (b);

Tabela I.13a - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total e beta residual em águas de superfície (filtrada) colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho)

| Local de Amostragem | Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$ | Concentração em K^+ $mg L^{-1}$ | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Beta total | ^{40}K | Beta residual |
|--|--|-----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|---------------------|---------------------|---------------|
| Rio Guadiana (Barragem de Alqueva) | $247,1 \pm 0,3$ | $4,90 \pm 0,49$ | $<1,48 \times 10^{-3}$ (a) | $(4,28 \pm 0,79) \times 10^{-3}$ | $0,134 \pm 0,021$ | $0,136 \pm 0,014$ | (c) |
| Rio Mondego (Barragem da Aguieira) | $32,6 \pm 0,3$ | $1,30 \pm 0,13$ | $<1,33 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,19 \pm 0,59) \times 10^{-3}$ | $0,0290 \pm 0,0071$ | $0,0360 \pm 0,0036$ | (c) |
| Rio Douro (Barragem do Pocinho) | $222,5 \pm 0,3$ | $2,20 \pm 0,22$ | $<1,33 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,24 \pm 0,54) \times 10^{-3}$ | $0,075 \pm 0,016$ | $0,0609 \pm 0,0061$ | (c) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c).

Sedimentos

Nas Tabelas I.14 a I.16 estão expressos os valores de atividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos detetados na fração silte/argila ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$) colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada e Barragem de Belver.

Em V. Velha de Ródão, os valores médios da atividade específica para o ^{228}Ra (radionuclido da família radioativa natural do ^{232}Th) e ^{226}Ra (radionuclido da família radioativa natural do ^{238}U) são de $217 \pm 78 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $171 \pm 42 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. O ^{235}U apresenta todos os valores inferiores à atividade mínima detetável. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $4,9 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das concentrações de atividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos em sedimentos colhidos em Valada (Tabela I.15) e na barragem de Belver (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão.

Pode observar-se que, em termos de valores médios anuais, a razão entre as concentrações $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ é superior à unidade para todos os sedimentos do rio Tejo. Sendo o ^{228}Ra e o ^{226}Ra descendentes das séries radioativas do ^{232}Th e ^{238}U respetivamente, os valores mais elevados obtidos para o ^{228}Ra , podem estar relacionados com o menor grau de solubilidade e conseqüentemente menor mobilidade geoquímica do ^{232}Th em relação ao ^{238}U . Além disso, poder-se-á também considerar a hipótese de as rochas de onde os sedimentos são originários conterem um teor mais elevado em Tório do que em Urânio.

Na Tabela I.17 estão expressos os valores de atividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$) colhidos nos rios Guadiana, Douro e Mondego. No rio Guadiana as concentrações em ^{228}Ra e ^{226}Ra são inferiores às obtidas para os outros rios estudados possivelmente devido à diferente composição mineralógica dos sedimentos.

Constata-se que os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro, Mondego e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010 & 2011).

Tabela I.14 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63\ \mu m$) colhida no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|---|---------------|-----------------|-----------------|----------------|------------------|
| Janeiro | <24 (a) | 302 ± 11 | 203 ± 20 | <5,3 (a) | 838 ± 90 |
| Fevereiro | <23 (a) | 170,7 ± 9,7 | 126 ± 22 | 5,3 ± 2,6 | 801 ± 75 |
| Março | <21 (a) | 252 ± 23 | 190 ± 10 | 5,4 ± 1,8 | 670 ± 69 |
| Abril | <21 (a) | 241 ± 28 | 171,4 ± 9,1 | <5,0 (a) | 603 ± 79 |
| Maió | <15 (a) | 251 ± 26 | 160,0 ± 8,3 | 4,9 ± 2,5 | 722 ± 77 |
| Junho | <12 (a) | 226 ± 35 | 154 ± 16 | 5,1 ± 2,5 | 654 ± 76 |
| Julho | <10 (a) | 152,2 ± 8,7 | 215,0 ± 3,1 | 3,3 ± 1,1 | 375 ± 47 |
| Agosto | <18 (a) | 194 ± 12 | 156,3 ± 8,7 | <4,2 (a) | 582 ± 78 |
| Setembro | <14 (a) | 199 ± 12 | 174,5 ± 9,0 | <3,9 (a) | 590 ± 72 |
| Outubro | <24 (a) | 376 ± 20 | 256 ± 13 | <5,1 (a) | 667 ± 78 |
| Novembro | <26 (a) | 163 ± 15 | 147 ± 19 | 5,0 ± 2,8 | 619 ± 84 |
| Dezembro | <17 (a) | 71,9 ± 5,7 | 98,1 ± 6,4 | 6,1 ± 2,8 | 609 ± 78 |
| Média ± σ (n=12) | <19 | 217 ± 78 | 171 ± 42 | <4,9 | 644 ± 118 |

Tabela I.15 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) colhidos no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|---|---------------|-----------------|-----------------|----------------|-----------------|
| Janeiro | <15 (a) | 271 ± 10 | 187,2 ± 5,7 | <3,1 (a) | 798 ± 62 |
| Fevereiro | <20 (a) | 135,4 ± 9,1 | 109,1 ± 6,5 | 2,7 ± 1,1 | 725 ± 64 |
| Março | <22 (a) | 207 ± 12 | 148,2 ± 8,7 | <2,9 (a) | 690 ± 73 |
| Abril | <14 (a) | 139,9 ± 8,2 | 110,8 ± 6,5 | 4,2 ± 2,2 | 738 ± 81 |
| Maió | <12 (a) | 198 ± 12 | 119,8 ± 6,4 | <3,0 (a) | 672 ± 70 |
| Junho | <14 (a) | 202 ± 21 | 151,1 ± 7,6 | 4,5 ± 2,1 | 738 ± 76 |
| Julho | <18 (a) | 206 ± 12 | 147,4 ± 8,0 | <3,0 (a) | 737 ± 83 |
| Agosto | <14 (a) | 310 ± 19 | 287 ± 28 | <3,2 (a) | 701 ± 75 |
| Setembro | <20 (a) | 253 ± 13 | 170,2 ± 8,7 | <3,8 (a) | 778 ± 81 |
| Outubro | <14 (a) | 192 ± 12 | 138 ± 11 | <3,8 (a) | 751 ± 84 |
| Novembro | <22 (a) | 149 ± 18 | 115,0 ± 8,3 | <3,4 (a) | 772 ± 89 |
| Dezembro | <15 (a) | 203 ± 14 | 178 ± 11 | <2,4 (a) | 769 ± 79 |
| Média ± σ (n=12) | <17 | 205 ± 52 | 155 ± 49 | <3,3 | 739 ± 38 |

Atividade mínima detetável (a);

Tabela I.16 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bu kg⁻¹), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, na Barragem de Belver

| Data de colheita | ²³⁵ U | ²²⁸ Ra | ²²⁶ Ra | ¹³⁷ Cs | ⁴⁰ K |
|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| Fevereiro | <23 (a) | 259 ± 18 | 173,6 ± 8,9 | <6,3 | 721 ± 86 |
| Mai | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Agosto | <13 (a) | 290 ± 18 | 228 ± 11 | 7,0 ± 1,7 | 777 ± 82 |
| Novembro | 28 ± 16 | 293 ± 15 | 205 ± 10 | 5,0 ± 1,9 | 735 ± 77 |

Atividade mínima detetável (a); Não foi possível a recolha da amostra devido a dificuldades no acesso ao local de colheita (b);

Tabela I.17 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bu kg⁻¹), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida nos rios Guadiana, Douro e Mondego

| Data de colheita | Local de amostragem | ²³⁵ U | ²²⁸ Ra | ²²⁶ Ra | ¹³⁷ Cs | ⁴⁰ K |
|------------------|---|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| Abril | Rio Guadiana (Barragem Alqueva) | <8,5 (a) | 74,7 ± 5,7 | 54,9 ± 4,4 | <2,3 (a) | 509 ± 59 |
| Junho | Rio Douro (Barragem Pocinho) | <15 (a) | 190 ± 18 | 181 ± 15 | 3,5 ± 1,4 | 603 ± 71 |
| Junho | Rio Mondego (Barragem Aguieira) | <13 (a) | 193 ± 11 | 193 ± 14 | <2,8 (a) | 695 ± 72 |

Atividade mínima detetável (a);

Peixes

Na Tabela I.18 estão expressos os valores de atividade específica, A , (Bq kg^{-1} , peso de músculo fresco) de radionuclidos naturais e artificiais em peixes capturados nos rios Tejo (V. Velha de Ródão). Observa-se que as concentrações dos radionuclidos detetados (^{137}Cs , ^{226}Ra e ^{228}Ra) são inferiores à atividade mínima detetável. Os valores em ^{40}K variam entre $107,7 \pm 8,8$ Bq kg^{-1} e $121,3 \pm 9,9$ Bq kg^{-1} . Estes valores são da mesma ordem de grandeza dos observados em anos anteriores em peixes capturados no rio Tejo (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011).

Tabela I.18 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), (Bq kg^{-1} , músculo fresco), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em peixe capturado no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

| Data de colheita | Espécie | ^{137}Cs | ^{226}Ra | ^{228}Ra | ^{40}K |
|------------------|-------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| Janeiro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,12 (a) | <0,29 (a) | <0,26 (a) | $115,2 \pm 9,4$ |
| Fevereiro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,096 (a) | <0,35 (a) | <0,24 (a) | $108,6 \pm 8,7$ |
| Março | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,088 (a) | <0,25 (a) | <0,19 (a) | $107,7 \pm 8,8$ |
| Abril | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Maió | (b) | (b) | (b) | (b) | (b) |
| Junho | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,095 (a) | <0,24 (a) | <0,13 (a) | $121,3 \pm 9,9$ |
| Julho | <i>Cyprinus carpio</i> L. | <0,068 (a) | <0,16 (a) | <0,072 (a) | $108,5 \pm 9,4$ |
| Agosto | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,062 (a) | <0,18 (a) | <0,084 (a) | $109,6 \pm 9,4$ |
| Setembro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,073 (a) | <0,21 (a) | <0,14 (a) | $111,9 \pm 8,9$ |
| Outubro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,097 (a) | <0,15 (a) | <0,18 (a) | $117,8 \pm 9,9$ |
| Novembro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,084 (a) | <0,29 (a) | <0,18 (a) | $117,9 \pm 9,7$ |
| Dezembro | <i>Barbus bocagei</i> Steind. | <0,085 (a) | <0,25 (a) | <0,17 (a) | $114,1 \pm 9,2$ |

Atividade mínima detetável (a); Período de defeso (b);

I.3.2 Mar

I.3.2.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma colheita anual de amostras de mexilhões em 4 locais de amostragem na Costa Atlântica e em 1 local de amostragem nos Estuários do Tejo e do Sado (Figura 2).

As amostras foram secas em estufa a 80 °C e liofilizadas (tecidos moles de mexilhão), sendo posteriormente incineradas em mufla a 450°C. A totalidade ou uma alíquota da amostra incinerada foi colocada em porta-amostras adequado e determinou-se a atividade em emissores gama, usando os sistemas de análise e calibrações, já referidos em I.2.2.1.

Para a determinação dos radionuclídeos emissores alfa, usou-se na análise uma amostra de cinzas com aproximadamente 10g. Os radionuclídeos foram extraídos por lixiviação ácida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) das cinzas e posteriormente separados e purificados por cromatografia com o auxílio de resinas de troca iónica (BIO-RAD). Os radionuclídeos foram eletrodepositados em discos de aço inox e posteriormente medidos por espectrometria α em sistema de medição OCTETE PLUS ORTEC, previamente calibrados, com fontes certificadas (QCRB 4021 Amersham).

I.3.2.2 Resultados e Discussão

Os resultados da atividade específica, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco), em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado estão expressos nas Tabelas I.19 e I.20 para os radionuclídeos de origem artificial e natural respetivamente.

Verifica-se que os valores da atividade específica dos radionuclídeos de origem artificial ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{137}Cs) se situam abaixo dos valores da atividade mínima detetável. As concentrações em atividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes. O valor da razão entre as concentrações dos isótopos ^{234}U e ^{238}U é aproximadamente 1, o que indica a existência de equilíbrio radioativo secular, contrariamente ao que se verifica para os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra , descendentes do ^{238}U . A razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ varia entre 2,1 (Estuário do Sado) e 128 (Cabo de S. Vicente). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em ^{210}Po (variando entre $36,3 \pm 2,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $118 \pm 8 \text{ Bq kg}^{-1}$) quando comparados com os outros radionuclídeos indicam que os mexilhões acumulam o ^{210}Po em quantidades mais elevadas sendo portanto bons indicadores biológicos.

Os resultados obtidos são, em geral, comparáveis aos resultados de anos anteriores (Oliveira *et al.*, 2005, Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

Tabela I.19 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclidos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

| Local de amostragem | $^{239+240}\text{Pu}$ | ^{238}Pu | ^{137}Cs |
|---------------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|
| Matosinhos | <0,64 | <0,16 | <0,2 |
| Figueira da Foz | <0,086 | <0,025 | <0,1 |
| Cascais | <0,070 | <0,070 | <0,2 |
| Cabo de S. Vicente | <0,23 | <0,035 | <0,2 |
| Quarteira | <0,066 | <0,066 | <0,1 |
| Estuário do Sado | <0,60 | <0,60 | <0,1 |

Tabela I.20 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclidos de origem natural em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

| Local de amostragem | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th | ^{40}K |
|---------------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| Matosinhos | $0,32 \pm 0,02$ | $0,014 \pm 0,006$ | $0,36 \pm 0,02$ | $0,22 \pm 0,02$ | $0,42 \pm 0,14$ | $2,2 \pm 0,2$ | $93,4 \pm 6,4$ | $0,15 \pm 0,02$ | 40 ± 4 |
| Figueira da Foz | $0,18 \pm 0,02$ | $0,011 \pm 0,004$ | $0,21 \pm 0,02$ | $0,092 \pm 0,018$ | $0,27 \pm 0,08$ | $1,1 \pm 0,1$ | $69,8 \pm 4,9$ | $0,086 \pm 0,016$ | 42 ± 4 |
| Cascais | $0,22 \pm 0,02$ | $0,007 \pm 0,002$ | $0,26 \pm 0,02$ | $0,060 \pm 0,014$ | $0,089 \pm 0,014$ | $2,1 \pm 0,2$ | $67,2 \pm 4,8$ | $0,058 \pm 0,014$ | 34 ± 4 |
| Cabo de S. Vicente | $0,32 \pm 0,02$ | $0,016 \pm 0,006$ | $0,37 \pm 0,02$ | $0,016 \pm 0,002$ | $0,032 \pm 0,006$ | $4,1 \pm 0,3$ | 118 ± 8 | $0,029 \pm 0,006$ | 36 ± 4 |
| Quarteira | $0,10 \pm 0,02$ | $0,002 \pm 0,001$ | $0,14 \pm 0,02$ | $0,022 \pm 0,004$ | $0,046 \pm 0,0012$ | $0,9 \pm 0,1$ | $36,3 \pm 2,7$ | $0,019 \pm 0,004$ | 28 ± 3 |
| Estuário do Sado | $0,19 \pm 0,02$ | $0,002 \pm 0,001$ | $0,22 \pm 0,02$ | $0,030 \pm 0,006$ | $0,84 \pm 0,14$ | $1,7 \pm 0,2$ | $63,6 \pm 4,6$ | $0,025 \pm 0,006$ | 27 ± 3 |

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos naturais presentes nas águas para consumo humano são o ^3H , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{222}Rn e descendentes, com atividades bastante variáveis. Ocasionalmente, a presença de ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra poderá ser devida à atividade humana (centros nucleares, atividade mineira, etc.). A determinação da radioatividade em água para consumo humano pode ser efetuada através das medições alfa e beta totais, as quais dão uma indicação dos níveis globais de atividade devida aos radionuclídeos naturais e artificiais emissores alfa e beta e/ou através da análise de radionuclídeos específicos.

I.4.1 Material e Métodos

Recolheram-se amostras de água para consumo humano em Lisboa (Figura I.1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se também amostras de água em localidades selecionadas aleatoriamente ao longo do país (Figura I.2). As amostras de água foram recolhidas em torneiras de distribuição ao público tendo-se determinado posteriormente as atividades alfa e beta totais e a concentração em ^3H .

As metodologias utilizadas para a determinação das atividades alfa total e beta total e da concentração em ^3H estão expressas em I.2.2.1. Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se também à determinação das atividades em ^{137}Cs e ^{90}Sr por medição beta conforme procedimento descrito em I.2.2.1.

I.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.21 e I.22 estão expressos os valores da atividade específica, A , (Bq L^{-1}) em ^3H e das atividades alfa e beta totais em águas para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respetivamente. Na Tabela I.21 apresentam-se ainda os valores de atividade específica em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de atividade específica em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, com exceção do valor medido em setembro, sendo o valor médio anual inferior a $1,42 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr apesar de se verificar uma maior dispersão de valores, o valor médio anual ($<1,57 \text{ mBq L}^{-1}$) é da ordem de grandeza do obtido para o ^{137}Cs . Estes valores são semelhantes aos reportados no relatório da Comissão Europeia (EUR 23950 EN, 2009). Para o ^{137}Cs , valores médios anuais de atividade específica, variando entre $0,015$ e $0,15 \text{ mBq L}^{-1}$ e entre $0,072$ e $0,12 \text{ mBq L}^{-1}$ respetivamente, foram reportados para Espanha durante os anos de 2008 e 2009. Relativamente ao ^{90}Sr os valores reportados situaram-se entre $1,4$ e $9,9 \text{ mBq L}^{-1}$ e entre $3,3$ e 17 mBq L^{-1} em 2008 e 2009 respetivamente (Heredia *et al.*, 2009 & 2010).

Constata-se que, os valores das atividades alfa e beta totais são relativamente constantes, com valores médios anuais inferiores a $0,028 \text{ Bq L}^{-1}$ para a atividade alfa total e de $0,062 \pm 0,026 \text{ Bq L}^{-1}$ para a atividade beta total em Lisboa. Os valores de atividade alfa e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.22) são da mesma ordem de grandeza dos medidos em Lisboa com exceção das amostras recolhidas em Évora e Quarteira, cujos valores são de $0,32 \pm 0,16 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,366 \pm 0,071 \text{ Bq L}^{-1}$ para a atividade alfa total e de $0,305 \pm 0,091 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,256 \pm 0,031 \text{ Bq L}^{-1}$ para a atividade beta total respetivamente. De qualquer modo, estes valores são inferiores aos valores paramétricos estipulados no Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto (alfa total: $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}).

Os valores de atividade em ^3H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.21) variam entre o valor da atividade mínima detetável ($0,8 \text{ Bq L}^{-1}$) e $3,11 \pm 0,24 \text{ Bq L}^{-1}$. Nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.22) os valores situam-se, na maioria dos casos, abaixo do valor da atividade mínima detetável. Estes valores são da ordem de grandeza dos observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009b, 2009d, 2010 & 2011) e muito inferiores a 100 Bq L^{-1} , valor paramétrico estipulado na Lei da Água (Decreto-Lei 306/2007 de 27 de agosto). Os valores obtidos são da mesma ordem de grandeza dos reportados pelos Estados Membros, referentes aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009).

Com base nas médias anuais das atividades em ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^3H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.21), considerando os respetivos fatores de dose de $2,8 \times 10^{-8}$, $1,3 \times 10^{-8}$ e $1,8 \times 10^{-11} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) respetivamente e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011) obteve-se o valor de $0,067 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a dose efetiva de radiação devida à ingestão desta água. A maior contribuição para a dose foi devida ao ^{90}Sr (48%) seguida do ^3H (32%) e do ^{137}Cs (20%). Os valores de dose efetiva são idênticos aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos, ^3H , ^{90}Sr e ^{137}Cs através da água de consumo variou, entre $0,02$ e $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2009 (STUK-B 117, 2010) e entre $0,003$ e $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2010 (STUK-B 132, 2011).

Tabela L.21 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , alfa e beta totais em água para consumo humano colhida em Lisboa

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{90}Sr | 3H | Alfa total | Beta total |
|---|----------------------------------|----------------------------------|-----------------|---------------------|---------------------|
| Janeiro | $<1,58 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,17 \pm 0,64) \times 10^{-3}$ | $<0,80$ (c) | $0,021 \pm 0,010$ | $0,0245 \pm 0,0076$ |
| Fevereiro | $<1,59 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,20 \pm 0,88) \times 10^{-3}$ | $0,95 \pm 0,25$ | $<0,019$ (d) | $0,046 \pm 0,012$ |
| Março | $<1,45 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,42 \pm 0,63) \times 10^{-3}$ | $1,18 \pm 0,29$ | $0,030 \pm 0,017$ | $0,054 \pm 0,012$ |
| Abril | $<1,42 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,99 \pm 0,84) \times 10^{-3}$ | $0,96 \pm 0,27$ | $<0,021$ (d) | $0,061 \pm 0,013$ |
| Mai | $<1,39 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,82 \pm 0,78) \times 10^{-3}$ | $1,30 \pm 0,28$ | $0,033 \pm 0,023$ | $0,090 \pm 0,019$ |
| Junho | $<1,27 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,01 \pm 0,90) \times 10^{-3}$ | $3,11 \pm 0,24$ | $0,060 \pm 0,036$ | $0,113 \pm 0,026$ |
| Julho | $<1,27 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,21 \times 10^{-3}$ (b) | $2,51 \pm 0,31$ | $0,036 \pm 0,022$ | $0,075 \pm 0,017$ |
| Agosto | $<1,27 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,21 \times 10^{-3}$ (b) | $2,49 \pm 0,30$ | $0,044 \pm 0,025$ | $0,069 \pm 0,018$ |
| Setembro | $(1,62 \pm 0,86) \times 10^{-3}$ | $(0,98 \pm 0,45) \times 10^{-3}$ | $1,16 \pm 0,29$ | $0,014 \pm 0,010$ | $0,060 \pm 0,010$ |
| Outubro | $<1,42 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,61 \pm 0,46) \times 10^{-3}$ | $1,90 \pm 0,29$ | $0,033 \pm 0,017$ | $0,084 \pm 0,015$ |
| Novembro | $<1,41 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,63 \pm 0,80) \times 10^{-3}$ | $<0,80$ (c) | $0,0109 \pm 0,0058$ | $0,0260 \pm 0,0049$ |
| Dezembro | $<1,38 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,57 \pm 0,60) \times 10^{-3}$ | $2,53 \pm 0,28$ | $<0,0098$ (d) | $0,0400 \pm 0,0060$ |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | $<1,42 \times 10^{-3}$ | $<1,57 \times 10^{-3}$ | $<1,64$ | $<0,028$ | $0,062 \pm 0,026$ |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b), 3H (c) e atividade alfa total (d);

Tabela I.22 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , alfa e beta totais em água para consumo humano colhida em vários locais do país

| Data de colheita | Local de Amostragem | 3H | Alfa total | Beta total |
|------------------|---------------------|-----------------|-------------------|---------------------|
| Abril | Évora | $0,99 \pm 0,27$ | $0,32 \pm 0,16$ | $0,305 \pm 0,091$ |
| Abril | Monsaraz | <0,80 (a) | <0,030 (b) | $0,097 \pm 0,020$ |
| Maio | C. Branco | <0,80 (a) | <0,013 (b) | $0,0463 \pm 0,0088$ |
| Maio | Tomar | <0,80 (a) | <0,012 (b) | $0,0313 \pm 0,0073$ |
| Junho | Quarteira | $0,82 \pm 0,25$ | $0,366 \pm 0,071$ | $0,256 \pm 0,031$ |
| Junho | Setúbal | <0,80 (a) | <0,022 (b) | $0,029 \pm 0,011$ |
| Junho | Barca D'Alva | <0,80 (a) | $0,150 \pm 0,054$ | $0,128 \pm 0,029$ |
| Junho | Aguieira | <0,80 (a) | $0,018 \pm 0,010$ | $0,0393 \pm 0,0079$ |
| Julho | Porto | <0,80 (a) | $0,043 \pm 0,021$ | $0,067 \pm 0,014$ |

Atividade mínima detetável em 3H (a) e em atividade alfa total (b);

I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR

A avaliação do nível de radioatividade na dieta mista dá uma indicação da potencial contaminação radioativa do Homem através dos alimentos. Essa avaliação poderá ser feita através da análise de alimentos individualizados ou da refeição completa sendo a refeição completa mais representativa da dieta mista.

O consumo de leite e derivados constitui uma das vias mais importantes de transferência dos radionuclídeos do ambiente para o Homem. O seu controlo dá uma indicação imediata da contaminação radioativa das pastagens, originada pela deposição atmosférica. Em caso de contaminação os radionuclídeos artificiais normalmente detetados são o ^{131}I , ^{137}Cs e ^{90}Sr . O ^{40}K sendo um radionuclídeo de origem natural está também presente no leite. O ^{131}I é um radionuclídeo de origem artificial que poderá ser libertado para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

Como já referido na Introdução (I.1), após o acidente nuclear de Fukushima (Japão) intensificou-se a amostragem e a análise de radioatividade em amostras de vegetais e de leite, durante um período de tempo justificado pelos resultados obtidos em amostras indicativas da radioatividade devida à deposição atmosférica (aerossóis, relva, água da chuva) recolhidas no CTN (Capítulo I.2).

I.5.1 Material e Métodos

Componentes Individuais e Refeição Completa

O plano de amostragem dos diferentes componentes da cadeia alimentar consistiu na obtenção de: *i*) amostras mensais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridas ao produtor, e cuja recolha foi efetuada no Continente, pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), e nas Ilhas, pela Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura I.2); *ii*) uma amostra anual de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridos em Nisa, na região de V. Velha de Ródão (Figura I.2); e, *iii*) uma amostra anual (carne, fruta, vegetal, farinha, peixe, marisco) adquirida em supermercados da área de Lisboa (Figura I.2). Com este plano, procurou-se que as amostragens dos diferentes componentes fossem as mais representativas possíveis da situação nacional.

As amostras de refeição completa (correspondendo ao almoço e jantar) foram recolhidas, mensalmente, na cantina da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (Figura I.1). A composição de cada amostra está descrita na Tabela I.24.

As amostras de componentes da cadeia alimentar e de refeições completas foram trituradas, homogeneizadas e colocadas em porta-amostras de 1 litro com a geometria “Marinelli”. As medições de radioatividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K foram efetuadas por

espectrometria gama. Para a determinação do ^{90}Sr , procedeu-se à separação deste radionuclido de outros elementos interferentes fazendo-se passar a amostra, após a incineração e diluição em meio ácido, através de uma resina específica para o estrôncio (Eichrom). A medição beta na solução foi efetuada por cintilação líquida usando um espectrómetro Packard Tri-Carb 3170 TR/SL. A atividade em ^{90}Sr foi determinada após o equilíbrio radioativo entre o ^{90}Sr e o seu descendente ^{90}Y (Lopes & Madruga 2009a e 2009b; Lopes *et al.* 2010).

Leite

Foram analisadas amostras de leite em natureza (sem qualquer tratamento) provenientes do produtor, através das cooperativas leiteiras, e recolhidas nos tanques à entrada das fábricas de transformação e distribuição de leite e produtos lácteos. Foram analisadas amostras mensais recolhidas na Lactogal (Vila do Conde) e Serraleite (Portalegre) (Figura I.1) e amostras trimestrais na Lactogal (Tocha-Contanhede) e Parmalat (Águas de Moura) (Figura I.2). Procedeu-se também à análise de duas amostras anuais de leite adquiridas diretamente ao produtor, provenientes dos Açores e da Madeira respetivamente (Figura I.2). Estas amostras foram recolhidas pelas entidades referidas anteriormente para a colheita de alimentos.

Determinou-se a atividade específica em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K nestas amostras. Para a determinação das atividades em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama (geometria “Marinelli”) efetuada diretamente numa amostra de 1 litro de leite. Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.

1.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.23 estão expressos os valores das atividades específicas, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K detetados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores. A análise de ^{90}Sr foi efetuada só em alguns dos alimentos, carne e couve, por serem os mais representativos. A carne dá uma indicação da contaminação animal através das pastagens e a couve da contaminação devida à deposição atmosférica. Na Tabela I.23a estão apresentados os valores da atividade específica dos radionuclidos detetados em vegetais, durante os meses de março a maio, após o acidente nuclear de Fukushima.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.23 constata-se que a atividade específica em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável ($0,1-0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$, dependendo das condições de medição) com exceção de valores vestigiais medidos em uma amostra de carne ($0,364 \pm 0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$) proveniente de Braga. Os valores em ^{131}I apresentam-se abaixo da atividade mínima detetável variando em geral entre $0,1-1,6 \text{ Bq kg}^{-1}$, excetuando os

valores em amostras de carne recolhidas no último trimestre, nomeadamente no mês de outubro, que apresentam valores de atividade mínima detetável mais elevados. Isto está relacionado com o facto de o valor da atividade se reportar à data de colheita da amostra e o espaço de tempo entre a amostragem e a medição ter sido muito elevado (cerca de 2 meses), devido à avaria do equipamento de medição por espectrometria gama. A correção é mais perceptível no caso do ^{131}I porque apresenta um período de semivida muito curto (8 dias), quando comparado com os outros radionuclídeos detetados.

Relativamente à atividade em ^{90}Sr a maioria dos resultados é inferior à atividade mínima detetável que se situa entre $0,015 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,044 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores quantificáveis variando de cerca de uma ordem de grandeza (entre $0,022\pm 0,014 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,355\pm 0,055 \text{ Bq kg}^{-1}$) foram obtidos em amostras de couve. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $25\pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $182\pm 13 \text{ Bq kg}^{-1}$, correspondendo os valores mais elevados às amostras de batata.

Os resultados obtidos são, em geral, consistentes com as medições efetuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 & 2011).

Nas amostras de vegetais colhidas após o acidente nuclear de Fukushima (Tabela I.23a) detetaram vestígios de ^{131}I em algumas das amostras medidas no mês de abril com valores variando entre $0,41\pm 0,11 \text{ Bq kg}^{-1}$ (alface) e $0,79\pm 0,14 \text{ Bq kg}^{-1}$ (espinafres). O valor da atividade em ^{90}Sr medido no mesmo mês em uma amostra de couve proveniente de Alter do Chão ($0,479\pm 0,060 \text{ Bq kg}^{-1}$) é da ordem de grandeza dos valores quantificáveis obtidos noutros meses do ano.

Os valores da atividade específica, $A\pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.24.

Da análise dos resultados pode constatar-se que os valores de atividade específica dos radionuclídeos medidos são inferiores à atividade mínima detetável, com exceção dos valores obtidos para o ^{40}K , os quais variam entre 27 ± 2 e $86\pm 6 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores situam-se, em geral, na gama dos valores obtidos para os componentes da cadeia alimentar individualizados. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2009d, 2010 & 2011).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2011 (RIFE-17, 2012) valores inferiores a $0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 85 e 100 Bq kg^{-1} . Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em 2009 (RIFE-15, 2010) e 2010 (RIFE-16, 2011).

Partindo do pressuposto que as amostras de refeição completa são representativas da dieta portuguesa pode fazer-se uma estimativa da atividade ingerida por dia por pessoa. Considerando que uma pessoa ingere normalmente duas refeições completas por dia (almoço e jantar) calculou-se, a partir da atividade medida (Bq kg^{-1}) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a atividade dos radionuclidos ingeridos por dia por pessoa ($\text{Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$). Esses resultados (*em itálico*) estão presentes na Tabela I.24. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2009d, 2010 & 2011) e da mesma ordem de grandeza dos reportados para outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais variando entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $3,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $4,9 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $11 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{137}Cs e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $0,45 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Relativamente ao ^{40}K o valor típico em ambos os casos é de $100 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$.

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração que a radioatividade referente aos radionuclidos artificiais (^{137}Cs e ^{90}Sr) é inferior à atividade mínima detetável (Tabela I.24), a dose de radiação estimada devida à ingestão de ^{137}Cs e ^{90}Sr determinados na refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $1,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição devida ao ^{90}Sr (63%).

Outros autores (STUK, 2012) reportam para a Finlândia valores inferiores a $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ de dose de radiação interna, devida à ingestão de refeições completas, sendo a contribuição do ^{137}Cs de aproximadamente 90%.

Tabela I.23 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em produtos da cadeia alimentar

| Entidade responsável pela colheita | Data de colheita | Local de colheita | Produto | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|---|------------------|--|-----------------|------------|-----------|-------------|----------|
| ASAE (Região Alentejo) | Janeiro | Beja | Couve | <0,1 (a) | <0,1 (b) | (d) | 84 ± 6 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 129 ± 9 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 55 ± 5 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | <0,030 (c) | 113 ± 8 |
| ASAE (Região Centro) | Janeiro | Coimbra Aveiro | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | (d) | 79 ± 7 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 131 ± 10 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 52 ± 5 |
| | | Castelo Branco | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <0,4 (b) | <0,021 (c) | 99 ± 8 |
| ASAE (Região Centro) | Fevereiro | Coimbra | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | 0,160±0,017 | 108 ± 8 |
| | | | Batata | <0,2 (a) | <0,1 (b) | | 111 ± 9 |
| | | Leiria | Laranja | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 47 ± 4 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | <0,015 (c) | 108 ± 6 |
| ASAE (Região Norte) | Fevereiro | Porto | Couve | <0,2 (a) | <0,2 (b) | 0,089±0,036 | 55 ± 5 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 122 ± 9 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 55 ± 5 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | <0,018 (c) | 97 ± 8 |
| ASAE (Região Algarve) | Março | Faro | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | 0,063±0,023 | 103 ± 8 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 101 ± 8 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 42 ± 4 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <0,1 (b) | (d) | 119 ± 3 |
| Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira | Março | Funchal | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 107 ± 8 |
| | | | Maçã | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 25 ± 3 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,2 (a) | <0,9 (b) | <0,040 (c) | 107 ± 8 |
| Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores | Abril | Ponta Delgada Ribeira Grande Ponta Delgada | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 116 ± 9 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 38 ± 4 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | (d) | 103 ± 8 |
| ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo) | Abril | Santarém | Batata | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 182 ± 13 |
| | | | Laranja | <0,2 (a) | <0,1 (b) | | 38 ± 3 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,1 (a) | <0,6 (b) | <0,023 (c) | 123 ± 9 |
| ASAE (Região Centro) | Maio | Aveiro Leiria | Cebola | <0,2 (a) | <0,2 (b) | | 32 ± 4 |
| | | | Maçã | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 32 ± 2 |
| | | | Carne (Borrego) | <0,1 (a) | <0,5 (b) | <0,027 (c) | 99 ± 3 |
| ASAE (Região Alentejo) | Junho | Setúbal Beja Évora Portalegre | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | (d) | 80 ± 6 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 128 ± 10 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 43 ± 3 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | <0,024 (c) | 103 ± 3 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); quantidade de amostra insuficiente para a realização da análise (d);

Tabela I.23: continuação

| Entidade responsável pela colheita | Data de colheita | Local de colheita | Produto | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|---|------------------|----------------------------------|-----------------|-------------------|------------------|------------------|-----------------|
| ASAE (Região Norte) | Junho | Porto | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | 0,160± 0,030 | 80 ± 6 |
| | | | Cebola | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 43 ± 4 |
| | | Braga | Abrunhos | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 55 ± 5 |
| | | | Carne (Bovino) | 0,364 ± 0,081 | <0,2 (b) | <0,028 (c) | 116 ± 5 |
| Instituto Tecnológico e Nuclear | Julho | Supermercado da região de Lisboa | Tomate | <0,1 (a) | <0,1 (b) | (d) | 82 ± 7 |
| | | | Melão | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 73 ± 6 |
| | | | Farinha trigo | <0,1 (a) | <0,5 (b) | | 52 ± 5 |
| | | | Mexilhão | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 54 ± 5 |
| | | | Sardinha | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 99 ± 7 |
| | | | Carne (Peru) | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 104 ± 2 |
| Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira | Agosto | Funchal | Feijão verde | <0,1 (a) | <0,2 (b) | <0,033 (c) | 73 ± 6 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 137 ± 10 |
| | | | Ameixa | <0,1 (a) | <0,1 (b) | | 34 ± 3 |
| | | Santa Cruz | Carne (Suíno) | <0,1 (a) | <0,3 (b) | | 100 ± 8 |
| ASAE (Região Algarve) | Setembro | Faro | Couve | <0,2 (a) | <0,2 (b) | 0,355±0,055 | 106 ± 9 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 48 ± 4 |
| | | | Cenoura | <0,1 (a) | <0,7 (b) | | 108 ± 3 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <1,6 (b) | | <0,024 (c) |
| ASAE (Região Centro) | Outubro | Coimbra | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | 0,022±0,014 | 76 ± 6 |
| | | | Maçã | <0,1 (a) | <0,4 (b) | | 40 ± 4 |
| | | Coimbra | Cebola | <0,1 (a) | <0,2 (b) | | 47 ± 4 |
| | | Leiria | Carne (Bovino) | <0,2 (a) | <505 (b) | | <0,037 (c) |
| Instituto Tecnológico e Nuclear | Outubro | Nisa | Couve | <0,2 (a) | <0,3 (b) | 0,239±0,026 | 129 ± 10 |
| | | | Pera | <0,1 (a) | <58 (b) | | 40 ± 4 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,4 (b) | | 146 ± 11 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <135 (b) | | 0,054±0,021 |
| Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores | Novembro | Ribeira Grande | Couve | <0,1(a) | <0,2(b) | 0,301±0,042 | 96 ± 8 |
| | | | Batata | <0,1 (a) | <0,3 (b) | | 142 ± 11 |
| | | | Laranja | <0,1 (a) | <0,3 (b) | | 40 ± 4 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,1 (a) | <26 (b) | | (d) |
| ASAE (Região Norte) | Novembro | Porto | Couve | <0,1 (a) | <0,2(b) | (d) | 86 ± 7 |
| | | | Batata | <0,2 (a) | <0,3 (b) | | 145 ± 11 |
| | | | Maçã | <0,1 (a) | <0,3 (b) | | 36 ± 4 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,2 (a) | <22 (b) | | <0,034 (c) |
| ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo) | Dezembro | Torres Vedras | Couve | <0,1 (a) | <0,6 (b) | (d) | 92 ± 8 |
| | | Leiria | Maçã | <0,1 (a) | <0,3 (b) | | 37 ± 4 |
| | | Benavente | Cenoura | <0,1 (a) | <0,4 (b) | | 61 ± 5 |
| | | Setúbal | Carne (Borrego) | <0,1 (a) | <6,7 (b) | | <0,015 (c) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); quantidade de amostra insuficiente para a realização da análise (d);

Tabela I.23a – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em vegetais recolhidos após o acidente nuclear de Fukushima

| Entidade responsável pela colheita | Data de colheita | Local de colheita | Produto | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|---|------------------|-------------------------|------------|------------|------------|-------------------|-------------------|--------------|
| Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira | 30/03/2011 | Funchal | Couve | <0,2 (a) | <0,3 (b) | <0,2 (c) | (d) | 81 ± 7 |
| ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo) | 07/04/2011 | Santarém | Alface | <0,1 (a) | <0,1 (b) | $0,41 \pm 0,11$ | - | 76 ± 6 |
| Instituto Tecnológico e Nuclear | 11/04/2011 | Alter do Chão | Couve | <0,2 (a) | <0,3 (b) | $0,63 \pm 0,21$ | $0,479 \pm 0,060$ | 103 ± 8 |
| | 11/04/2011 | Fronteira | Agrião | <0,3 (a) | <0,5 (b) | <0,5 (c) | - | 129 ± 11 |
| | 11/04/2011 | Sintra | Alface | <0,1 (a) | <0,1 (b) | $0,424 \pm 0,091$ | - | 98 ± 8 |
| | 11/04/2011 | Sintra | Espinafres | <0,2 (a) | <0,2 (b) | $0,79 \pm 0,14$ | - | 114 ± 10 |
| | 19/04/2011 | Granja | Couve | <0,2 (a) | <0,4 (b) | <0,2 (c) | - | 136 ± 11 |
| Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores | 15/04/2011 | Ribeira Grande (Açores) | Couve | <0,1 (a) | <0,1 (b) | <0,1 (c) | (d) | 67 ± 5 |
| ASAE (Região Centro) | 25/05/2011 | Coimbra | Couve | <0,1 (a) | <0,2 (b) | <0,1 (c) | (d) | 62 ± 5 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{134}Cs (b) e ^{131}I (c); quantidade de amostra insuficiente para a realização da análise (d).

Tabela I.24 – Valores de atividade, $A_{\pm U}$ (k=2) em $Bq\ kg^{-1}$ (peso fresco) e em $Bq\ d^{-1}p^{-1}$ (valores em itálico) para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{40}K em refeições completas adquiridas na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa

| Data de Colheita | Composição das refeições | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{40}K |
|-------------------------|--|--------------------|----------------------|--------------------|
| Janeiro | Caldo verde, peru estufado com arroz branco, rissóis com arroz branco, bolo de chocolate, maçã e pão. | <0,06 (a) <0,07 | <0,028 (b) <0,033 | 35 ± 3 41 ± 8 |
| Fevereiro | Creme de cenoura com massa, febras grelhadas com arroz branco, massa com atum, salame, maçã e pão. | <0,04 (a) <0,04 | <0,026 (b) <0,029 | 35 ± 3 38 ± 8 |
| Março | Sopa de nabiça, feijoada de choco, peru estufado com massa, maçã e pão. | <0,07 (a) <0,10 | <0,043 (b) <0,078 | 68 ± 5 124 ± 14 |
| Abril | Sopa de nabiça com massa, strogonoff de vaca com batata frita, pastéis de bacalhau com arroz branco, bolo de canela, maçã e pão. | <0,07 (a) <0,09 | <0,033 (b) <0,041 | 86 ± 6 107 ± 18 |
| Mai | Sopa de legumes, frango estufado com massa fusilis, rissóis de camarão com arroz branco, bolo de iogurte, maçã e pão. | <0,05 (a) <0,07 | <0,033 (b) <0,048 | 31 ± 2 45 ± 7 |
| Junho | Sopa de alho francês, arroz de peixe, carne de vaca assada com arroz branco, pão de ló, maçã e pão. | <0,05 (a) <0,07 | <0,030 (b) <0,039 | 37 ± 1 49 ± 8 |
| Julho | Canja, perna de peru estufada com arroz branco, filetes com arroz branco, maçã e pão. | <0,05 (a) <0,06 | <0,042 (b) <0,054 | 27 ± 2 34 ± 6 |
| Agosto | Sopa Juliana, carapaus grelhados com batata cozida, carne de vaca estufada com arroz branco, bolo de chocolate, maçã e pão. | <0,06 (a) <0,06 | <0,042 (b) <0,043 | 57 ± 4 58 ± 12 |
| Setembro | Sopa Juliana, carne de vaca estufada com arroz de cenoura, solha de cebolada com batata cozida, pão de ló, maçã e pão. | <0,08 (a) <0,10 | <0,030 (b) <0,042 | 47 ± 4 65 ± 10 |
| Outubro | Sopa de grão, peixe frito com arroz branco, carne de vaca assada com massa fusilis, bolo de chocolate, maçã e pão. | <0,07 (a) <0,07 | <0,023 (b) <0,023 | 35 ± 3 36 ± 8 |
| Novembro | Sopa Juliana, bacalhau com natas, febras com esparguete, pão de ló, maçã e pão. | 0,06 (a) <0,07 | <0,038 (b) <0,043 | 40 ± 3 46 ± 9 |
| Dezembro | Creme de cenoura, almôndegas com puré de batata, frango assado com arroz branco, pudim flan, maçã e pão. | 0,05 (a) <0,06 | <0,035 (b) <0,043 | 57 ± 4 70 ± 12 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b);

Leite

Nas Tabelas I.25 a I.29 estão presentes os valores de atividade específica, A (Bq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Ilhas.

Verifica-se que os valores de atividade específica em ^{137}Cs , ^{134}Cs e ^{131}I são inferiores ao valor da atividade mínima detetável, 0,1-0,3 Bq L^{-1} (dependendo das condições de medição) com exceção de valores vestigiais de ^{137}Cs ($0,242\pm 0,074 \text{ Bq L}^{-1}$) e ^{131}I ($0,324\pm 0,085 \text{ Bq L}^{-1}$) detetados em leite proveniente dos Açores e de ^{131}I ($0,29\pm 0,10 \text{ Bq L}^{-1}$) em leite de Águas de Moura, ambos colhidos no mês de abril. Relativamente ao ^{90}Sr os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre 0,012 e 0,033 Bq L^{-1} . Valores mensuráveis, mas da ordem de grandeza da atividade mínima detetável, foram detetados em algumas amostras. No relatório da Comissão Europeia referente aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais variando entre valores inferiores a 0,5 Bq L^{-1} e 1,2 Bq L^{-1} para o ^{137}Cs e valores inferiores a 0,2 Bq L^{-1} e 0,37 Bq L^{-1} para o ^{90}Sr respetivamente. Os valores de atividade específica em ^{40}K , radionuclido de origem natural, são mais elevados do que os obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr e relativamente constantes variando entre $41\pm 4 \text{ Bq L}^{-1}$ e $53\pm 5 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 & 2011).

Procedeu-se ao cálculo da dose de radiação devida à ingestão de leite, com base na taxa anual de consumo de 200 litros *per capita* (EUR 23950 EN, 2009), nos valores de atividade mínima e máxima em ^{137}Cs e ^{90}Sr e nos respetivos fatores de dose (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) aplicáveis a um adulto médio para a categoria de membro do público. Obtiveram-se valores de dose de radiação por ingestão para o conjunto dos dois radionuclidos que variam entre 0,3 e 1,2 $\mu\text{Sv a}^{-1}$. Os valores de dose de radiação são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007a, 2008, 2009c, 2009d, 2010 & 2011). Considerando ainda, em termos altamente conservativos, a contribuição para a dose de radiação do valor mais elevado detetado em ^{131}I , o valor máximo aumentou para 2,6 $\mu\text{Sv a}^{-1}$. A Finlândia reportou (STUK-B148, 2012) valores de dose de radiação devida ao ^{137}Cs e ^{90}Sr entre 0,6 e 1,9 $\mu\text{Sv a}^{-1}$, considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela I.25 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Lactogal (Vila do Conde).

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|------------|-----------|------------|----------|
| Janeiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,018 (c) | 48 ± 4 |
| Fevereiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,017 (c) | 52 ± 4 |
| Março | <0,1 (a) | <0,2 (d) | <0,1 (b) | <0,023 (c) | 50 ± 4 |
| Abril | <0,1 (a) | <0,1 (d) | <0,3 (b) | <0,029 (c) | 50 ± 4 |
| Maió | <0,1 (a) | <0,1 (d) | <0,1 (b) | <0,022 (c) | 47 ± 4 |
| Junho | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,028 (c) | 51 ± 4 |
| Julho | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,019 (c) | 53 ± 5 |
| Agosto | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,012 (c) | 51 ± 5 |
| Setembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,033 (c) | 52 ± 5 |
| Outubro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,020 (c) | 51 ± 5 |
| Novembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,021 (c) | 50 ± 4 |
| Dezembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,025 (c) | 48 ± 4 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{134}Cs (d), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); n.d.- não determinado;

Tabela I.26 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Serraleite (Portalegre).

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Janeiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,022 (c) | 50 ± 4 |
| Fevereiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,019 (c) | 50 ± 5 |
| Março | <0,1 (a) | <0,2 (d) | <0,1 (b) | <0,031 (c) | 46 ± 4 |
| Abril | <0,1 (a) | <0,2 (d) | <0,1 (b) | <0,022 (c) | 45 ± 4 |
| Maió | <0,1 (a) | <0,1 (d) | <0,2 (b) | <0,022 (c) | 49 ± 4 |
| Junho | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,018 (c) | 51 ± 4 |
| Julho | <0,1 (a) | n.d. | <0,2 (b) | <0,019 (c) | 53 ± 5 |
| Agosto | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | 0,026±0,015 | 48 ± 4 |
| Setembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | 0,016±0,010 | 49 ± 4 |
| Outubro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,021 (c) | 52 ± 5 |
| Novembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,030 (c) | 50 ± 4 |
| Dezembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,022 (c) | 48 ± 4 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{134}Cs (d), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); n.d.- não determinado;

Tabela I.27 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Lactogal (Tocha).

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|------------|-----------|------------|----------|
| Janeiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,019 (c) | 46 ± 4 |
| Fevereiro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,025 (c) | 51 ± 4 |
| Abril | <0,1 (a) | <0,1 (d) | <0,1 (b) | <0,019 (c) | 49 ± 4 |
| Julho | <0,1 (a) | n.d. | <0,2 (b) | <0,018 (c) | 52 ± 5 |
| Outubro | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,033 (c) | 50 ± 4 |

Tabela I.28 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Parmalat (Águas de Moura).

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|------------|-------------|------------|----------|
| Março | <0,1 (a) | <0,2 (d) | <0,1 (b) | <0,024 (c) | 52 ± 5 |
| Abril | <0,1 (a) | <0,2 (d) | 0,29 ± 0,10 | <0,025 (c) | 49 ± 4 |
| Junho | <0,1 (a) | n.d. | <0,2 (b) | <0,020 (c) | 51 ± 5 |
| Setembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,2 (b) | <0,022 (c) | 52 ± 5 |
| Dezembro | <0,1 (a) | n.d. | <0,2 (b) | <0,025 (c) | 53 ± 5 |

Tabela I.29 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente das Regiões autónomas (Madeira e Açores).

| Data de colheita | Local de colheita | ^{137}Cs | ^{134}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|----------------------------------|---------------|------------|---------------|------------|----------|
| Março | Madeira (Santana) | <0,1 (a) | <0,1 (d) | <0,1 (b) | <0,017 (c) | 41 ± 4 |
| Agosto | Madeira (Santa Cruz) | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,016 (c) | 43 ± 4 |
| Abril | Açores (Ponta Delgada) | 0,242 ± 0,074 | <0,1 (d) | 0,324 ± 0,085 | <0,017 (c) | 52 ± 4 |
| Novembro | Açores (Lagoa) | <0,1 (a) | n.d. | <0,1 (b) | <0,016 (c) | 48 ± 4 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{134}Cs (d), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); n.d.- não determinado;

I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS

I.6.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma amostragem anual de solos recolhidos aleatoriamente em diferentes locais no país. Os locais de amostragem estão representados na Figura I.2.

Em cada ponto de amostragem recolheram-se, com o auxílio de uma pá, 3 amostras da camada superficial (0-5 cm) do solo, que se misturaram de forma a obter uma amostra representativa. No laboratório, os solos foram secos a 110°C, desagregados e passados por um peneiro com um crivo de 1000µm de diâmetro, tendo-se retido para análise a fração de granulometria inferior a 1000 µm. Da amostra, previamente homogeneizada, retirou-se uma alíquota que se colocou num porta-amostras hermeticamente fechado. A análise por espectrometria gama processou-se ao fim de cerca de um mês de modo a assegurar o equilíbrio radioativo entre o Rádio (^{226}Ra e ^{228}Ra) e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.30 estão presentes os valores de atividade específica, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da atividade específica para o ^{235}U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável. Os valores em ^{228}Ra (radionuclídeo da família radioativa natural do ^{232}Th) e ^{226}Ra (radionuclídeo da família radioativa natural do ^{238}U) são semelhantes e da mesma ordem de grandeza em todos os locais de amostragem. A razão entre as atividades em ^{210}Pb e ^{226}Ra é aproximadamente 1 indicando a existência de equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclídeos. A atividade em ^{40}K varia entre $358\pm 27 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $980\pm 71 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores de atividade específica em ^{137}Cs , radionuclídeo de origem artificial situam-se entre $5,9\pm 0,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $22\pm 2 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores variando entre $1,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e 34 Bq kg^{-1} foram reportados para a concentração em ^{137}Cs em solos espanhóis (Heredia *et al.*, 2010). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos colhidos ao longo do país (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011).

Tabela I.30 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes de várias regiões do país

| Local de amostragem | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{137}Cs | ^{40}K | 7Be |
|---------------------|-----------|------------|------------|------------|------------|----------|-----------|
| Alqueva | <2,6 (a) | 26 ± 1 | 20 ± 1 | 24 ± 5 | 5,9 ± 0,6 | 358 ± 27 | <11,7 (a) |
| Barca D´Alva | <3,0 (a) | 60 ± 3 | 56 ± 2 | 75 ± 12 | 8,4 ± 0,7 | 980 ± 71 | <6,6 (a) |
| Aguieira | <3,2 (a) | 53 ± 3 | 56 ± 2 | 73 ± 12 | 22 ± 2 | 601 ± 45 | <8,0 (a) |
| V. V. Rodão | <3,6 (a) | 128 ± 6 | 80 ± 3 | 97 ± 15 | 8,4 ± 0,8 | 861 ± 62 | <14,7 (a) |

Atividade mínima detetável (a)

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

No ano de 2011 deu-se continuidade à avaliação da dose de radiação gama ambiental com detetores passivos termoluminescentes nos pontos de medida localizados em Bragança, Castelo Branco, Faro, Funchal, Lisboa, Penhas Douradas, Ponta Delgada, Portalegre e Vila Nova de Gaia.

Com o objetivo de garantir a segurança física dos dosímetros durante os períodos de exposição de cerca de três meses, no exterior, facilitar os processos de colocação, remoção e envio dos dosímetros ao CTN para avaliação, e ainda, tendo em consideração o caráter contínuo da monitorização ambiental, escolheram-se pontos de medida localizados no interior dos parques das estações meteorológicas do Instituto de Meteorologia, em cada uma das localidades acima mencionadas. No caso de Faro, Lisboa e Vila Nova de Gaia, os dosímetros são colocados respetivamente, no Campus de Gambelas da Universidade do Algarve, no Instituto Geofísico Infante D. Luís da Universidade de Lisboa e no Instituto Geofísico da Universidade do Porto.

Durante o ano de 2011 utilizou-se a metodologia descrita anteriormente, tendo-se realizado quatro campanhas de monitorização, correspondendo aos quatro trimestres do ano. Os dosímetros foram enviados para as estações de medida (e regressaram ao CTN) por correio normal, sempre acompanhados por um conjunto de dosímetros de *trânsito*, com o intuito de identificar e eventualmente corrigir, alguma exposição anómala verificada durante os trajetos. Em todos os pontos de medida, os dosímetros foram sempre expostos no ambiente exterior, a um metro do solo.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006a & 2006b). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no cartão Harshaw 8814 contendo dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) inserido no respetivo portadosímetro, adequado à medida do equivalente de dose individual $H_p(10)$, posteriormente corrigido para a grandeza equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semiautomáticos Harshaw 6600 calibrados trimestralmente, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004 & 2006c, Pereira *et al.*, 2012). Em cada ponto de medida foram colocados doze dosímetros, agrupados em três conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro dosímetros foi irradiado à mesma

dose de referência depois do tempo de integração; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração pretendido, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os dois conjuntos irradiados antes e depois do período de integração, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de integração (Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2012). Para cada medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados.

Atendendo a que a grandeza adequada para exprimir as medidas de dose de radiação ambiental é o equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, expresso em sievert, os leitores foram calibrados em termos desta grandeza. Os resultados que se apresentam neste relatório estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (ou seja, nanosievert por hora).

1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.31 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2011, bem como o respetivo desvio padrão das leituras. Relativamente a Portalegre apresenta-se apenas o valor correspondente ao primeiro trimestre do ano atendendo a que com a automatização do parque meteorológico deixou de se possível a colocação/remoção dos dosímetros neste ponto de medida.

Apresentam-se também os valores médios anuais para 2011 para as mesmas localizações, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os valores médios anuais estão representados graficamente na Figura I.12.

Os valores médios do débito de equivalente de dose avaliados nos vários pontos do País dependem fundamentalmente da constituição geológica dos solos, bem como da altitude média do ponto de medida (Amaral, 1995). De uma maneira geral, observa-se que os valores medidos em 2011 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2010. Os valores medidos em 2011 e apresentados na Tabela I.31 podem ser considerados valores normais, compatíveis com os valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.31 – Valores médios dos trimestres I a IV e valor médio anual do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada uma das localidades do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

| Ponto de medida | I | II | III | IV | Ano 2011 |
|--------------------------|--------|-------|--------|--------|----------|
| Bragança | 101±27 | 55±7 | 71±3 | 59±10 | 71±21 |
| Castelo Branco | 146±9 | 121±7 | 122±8 | 124±10 | 128±12 |
| Faro | 61±5 | 45±3 | 48±6 | 68±6 | 55±10 |
| Funchal | 62±3 | 59±5 | 54±6 | 55±6 | 57±4 |
| Lisboa | 86±8 | 74±5 | 61±4 | 66±4 | 72±11 |
| Penhas Douradas | 181±7 | 220±6 | 180±14 | 184±8 | 191±19 |
| Ponta Delgada | 136±8 | 111±1 | 122±7 | 101±4 | 117±15 |
| Portalegre | 152±18 | n.a. | n.a. | n.a. | 152±18 |
| Vila Nova de Gaia | 189±6 | 128±8 | 140±7 | 143±6 | 150±6 |

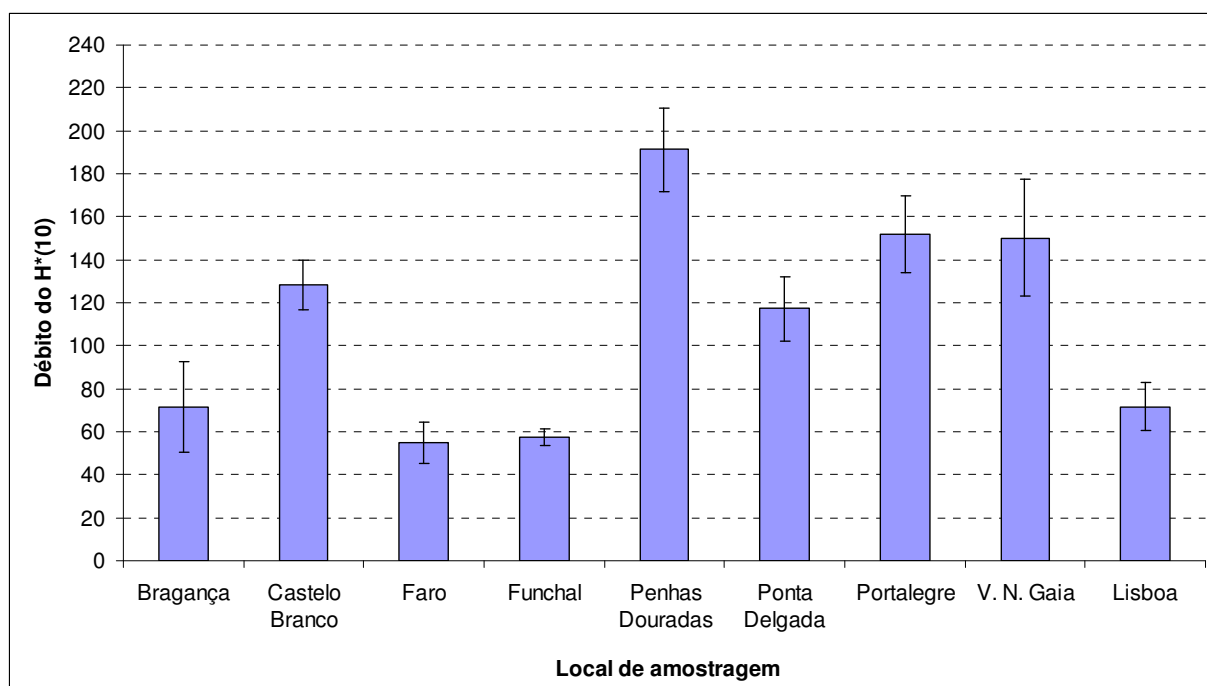


Figura I.12 – Valor médio anual para 2011 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

I.8 CONCLUSÕES

Do vasto conjunto de resultados obtidos para os diferentes compartimentos ambientais (ar, água da chuva, águas de superfície, águas para consumo humano, produtos alimentares, leite, sedimentos e solos) pode concluir-se que os teores de radioatividade determinados são baixos e situam-se dentro da gama dos valores obtidos em anos anteriores. As concentrações dos radionuclidos de origem natural, designadamente das famílias do Urânio, do Tório, e o ^{40}K , são valores típicos do fundo radioativo natural, isto é, não alterado pela ação humana. As concentrações dos radionuclidos de origem artificial, designadamente em ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , são muito baixas e, frequentemente, abaixo dos valores da atividade mínima detetável.

A dose de radiação devida à inalação e ingestão dos radionuclidos artificiais por um elemento médio da população Portuguesa é de aproximadamente $2,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,25% do limite de dose para membros do público (1 mSv a^{-1}) (Diretiva 96/29 EURATOM).

Deve salientar-se que, apesar de em 2011, terem sido detetados vestígios de radioatividade no ambiente resultantes da deposição atmosférica após o acidente nuclear de Fukushima, os níveis medidos não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo na saúde humana da população Portuguesa.

AGRADECIMENTOS

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), à Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira pelo apoio prestado na aquisição e envio de amostras dos produtos alimentares;
- Às Empresas Lactogal, Serraleite e Parmalat pela disponibilidade na cedência das amostras de leite;
- Aos Serviços de Ação Social da Universidade de Lisboa (SASUL) por ter autorizado a colheita de amostras de refeição completa na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa e à empresa EUREST pelo fornecimento das amostras;
- À Petrogal por permitir a colheita de solos nas suas instalações no Parque de Sacavém;
- À Direção Municipal de Atividades Económicas da Câmara Municipal de Lisboa por ter autorizado a colheita de amostras de água para consumo humano no Laboratório de Bromatologia em Lisboa;
- Ao Instituto Português do Mar e da Atmosfera, por ter permitido a colocação e substituição periódica dos detetores TLD nas estações meteorológicas instaladas no Continente e nas Regiões Autónomas, bem como a instalação de um colhedor de deposição atmosférica nas instalações de Castelo Branco;
- À Universidade do Algarve (Campus de Gambelas), à Universidade de Lisboa (Instituto Geofísico Infante D. Luís) e à Universidade do Porto (Instituto Geofísico), por terem permitido a colocação e substituição periódica dos detetores TLD nos respetivos parques meteorológicos.

REFERÊNCIAS

- Abe T., Kosako T., Komura K. (2010). Relationship between variations of ^7Be , ^{210}Pb and ^{212}Pb concentrations and sub-regional atmospheric transport: simultaneous observation at distant locations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 113-121.
- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M., Delgado A. (1999). A Comparative Study on the Thermal Stability of LiF:Mg, Ti and LiF:Mg,Cu,P Detectors for Environmental Monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S. (2006a). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal), setembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A. (2006b). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. *Relatório Interno*, novembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Flores E. (2006c). Quality assurance and quality control programme in use at the individual monitoring service of ITN-DPRSN. In Atas do 2nd European IRPA Congress, Paris (França), maio 2006.
- Alves J.G., Abrantes J.N., Margo O., Rangel S., Santos L. (2004). Long-Term Stability of a TLD-Based Individual Monitoring System. *Radiat. Prot. Dosim.* 120, 1-4, 289-292.
- Amaral, E.M. (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. *Monografia* apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- Baeza A., Corbacho J.A., Rodríguez A., Galván J., García-Tenorio R., Manjón G., Mantero J., Vioque I., Arnold D., Grossi C., Serrano I., Vallés I., Vargas A. (2012). Influence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident on Spanish environmental radioactivity levels. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 138–145.
- Baskaran M. (2011). Po-210 and Pb-210 as atmospheric tracers and global atmospheric Pb-210 fallout: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 500-513.
- Basic Safety Standards (96/29 EURATOM, Tables A and B), 1996.
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioprotecção* 2: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, n° 191, 27th July 2000.
- Decreto-Lei n° 306/2007 de 27 de agosto (D.R. n°164, 1^a Série). Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, procedendo à revisão do Decreto-Lei n°243/2001, de 5 de setembro, que transpôs para o ordenamento jurídico interno a Diretiva n° 98/83/CE, do Conselho. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M. (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- Du J., Zhang J., Wu Y., (2008). Deposition patterns of atmospheric ^7Be and ^{210}Pb in coast of East China sea, Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 42, 5101-5109.
- EUR 23555 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2002-2003). Radiation Protection N° 143, ISBN 978-92-79-10405-3.

- EUR 23950 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2004-2006). Radiation Protection N° 161, ISBN 978-92-79-12984-1.
- Fonseca H., Reis M., (2006). Evaluating the temporal evolution of ^7Be and ^{210}Pb atmospheric concentrations by using chronological series analysis techniques. *Proc. 11th International Congress of the Int. Assoc. for Mathematical Geology (IAMG2006)*, Pirard E., Dassargues A., Havenith H.S. (Eds.), Paper S11-18.
- Gomes A.R., Rodrigues F., Machado L., Sequeira M.M., Madruga M.J. (2005). Aplicação da Técnica de Troca Iónica à Determinação de Atividade Beta Residual em Amostras de Águas de Superfície. *4^o Encontro Nacional de Cromatografia*, Universidade de Évora, 12-14 de dezembro 2005.
- González-Gómez C., Azahra M., López-Peñalver J., Camacho-García A., Bardouni T., Boukhal H. (2006). Seasonal variability in ^7Be depositional fluxes at Granada, Spain. *Applied Radiation and Isotopes*, 64, 228-234.
- GRA_PT_01 (2009). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação UPSR/ITN.
- Heinrich P., Coindreau O., Grillon Y., Blanchard X., Gross P. (2007). Simulation of the atmospheric concentrations of ^{210}Pb and ^7Be and comparison with daily observations at three surface sites. *Atmospheric Environment*, 41, 6610-6621.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2009). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2008. Colección Informes Técnicos, 23.2009. Referencia INT-04.19, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-17708-2010.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2010). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2009. Colección Informes Técnicos, 28.2010. Referencia INT-04.24, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-28615-2011.
- Hernandez F., Karlsson L., Hernandez-Armas J. (2007). Impact of the tropical storm Delta on the gross alpha, gross beta, ^{90}Sr , ^{210}Pb , ^7Be , ^{40}K and ^{137}Cs activities measured in atmospheric aerosol and water samples collected in Tenerife (Canary Islands). *Atmospheric Environment*, 41, 4940-4948.
- ICRP (1996). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5- Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Publication N° 72, Vol 26, n°1.
- Ioannidou A., Papastefanou C. (2006). Precipitation scavenging of ^7Be and ^{137}Cs radionuclides in air. *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 121-136.
- ISO 5667-5 (1996). Water Quality-Sampling, Part 5- Guidance on Sampling of Drinking Water Used for Food and Beverage Processing, setembro 1996.
- ISO 9696 (2007). Water quality — Measurement of gross alpha activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2007.
- ISO 9697 (2008). Water quality — Measurement of gross beta activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2008.
- Lazarevic N., Rajic D., Jevremovic M., Nouri A., Jamhour A. (2009). Temporal variation of Be-7 concentration in the surface air at the Belgrade – Kumodraz location, *Scientific Technical Review*, 3-4, 65-68.
- LM_PT_01 (2009). espectrometria gama com detectors HPGe. Publicação UPSR/ITN.

- Lopes I., Madruga M.J. (2009a). Application of Liquid Scintillation Counting Technique to Determine ^{90}Sr in Milk Samples. In: *Advances in Liquid Scintillation Spectrometry*, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 331-337, Radiocarbon, The University of Arizona, USA.
- Lopes I., Madruga M.J. (2009b). Measurements of Strontium-90 in Portuguese Milk Samples Using Liquid Scintillation Counting Technique. *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 217-220.
- Lopes I., Madruga M.J., Mourato A., Abrantes J., Reis M. (2010). Determination of ^{90}Sr in Portuguese Foodstuffs. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286: 335-340.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2007). Radiocésio, Radioestrôncio e Trítio em Águas de Superfície nos Rios Tejo e Zêzere. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.2, 624-630, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Lemos S., Machado L. (2007a). Determinação de Atividade de Estrôncio-90 em Leites. Avaliação da Dose de Radiação para a População Portuguesa. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.1, 141-147, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2008). *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007)*. Relatório DPRSN, Série A, nº32/2008, ISBN 978-972-8660-33-8. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Silva L., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2009a). Radiological Survey in Tejo River (Portugal). *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 171-176.
- Madruga M. J., Sequeira M.M., Gomes A.R. (2009b). Determination of Tritium in Waters by Liquid Scintillation Counting. In: *Advances in Liquid Scintillation Spectrometry*, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 353-359, *Radiocarbon*, The University of Arizona, USA.
- Madruga M. J., Gomes A. R., Silva L., Abrantes J., Pinhão N. (2009c). Estimate of Effective Dose to Portuguese Population from Artificial Radionuclides in Foodchain Products. *Radioprotecção* Vol II, Nº 14-15, 44-53.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M, Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2009d) *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008)*. *Internal Report* DPRSN, Série A, nº33/2009, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03, pp. 143.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M, Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M, Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G. Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., (2010) *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009)*. *Internal Report* DPRSN, Série A, nº37/2010, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03, pp. 146.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M, Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M, Silva L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G. Santos L., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M., (2011) *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010)*. *Internal Report* DPRSN, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.

- Muramatsu H., Yoshizawa S., Abe T., Ishii T., Wada M., Horiuchi Y., Kanekatsu R. (2008). Variation of ^7Be concentration in surface air at Nagano, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2, 299-307.
- NP 4362 (1997). Determinação da Concentração da Atividade em Trítio, Método de Contagem por Cintilação Líquida, setembro 1997.
- Oliveira J. M., Libânio A., Carvalho F. P. (2005). Radioactive Contamination of the North-Atlantic Monitored along the Portuguese Coast with Bio-indicators. Proceed. do “*First International Conference on Coastal Conservation and Management in the Atlantic and Mediterranean (ICCCM’05)*”, Tavira, Portugal, 17-20 April 2005, pp. 399-405. F.V.Gomes, F.T. Pinto, L. Neves, A. Sena and O. Ferreira (eds. FEUP, Universidade do Porto (ISBN 972-752-083-9).
- Pan J., Yang Y., Zhang G., Shi J., Zhu X., Li Y., Yu H. (2011). Simultaneous observation of seasonal variations of beryllium-7 and typical POPs in near-surface atmospheric aerosols in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 45, 3371-3380.
- Pereira M.F, Oliveira M., Saraiva M., Rangel S., Alves J.G. (2012). Avaliação da dose de radiação gama ambiental em Portugal com detetores TLD. 18a Conferência Nacional de Física, Aveiro (Portugal), setembro 2012.
- Perrot F., Hubert Ph., Marquet Ch., Pravikoff M.S., Bourquin P., Chiron H., Guernion P.Y., Nachab A. (2012). Evidence of ^{131}I and $^{134,137}\text{Cs}$ activities in Bourdeaux, France due to the Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 61–65.
- Pham M.K., Eriksson M., Levy I., Nies H., Osvath I., Betti M. (2012). Detection of Fukushima Daiichi nuclear power plant accident radioactive traces in Monaco. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 131–137.
- Piñero García F., Ferro García M.A. (2012). Traces of fission products in southeast Spain after the Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 146–151
- Povinec P.P., Sýkora I., Holý K., Gera M., Kovácik A., Brestáková L. (2012). Aerosol radioactivity record in Bratislava/Slovakia following the Fukushima accident – A comparison with global fallout and the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 114, 81-88.
- Reis M., Fonseca H., Silva L. (2006). Temporal variation of ^7Be and ^{210}Pb activity concentrations in aerosol particles in ground level air at Sacavém (Portugal), *Proc. 2nd European IRPA Congress on Radiation Protection*, Paris.
- RIFE-15 (2010). Radioactivity in Food and the Environment, 2009. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2010.
- RIFE-16 (2011). Radioactivity in Food and the Environment, 2010. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2011.
- RIFE-17 (2012). Radioactivity in Food and the Environment, 2011. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2012.
- Rodrigues F., Gomes A. R., Sequeira, M. M., Madruga M.J., Machado L. (2007). Medidas de Atividade Beta total e Beta Residual nos Rios Tejo e Zêzere (2001 a 2005). In: Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento, Editores C. Borrego et al, Vol.4, 1516-1521, ISBN 978-972-789-230-3.

- STUK-B 117 (2010). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2009, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-572-3.
- STUK-B 132 (2011). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2010, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-621-8.
- STUK-B 148 (2012). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2011, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-727-7.
- Vallés I., Camacho A., Ortega X., Serrano I., Blázquez S., Pérez S. (2009). Natural and anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona (Spain), *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 102-107.
- Zhu J., Olsen C.R. (2009). Beryllium-7 atmospheric deposition and sediment inventories in the Neponset river estuary, Massachusetts, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 192-197.
- WHO (2011). Guidelines for Drinking Water Quality, chapter 9: Radiological Aspects. 4th edition, ISBN 978-924-154-815-1.

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS TECNOLÓGICO E NUCLEAR (SACAVÉM)

Investigadores

Mário Reis
Maria José Madruga
João Alves

Bolseiros

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos Superiores

João Abrantes
Lídia Silva
Luís Portugal

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

II.1. INTRODUÇÃO

O Programa de Monitorização Radiológica Ambiental específico para o Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) tem como principais objetivos: avaliar os níveis de radioatividade no ambiente exterior do *campus* do CTN, bem como a sua tendência de variação e deteção de eventuais alterações; verificar que são respeitados os limites de descarga estabelecidos e permitir a intervenção atempada caso ocorram condições não planeadas; contribuir para a obtenção de dados que permitam avaliar a exposição de membros do público e trabalhadores; estabelecer um suporte e organização de dados que facilite a informação ao público e entidades competentes.

O programa baseia-se na monitorização ambiental da radiação externa, através da avaliação da dose gama ambiental recorrendo a medições em contínuo e medições integradas, na monitorização da radioatividade atmosférica, através da amostragem e análise de aerossóis e na monitorização da transferência de radionuclidos por deposição, através da análise de amostras de água da chuva e da análise de amostras da camada superficial do solo. Procura-se, ainda, avaliar as descargas (líquidas e gasosas) para o ambiente, através de monitorização na fonte. Os locais e tipo de amostragem são apresentados nas Figuras II.1 e II.2.

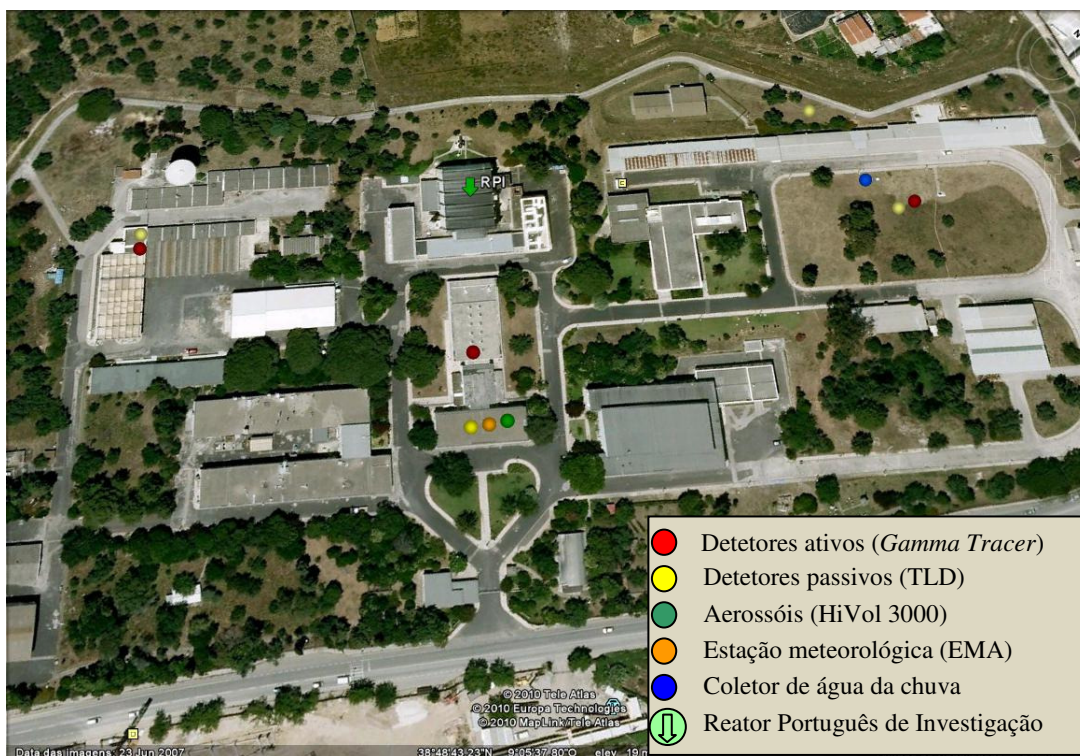


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



Fig. II.2 – Vista da área envolvente ao CTN, incluindo a localização dos pontos de amostragem de solos (no exterior e no interior do *campus*).

II.2. RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Material e Métodos

Os procedimentos relativos à amostragem e métodos analíticos utilizados para a determinação de radionuclídeos em amostras de aerossol encontram-se descritos no Capítulo I.

II.2.1.2. Resultados e Discussão

Os valores da concentração média mensal para os radionuclídeos detetados em partículas de aerossol são apresentados na Tabela I.1 do Capítulo I. Excetuando o período que decorreu entre fim de março e meio de maio, em que foram detetados diversos radionuclídeos antropogénicos com origem no acidente de Fukushima (ver Capítulo I.2.), não se registaram alterações significativas relativamente a anos anteriores. Para além de ^7Be e ^{210}Pb , radionuclídeos de origem natural, foram detetados vestígios de ^{137}Cs (não relacionados com o acidente de Fukushima) nos meses de junho e outubro ($0,4 \pm 0,1 \mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,5 \pm 0,3 \mu\text{Bq m}^{-3}$, respetivamente). Estes valores ocorreram em dois dos meses mais ventosos de 2011 (velocidade média do vento superior a 1 m s^{-1}), sendo, por isso, consistentes com fenómenos de ressuspensão já observados em anos anteriores.

Desta forma, pode-se concluir que os radionuclídeos antropogénicos detetados durante o ano de 2011 no CTN tiveram origens distintas: o acidente de Fukushima, durante o período que decorreu entre março e maio, e fenómenos locais de ressuspensão, nos meses de junho e outubro. Não foram detetados quaisquer outros radionuclídeos indicadores de possíveis contaminações com origem em instalações situadas no interior do CTN.

II.2.2. Deposição Atmosférica

II.2.2.1. Material e Métodos

Os procedimentos relativos à amostragem e métodos analíticos utilizados para a determinação de radionuclídeos em água da chuva encontram-se descritos no Capítulo I.

II.2.2.2. Resultados e Discussão

Os valores de atividade específica, A , dos diferentes radionuclídeos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (*campus* do CTN), os respetivos fluxos mensais de deposição atmosférica e a sua evolução ao longo do ano de 2011 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.2 e I.4 e na Figura I.8 do Capítulo I. Os valores de precipitação foram obtidos através de uma estação meteorológica (EMA), instalada no telhado do edifício da Administração.

Os valores de atividade específica em radionuclídeos naturais e artificiais medidos em amostras de água da chuva colhidas no *campus* do CTN foram baixos ao longo de todo o ano e inferiores aos observados em 2010, à exceção do trítio que apresentou atividades específicas

mensuráveis em abril e novembro ($0,98 \pm 0,28$ e $2,22 \pm 0,28$ Bq L⁻¹, respetivamente) ligeiramente superiores às registadas no ano anterior ($0,83 \pm 0,28$ Bq L⁻¹ em março e $1,24 \pm 0,28$ Bq L⁻¹ em maio) apresentando, conseqüentemente um fluxo de deposição anual superior: 655 Bq m⁻², comparativamente ao valor de 388 Bq m⁻² obtido para 2010. No caso do ⁹⁰Sr e do ¹³⁷Cs os valores foram inferiores à atividade mínima detetável ao longo de todo o ano.

Os fluxos de deposição anuais obtidos para a atividade alfa total e atividade beta total (9 Bq m⁻² e 15 Bq m⁻², respetivamente) são cerca de metade dos registados no ano anterior (17 Bq m⁻² e 30 Bq m⁻², respetivamente), o que se deve ao facto da precipitação acumulada ao longo do ano de 2011 (1174 mm) ser significativamente inferior à registada em 2010 (2307 mm). Estes fluxos de deposição são da mesma ordem de grandeza relativamente aos reportados por outros autores (Dueñas *et al.*, 2009).

II.3. RADIOATIVIDADE EM SOLOS

II.3.1 Material e Métodos

No âmbito do programa de monitorização específico do CTN, foram efetuadas colheitas mensais de amostras da camada superficial do solo em dois pontos distintos: no interior do perímetro do *campus*, em frente ao edifício da Química (Figura II.1) e no exterior do *campus*, nas instalações da Petrogal (Figura II.2).

Os procedimentos relativos à amostragem e aos métodos analíticos utilizados encontram-se descritos no Capítulo I.

II.3.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.1 apresentam-se os valores de atividade específica (em Bq kg⁻¹) de emissores gama naturais e artificiais detetados em amostras de solos colhidas em frente ao edifício da Química, no *campus* do CTN.

Como se pode observar na Tabela, os valores de atividade específica em ¹³⁷Cs variaram entre 4,0±0,4 e 10,7±0,9 Bq kg⁻¹, correspondendo a valores vestigiais, da mesma ordem de grandeza dos obtidos em amostras de solos de diferentes regiões do país (Capítulo I) e não apresentando alterações significativas relativamente à gama de valores reportados no ano anterior (2,3±0,4 a 9,4±0,9 Bq kg⁻¹).

Também à semelhança do ocorrido em 2010, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2011, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do CTN), verifica-se que os valores de atividade específica em ¹³⁷Cs para o ano de 2011 variaram entre 1,2±0,2 e 1,9±0,5 Bq kg⁻¹, correspondendo também a valores vestigiais. À semelhança do que se verificou para o ponto de amostragem situado no interior do *campus* do CTN, os valores da atividade específica em ¹³¹I foram sempre inferiores à atividade mínima detetável.

Estes resultados não evidenciam qualquer indício de contaminação com origem em instalações existentes no *campus* do CTN.

Tabela II.1 – Valores de atividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* do CTN (recolhidos em frente ao edifício de Química)

| Data de colheita | ²³⁵ U | ²²⁸ Ra | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ¹³⁷ Cs | ⁴⁰ K | ⁷ Be | ¹³¹ I |
|-----------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Janeiro | 11 ± 2 | 43 ± 2 | 36 ± 2 | 68 ± 11 | 6,2 ± 0,7 | 566 ± 42 | <5,4 (a) | <0,5 (a) |
| Fevereiro | 8 ± 2 | 46 ± 2 | 38 ± 2 | 63 ± 10 | 6,0 ± 1,0 | 594 ± 47 | <7,7 (a) | <0,9 (a) |
| Março | 10 ± 2 | 47 ± 2 | 39 ± 2 | 74 ± 11 | 6,2 ± 0,7 | 572 ± 42 | 11 ± 3 | <0,6 (a) |
| Abril | 8 ± 2 | 46 ± 2 | 39 ± 2 | 76 ± 12 | 6,4 ± 1,3 | 558 ± 45 | <12,1 (a) | <1,9 (a) |
| Mai | 8 ± 2 | 54 ± 3 | 46 ± 2 | 81 ± 13 | 7,3 ± 1,0 | 661 ± 52 | <7,0 (a) | <0,7 (a) |
| Junho | 6 ± 2 | 33 ± 2 | 30 ± 2 | 82 ± 12 | 4,5 ± 0,9 | 432 ± 36 | <6,5 (a) | <0,7 (a) |
| Julho | 15 ± 3 | 50 ± 2 | 41 ± 2 | 98 ± 14 | 8,2 ± 0,7 | 657 ± 49 | <5,8 (a) | <0,7 (a) |
| Agosto | 6 ± 2 | 41 ± 2 | 31 ± 2 | 65 ± 10 | 4,4 ± 0,6 | 525 ± 39 | <4,2 (a) | <0,4 (a) |
| Setembro | 14 ± 3 | 54 ± 3 | 41 ± 3 | 85 ± 13 | 7,8 ± 0,8 | 672 ± 50 | 9,2 ± 3,4 | <0,5 (a) |
| Outubro | 10 ± 2 | 50 ± 2 | 40 ± 2 | 74 ± 12 | 7,4 ± 0,8 | 608 ± 45 | <4,6 (a) | <0,4 (a) |
| Novembro | 19 ± 2 | 55 ± 3 | 43 ± 2 | 73 ± 12 | 10,7 ± 0,9 | 672 ± 49 | <4,9 (a) | <0,8 (a) |
| Dezembro | <4,7 (a) | 60 ± 3 | 47 ± 2 | 83 ± 12 | 4,0 ± 0,4 | 602 ± 48 | <5,7 (a) | <1,0 (a) |
| Média ± σ (n=12) | <10 | 48 ± 7 | 39 ± 5 | 77 ± 10 | 6,6 ± 1,9 | 593 ± 70 | <7 | <0,8 |

Atividade mínima detetável (a);

Tabela II.2 – Valores de atividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* da Petrogal

| Data de colheita | ²³⁵ U | ²²⁸ Ra | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ¹³⁷ Cs | ⁴⁰ K | ⁷ Be | ¹³¹ I |
|-----------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| Janeiro | <2,1 (a) | 12 ± 1 | 10 ± 1 | 23 ± 5 | <0,6 (a) | 493 ± 38 | <4,2 (a) | <0,6 (a) |
| Fevereiro | <2,0 (a) | 25 ± 1 | 20 ± 1 | 28 ± 6 | 1,4 ± 0,5 | 598 ± 46 | <5,4 (a) | <0,8 (a) |
| Março | <2,2 (a) | 35 ± 2 | 28 ± 1 | 40 ± 8 | 1,9 ± 0,4 | 599 ± 44 | <6,5 (a) | <1,0 (a) |
| Abril | <2,6 (a) | 24 ± 1 | 20 ± 1 | 30 ± 6 | 1,3 ± 0,3 | 620 ± 48 | <4,4 (a) | <0,5 (a) |
| Mai | <2,3 (a) | 30 ± 2 | 23 ± 1 | 32 ± 7 | <1,5 (a) | 632 ± 49 | <10,5 (a) | <0,9 (a) |
| Junho | <2,2 (a) | 32 ± 2 | 26 ± 1 | 36 ± 7 | <1,0 (a) | 690 ± 52 | 10 ± 2 | <1,3 (a) |
| Julho | <2,4 (a) | 27 ± 1 | 22 ± 1 | 24 ± 5 | 1,5 ± 0,5 | 638 ± 49 | <5,5 (a) | <0,6 (a) |
| Agosto | <2,2 (a) | 30 ± 2 | 23 ± 1 | 35 ± 7 | 1,9 ± 0,5 | 594 ± 46 | <5,8 (a) | <0,7 (a) |
| Setembro | <2,1 (a) | 26 ± 2 | 25 ± 1 | 89 ± 13 | 1,6 ± 0,6 | 535 ± 43 | 13 ± 4 | <0,5 (a) |
| Outubro | <3,0 (a) | 42 ± 2 | 46 ± 2 | 45 ± 8 | 1,3 ± 0,3 | 563 ± 44 | <5,0 (a) | <0,7 (a) |
| Novembro | <2,5 (a) | 25 ± 1 | 23 ± 1 | 79 ± 11 | 1,2 ± 0,2 | 598 ± 44 | <3,7 (a) | <0,5 (a) |
| Dezembro | <3,0 (a) | 28 ± 2 | 26 ± 1 | 81 ± 12 | <0,7 (a) | 557 ± 45 | 11 ± 4 | <0,6 (a) |
| Média ± σ (n=12) | <2,4 | 28 ± 7 | 24 ± 8 | 45 ± 24 | <1,3 | 548 ± 162 | <7 | <0,7 |

Atividade mínima detetável (a);

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detetores Ativos

II.4.1.1. Material e Métodos

O controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do CTN, é efetuado através de um sistema *Shortlink* composto por três sondas *GammaTracer-XL* (instaladas em outubro de 2004) e por uma central de controlo. As sondas foram instaladas tendo em consideração a direção preferencial do vento relativamente à localização do RPI. Uma vez que os ventos predominantes sopram de Nordeste, as sondas estão localizadas a Sul (Biblioteca), Este (UPSR) e Oeste (Oficinas) do RPI, abrangendo, desta forma, a maior área possível (ver Figura II.1).

As sondas *GammaTracer-XL* estão equipadas com um sistema de comunicação via rádio (433,5 MHz) que permite o envio de dados para a central em ciclos de tempo ajustáveis. Possuem, ainda, uma memória interna que possibilita o armazenamento de dados, permitindo salvaguardar a informação caso ocorram falhas na comunicação via rádio. O sistema *Shortlink* é baseado no princípio de rádio unidirecional, ou seja, a sonda envia informação para a central sem receber qualquer tipo de confirmação, o que permite prolongar a vida das baterias. A distância máxima para a transmissão de dados é de 5 km. Para a programação e manutenção das sondas é utilizado um servidor de rede portátil, *DataGATE*, com uma porta de infravermelhos que estabelece a interface com um PC (Madureira & Portugal, 2006).

Cada sonda é constituída por dois detetores de radiação Geiger-Müller, cada um deles com um canal independente, tendo um maior sensibilidade para baixas doses e outro maior sensibilidade para altas doses, funcionando em simultâneo para doses intermédias. As sondas são sensíveis para uma gama de energias entre 45 e 2000 keV e para débitos de dose ambiente na gama dos 10 nSv h⁻¹ aos 10 Sv h⁻¹. Os valores de débito de dose e parâmetros relacionados são registados minuto a minuto. Para prolongar a vida das baterias, as sondas encontram-se configuradas para, em situação normal, enviar dados para a central a cada 60 minutos. O primeiro nível de alarme encontra-se atualmente definido para os 300 nSv h⁻¹, diminuindo a periodicidade de envio dos dados para cada 10 minutos. O segundo nível de alarme está definido para 1 µSv h⁻¹, sendo o envio dos dados efetuado minuto a minuto (Madureira & Portugal, 2006).

II.4.1.2. Resultados e Discussão

O débito de equivalente de dose ambiente variou, durante o ano de 2011, entre 97 e 203 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca, entre 85 e 122 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas, e entre 147 e 269 nSv h⁻¹ no ponto localizado frente à UPSR. Os valores médios anuais foram, respetivamente, 130±11 nSv h⁻¹, 94±1 nSv h⁻¹ e 189±10 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2011.

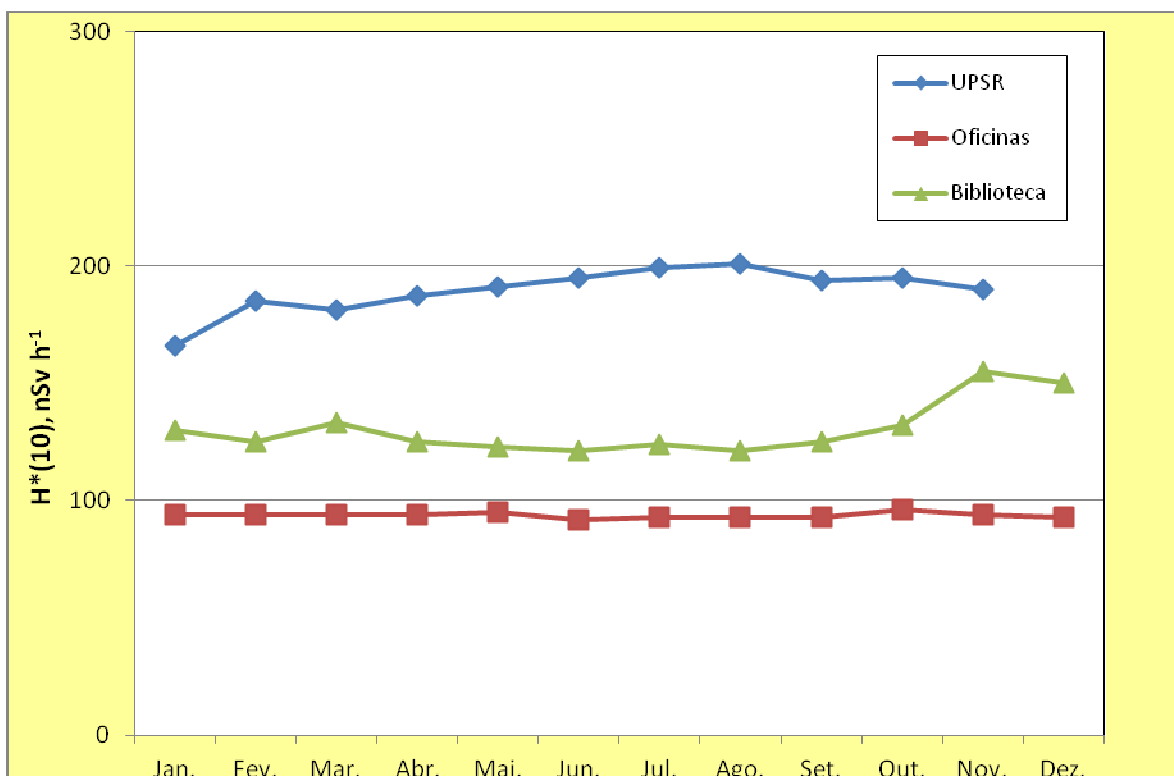


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos três locais de medição do campus do ITN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que, tal como ocorreu em 2010 e em anos anteriores, os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são mais próximos entre si (comparativamente aos valores registados junto à UPSR). Contrariamente ao ocorrido em 2010, a sonda que apresentou valores mais estáveis ao longo do ano foi a localizada junto às Oficinas. Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto à UPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais (média anual de 189±10 nSv h⁻¹). A persistência na ocorrência de valores mais elevados neste ponto de medição, à semelhança do que se tem vindo a verificar em

anos anteriores, deve-se ao facto da sonda estar localizada na proximidade do pavilhão de armazenamento temporário de resíduos radioativos de média e baixa atividade do CTN.

Em termos relativos, os resultados apresentados são consistentes com os obtidos através de detetores passivos (ver II.4.2), não indiciando a ocorrência de qualquer emissão acidental.

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

No ano de 2011 a dose de radiação gama ambiental no CTN foi monitorizada em quatro pontos de medida, designados: Administração, Oficinas, LMRI e Anemómetro, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas avaliações realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2008, 2009 e 2010). Os dosímetros foram colocados a um metro do solo, em suportes que não oferecem resistência ao vento. Em cada período de medida, colocaram-se sempre dois conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes ao períodos de integração mínimo e máximo, variando de 90 até cerca de 140 dias, fazendo coincidir o último conjunto avaliado em cada trimestre com o último conjunto de dosímetros devolvido pelas estações de monitorização espalhadas no País. Os dosímetros identificados como LMRI e Anemómetro estão posicionados no terreno, a um metro do solo, enquanto os outros dois pontos de medida se localizam nos terraços dos edifícios da Administração e das Oficinas. Em média, durante cada trimestre do ano, realizaram-se cerca de duas avaliações em cada ponto de medida.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no cartão Harshaw 8814 contendo dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) inserido no respetivo porta-dosímetro, adequado à medida do equivalente de dose individual $H_p(10)$, posteriormente corrigido para a grandeza equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semiautomáticos Harshaw 6600 calibrados mensalmente, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2012). Para cada período de integração, em cada ponto de medida,

colocaram-se doze dosímetros, agrupados em três conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de integração; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração pretendido, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os dois conjuntos irradiados antes e depois do período de integração, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de integração (Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2012). Para cada medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados. Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respetivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram processados (lidos) também no mesmo dia em que foram removidos.

Atendendo a que a grandeza adequada para exprimir as medidas de dose de radiação ambiental é o equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, expresso em sievert, os leitores foram calibrados em termos desta grandeza. Os resultados que se apresentam neste relatório estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (ou seja, nanosievert por hora).

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos localizados no *campus* do CTN nos quatro trimestres de 2011, calculados a partir das medidas efetuadas com período de integração superior a 60 dias. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão das leituras. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2011, calculados a partir dos valores trimestrais, bem como a respetiva incerteza, determinada considerando todas as medidas efetuadas. Estes valores estão também representados na Figura II.4.

Tabela II.3 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada ponto de medida do CTN em cada trimestre e respetivo valor médio anual (valores expressos em nSv.h⁻¹)

| Ponto de medida | I | II | III | IV | Ano 2011 |
|-----------------|--------|-------|-------|-------|----------|
| Oficinas | 96±9 | 86±6 | 82±3 | 96±9 | 90±7 |
| Administração | 93±8 | 78±8 | 75±5 | 83±10 | 82±8 |
| LMRI | 101±3 | 97±5 | 90±4 | 100±4 | 97±5 |
| Anemómetro | 157±18 | 134±9 | 135±6 | 145±3 | 143±11 |

Tal como em anos anteriores, observa-se que os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos no ponto Anemómetro são sistematicamente mais elevados do que os medidos nos outros pontos, registando-se valores tendencialmente mais baixos nos pontos Oficinas e Administração. Tal como sugerido em relatórios anteriores, o ponto de medida Anemómetro localiza-se próximo do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e de baixa atividade, e provavelmente, por esta razão os valores medidos são sistematicamente mais elevados do que os registados nos outros locais (ponto LMRI e nos outros dois).

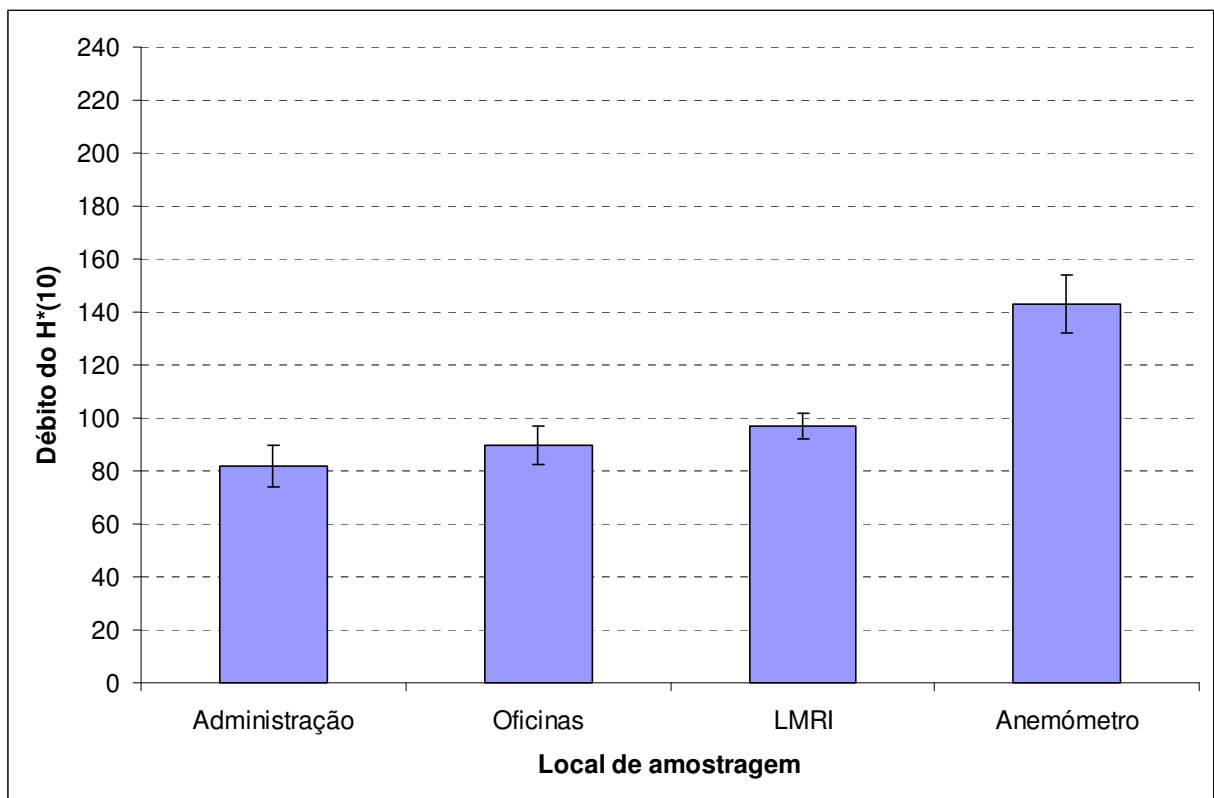


Figura II.4 – Valores médios anuais para 2011 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos de medida do CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são muito semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009 e 2010). Os valores medidos em 2011 e apresentados na Tabela II.3 são valores considerados normais, compatíveis com valores anteriormente publicados (Amaral, 1995).

II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE

II.5.1. Descargas Líquidas

Durante o ano de 2011, o controlo dos níveis de radioatividade nos efluentes líquidos recebidos na Estação de Controlo de Descargas dos Efluentes Líquidos Radioativos (ECoDELiR) e descarregados para a ETAR foi efetuado através de amostragem discreta, uma vez que o sistema de monitorização através da medição em contínuo com detetor de iodeto de sódio, encontra-se desativado para remodelação integral da estação. As análises às amostras de efluentes foram realizadas no laboratório de medida do GRRR.

Na Figura II.5 são apresentadas as atividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de atividade total.

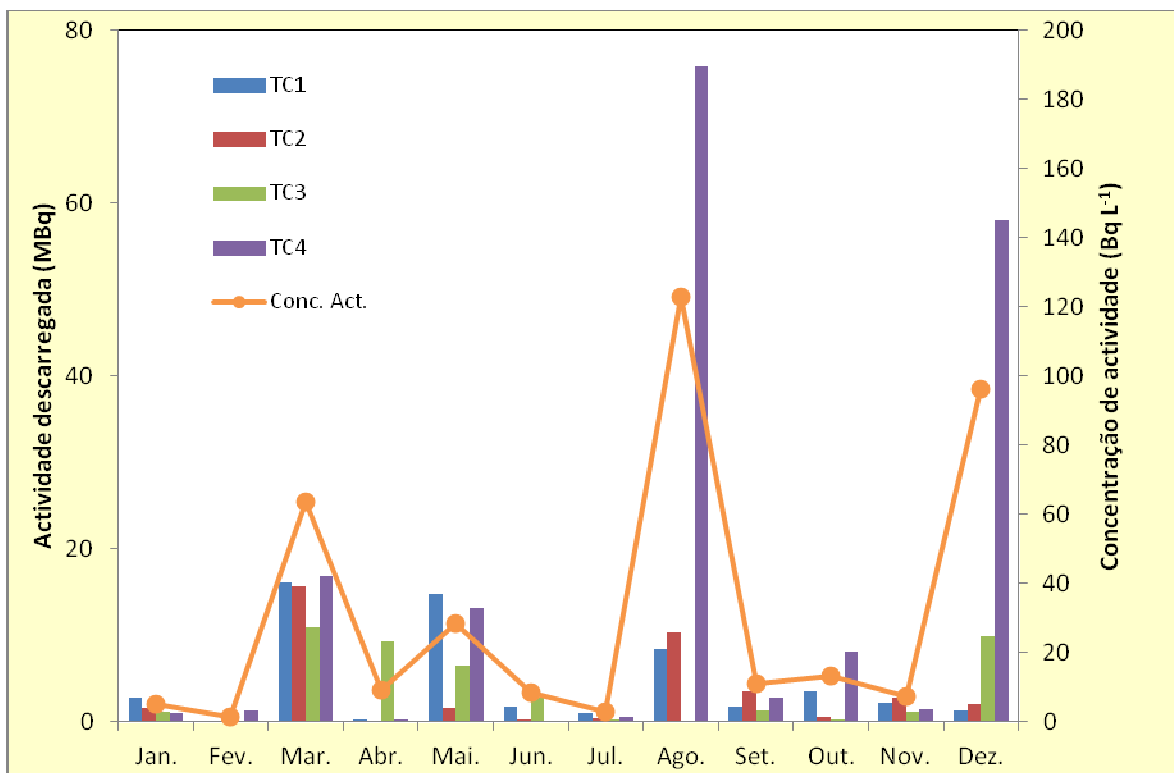


Figura II.5 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2011 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2011 foi 316 MBq, verificando-se uma tendência de diminuição relativamente aos dois últimos anos (414 MBq em 2010 e 500 MBq em 2009). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC4 (179 MBq), ao contrário do ocorrido em 2010 em que o tanque TC1 apresentou o maior valor (230 MBq). Como se pode observar através da Figura II.5, a concentração de atividade variou entre 1,5 Bq L⁻¹ (no mês de fevereiro) e 122,7 Bq L⁻¹ (no mês de agosto), tendo sido sempre inferior ao limite de descarga em vigor no CTN (740 Bq L⁻¹).

II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2011 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ¹³¹I e ³H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da atividade mínima detetável ou em níveis sem significado do ponto de vista da proteção radiológica.

A dose de radiação gama ambiental, monitorizada através de detetores passivos e detetores ativos (rede de deteção gama em contínuo), manteve-se ao longo de todo o ano em valores considerados normais, não indiciando a ocorrência de qualquer anomalia ou emissão acidental.

As concentrações de atividade nos efluentes líquidos descarregados para a ETAR situaram-se, ao longo de todo o ano, abaixo do limite de descarga em vigor no CTN.

REFERÊNCIAS

- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M. and Delgado A., (1999). A comparative study on the thermal stability of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P detectors for environmental monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A., (2006). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal).
- Amaral E.M., (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. Monografia apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M., (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- Ioannidou A., Papastefanou C., (2006). Precipitation scavenging of ^7Be and ^{137}Cs radionuclides in air, *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 121-136.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Sequeira M.M., Ferrador G., Gameiro M.A., Oliveira J.M, Libânio A., Pereira M. A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Novais L. (2006). Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2005). Relatório DPRSN, Série A, nº30/2006, ISBN 972-8660-31-6. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves J., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A., (2008). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007). Relatório UPSR, Série A, nº32/08, ISBN 978-972-8660-33-8, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Santos L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A., (2009). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). Relatório UPSR, Série A, nº33/09, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Oliveira J.M, Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., (2010). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009). Relatório UPSR, Série A, nº37/10, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03.
- Madureira, L., Portugal, L., (2006). Rede de Detecção de Radiação Gama Ambiente no ITN, Trabalho apresentado no âmbito do Mestrado em Engenharia Física Tecnológica – Segurança e Proteção Radiológica, IST.

Pereira M.F., Oliveira M., Saraiva M., Rangel S., Alves J.G., (2012). Avaliação da dose de radiação gama ambiental em Portugal com detetores TLD. 18ª Conferência Nacional de Física, Aveiro.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira
Margarida Malta

III.1. OBJETIVOS

III.1.1 Introdução

O programa de monitorização radiológica das zonas das antigas minas de urânio realizado pelo ITN, em cumprimento do disposto no Tratado Euratom Art.ºs 35 e 36, e do Decreto-Lei nº 165/2002, Artº14, alínea o), tem por finalidade obter e atualizar o conhecimento da radioatividade no ambiente nessas zonas, detetar eventuais situações de exposição da população a doses elevadas de radiações ionizantes resultantes dos resíduos das minas, e detetar a dispersão ou transferência ambiental dos elementos radioativos existentes naqueles resíduos, a fim de permitir a sua correção.

Este programa resulta de em Portugal terem sido explorados entre 1908 e 2001, 60 depósitos de minérios radioativos para a produção de rádio e de urânio. Em 2001, com o encerramento das atividades da Empresa Nacional de Urânio (ENU-SA), o património desta empresa pública incluindo os antigos sítios mineiros, foi transferido para a Empresa de Desenvolvimento Mineiro (EDM), “holding” mineira sob a tutela do Ministério da Economia. Os trabalhos de requalificação ambiental dos antigos sítios mineiros foram cometidos de início à EXMIN, empresa concessionária única criada pela EDM, sob a supervisão de uma Comissão de Acompanhamento da Concessão, instituída pelo Decreto-Lei 198A/2001 e integrando a representação de vários Ministérios. Mais tarde a EXMIN viria ser extinta e a atividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros transferida para a EDM (Nero *et al.*, 2005; Santiago Batista, 2005).

Ao ITN incumbe *«proceder à vigilância ambiental na área de influência de explorações mineiras de minério radioativo, incluindo as fases de exploração, encerramento e requalificação»*, conforme o estabelecido no Dec. Lei nº 165/2002, Artº14, alínea o). Para este efeito foi elaborado em 2006 e iniciado em 2007, um programa regular de monitorização radiológica ambiental na zona das antigas minas de urânio, procedendo-se à determinação das concentrações dos radionuclídeos da família do urânio no ambiente. Este programa de monitorização foi apresentado e debatido com a Missão de Verificação do Artigo 35 do Tratado EURATOM, que visitou Portugal em novembro 2006, e com a EDM. Os resultados da monitorização radiológica ambiental nestas áreas foram apresentados à Missão de Verificação do Artigo 35 que revisitou Portugal e o ITN em 2010.

O Programa de Monitorização das Antigas Zonas Mineiras de Urânio, não constitui, no entanto, o início dos trabalhos do Departamento de Proteção Radiológica e

Segurança Nuclear do ITN neste domínio (Carvalho, in press). Na realidade foi precedido de trabalhos de monitorização ambiental efetuados no decurso das duas décadas anteriores e, em particular, do trabalho de identificação e caracterização dos sítios com resíduos mineiros (projeto POR/4/015 intitulado “Assessment of Environmental Contamination Around Abandoned Uranium Mines for Environmental Remediation” financiado pela IAEA, 2001-2003) (Carvalho 2003a; 2003b). Seguiu-se a investigação efetuada no âmbito do Projeto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projeto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República nº 34/2001. O projeto “MinUrar” permitiu um estudo mais aprofundado de áreas onde estão situadas as antigas minas de urânio e a investigação da contaminação ambiental e dos seus efeitos sobre a saúde pública. Constatada a ocorrência de exposição a radiações ionizantes acima do fundo radioativo natural, as recomendações efetuadas pelo Projeto “MinUrar” incluíram a monitorização ambiental periódica das áreas mais afetadas pelos resíduos da extração e do tratamento do minério de urânio, bem como o acompanhamento do impacto radiológico das obras de remediação e, após conclusão dos trabalhos de remediação ambiental, a monitorização mais espaçada para assegurar o controlo da exposição radiológica das populações a longo termo (Marinho Falcão *et al.*, 2005, 2006, 2007).

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluída em 2007 pela EDM. Os trabalhos consistiram na transferência de várias escombrelas de menor volume existentes na área da Urgeiriça e sua colocação sobre os resíduos acumulados na Barragem Velha. Após redistribuição dos volumes para redução dos declives da escombrela, esta foi recoberta com camadas de diversos materiais, incluindo membrana geo-têxtil, argila, e cascalho, para reduzir a dose de radiação externa e a exalação de radão para a atmosfera (EDM, 2007). Os trabalhos de remediação foram estendidos a outras áreas, e iniciados na zona da Cunha-Baixa durante 2011 (Carvalho 2010a, 2010b).

III.1.2 Plano de monitorização de 2011

Em 2011 procedeu-se à monitorização de áreas em que foram efetuados trabalhos de remediação ambiental, como Canas de Senhorim-Urgeiriça, de áreas em que no final desse ano se iniciariam trabalhos de remediação, como a Cunha Baixa, e áreas onde não foram iniciados trabalhos de remediação como o setor do Sabugal onde se continua a proceder ao tratamento de águas ácidas da mina da Bica.

Assim, incluíram-se no plano de monitorização de 2011:

- A) A sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego,
- B) A sub-bacia hidrográfica da Ribeira de Valverdinho, Ribeira de Quarta-Feira e Ribeira das Inguias, afluentes do Rio Zêzere,
- C) Hortas e águas de rega na zona das Minas de Urgeiriça e Valinhos (Concelho de Nelas),
- D) Hortas e águas de rega na zona das Minas da Quinta do Bispo e da Cunha-Baixa (Concelho de Mangualde),
- E) Hortas e águas de rega na zona das Minas da Bica, Vale de Arca, Carrasca e Pedreiros (Concelho do Sabugal),
- F) Caça (coelhos selvagens) das zonas circundantes das antigas minas da Quinta do Bispo, da Cunha Baixa e duma freguesia de comparação,
- G) Águas para consumo humano, aerossóis e radão na atmosfera.

Nas bacias hidrográficas procedeu-se à recolha de sedimentos e água dos ribeiros e rios, filtrando-se de imediato estas águas e analisando separadamente a fase solúvel e a fase particulada (matéria em suspensão).

Nas zonas envolventes das minas procedeu-se à amostragem de hortas para análise de produtos hortícolas e águas dos poços de rega.

Com a colaboração de caçadores da região, e autorização das autoridades associativas que regulamentam a caça, foram obtidas amostras de coelhos selvagens caçados em áreas mineiras e numa outra freguesia da região para comparação.

Procedeu-se ainda á monitorização de aerossóis na zona da Urgeiriça e de radão atmosférico na Cunha Baixa bem como à análise de águas das redes públicas amostradas em cinco localidades destas regiões.

III.2. MATERIAIS E MÉTODOS

III.2.1. Amostragem

A monitorização ambiental efetuada pelo ITN assenta na recolha de amostras para a determinação das concentrações dos radionuclídeos nas áreas selecionadas. Esta amostragem incluiu a recolha em cada área de escorrências das escombreliras, água dos cursos de água superficiais e de poços ou furos, e produtos hortícolas. Esta amostragem está sempre condicionada pela existência de atividades agrícolas na zona, e que por vezes são inexistentes. A água das redes públicas de abastecimento para consumo humano foi amostrada nas povoações próximas dos sítios mineiros. Foram ainda recolhidos coelhos bravos, capturados por caçadores nas zonas de escombreliras de minas e num outro local para comparação.

Em cada ponto de amostragem foram registadas as coordenadas GPS do local, as características das amostras e, no caso das amostras de água, foram efetuadas no local as determinações dos principais parâmetros físicos-químicos e a filtração da amostra. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada em duas missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em julho e agosto.

III.2.2. Preparação e análise das amostras

As amostras de água de linhas de água e poços foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0,45 µm de poro para a análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram acidificadas com HNO₃ até pH <2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura III.1). As amostras de solos e de escombros mineiros foram secas a 60° C, e peneiradas através de crivos com 63 µm de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração inferior a 63 µm para a análise. As poeiras em suspensão no ar de superfície (1,5 m acima do solo) foram recolhidas com amostradores de ar de grande caudal (Andersen) e filtros de microfibras de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras (Figura III.1). As amostras de produtos hortícolas, tais como cenoura, tomate, alface, e frutos, foram obtidas com a colaboração da população nas hortas de cada região, de acordo com os produtos cultivados (Figura III.1). Estas amostras foram lavadas e descascadas como se faria para consumo e, seguidamente, liofilizadas.

III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclídeos

Após homogeneização, das amostras foram retiradas alíquotas para análise às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po e Pb estável). Procedeu-se à dissolução total das alíquotas em HNO_3 , HCl e HF , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos foram electrodepositados em discos metálicos, de aço ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detetores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira, 2007) (Figura III.1).

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar de superfície foi efetuada com analisadores de detetor de barreira de silício (Sarad) colocados a 2 m acima do solo, sob alpendres e no interior de casas de habitação nas proximidades das escombreyras da mina da Cunha- Baixa, na povoação com o mesmo nome. A amostragem de poeiras foi efetuada nas proximidades da Barragem Velha, na Urgeiriça.

O controlo de qualidade analítica das análises efetuadas foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações conhecidas e através da participação em exercício de intercomparação laboratorial organizados pela Agencia Internacional de Energia Atómica (IAEA) e pelo Institute of Reference Methods and Materials (IRRM) do Joint Research Centre da EU (Pham *et al.*, 2006; Richter *et al.*, 2006; Povinec *et al.*, 2007).



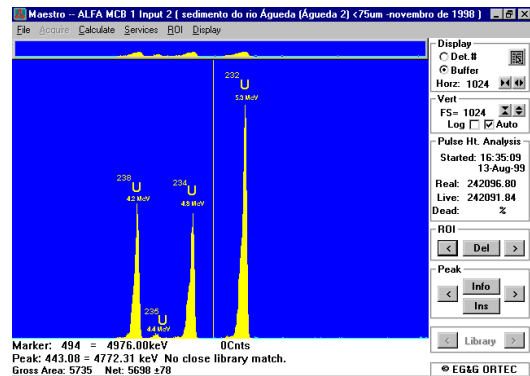
A



D



B



E



C

Figura III.1. Aspectos da amostragem e análise de radionuclídeos nas zonas mineiras. A, Recolha de produtos nas hortas das aldeias. B, Amostrador Andersen para aerossóis. C, Matéria particulada recolhida por filtração das águas. D, espectrómetro alfa. E, espectro da emissão alfa do urânio numa amostra de ambiente.

III.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A) Sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego.

As amostras recolhidas nestes cursos de água foram analisadas para a fração solúvel, matéria particulada em suspensão e sedimentos do leito (Figura III.2, Tabelas III.1, III.2, III.3, III.4).

A Ribeira da Pantanha recebe os efluentes e escorrências tratados (neutralizados) provenientes da antiga mina da Urgeiriça e da Barragem Velha, atualmente recoberta. A estação U1, situada perto da nascente da ribeira e bem a montante das minas de Valinhos e da Urgeiriça e das escombrelas de resíduos (Barragem Velha e Barragem Nova) foi escolhida como referência para comparação com as amostras recolhidas nas áreas de influência das minas e resíduos (Carvalho, 2009b). As concentrações de radionuclídeos na estação U1 foram baixas, tanto na fase solúvel como na fase de matéria particulada em suspensão (Tabela III.1 e Tabela III.2).

As escorrências da Barragem Velha, que se infiltram nos terrenos sob os materiais da escombrela para reaparecem em superfície junto à Ribeira da Pantanha, onde são recolhidas para a neutralização, apresentam pH muito ácido (pH=3,29), e elevadas concentrações de urânio e rádio, atingindo a concentração de ^{238}U 39 Bq/L. Outros radionuclídeos emissores alfa analisados estão presentes também na fase solúvel (Tabela III.1) contribuindo para uma atividade alfa total (água filtrada) de cerca de 79 Bq/L. A água da Ribeira da Pantanha apresenta em U1, um concentração baixa de ^{238}U , 95,5 mBq/L, e 0,25 Bq/L de atividade alfa total, mas esta aumenta para 3,2 Bq/L após o ponto de descarga das águas tratadas na Estação de Tratamento de Águas Residuais da Mina (ETAM). Estas concentrações de radionuclídeos na água da ribeira decrescem a jusante para valores gradualmente mais baixos, e a atividade de ^{238}U em solução e atividade alfa total são, em U7, Caldas de Felgueira de apenas 312 mBq/L e 0,67 Bq/L respetivamente (Tabela III.1).

A Ribeira do Castelo em CB1, isto é na zona de hortas cerca da aldeia de Mesquitela localizada bem a montante das descargas de efluentes e escorrências das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, apresentou concentrações de radionuclídeos baixas (Figura III.3). Nesta estação de referência, por exemplo a concentração de ^{238}U foi de 25,6 mBq/L na fase solúvel. A jusante da junção das linhas de água das descargas das minas com a Ribeira do Castelo, isto é nas estações CB3 a CB5, as concentrações

eram idênticas às de CB1 o que indica que nas semanas que antecederam a amostragem não houve descargas de efluentes contaminados e/ou o tratamento de águas de drenagem nas minas foi eficaz na redução da contaminação radioativa, em comparação com anos anteriores.

O Rio Mondego recebe as águas de diversos afluentes sendo na margem direita a Ribeira da Pantanha e a Ribeira do Castelo os afluentes que recebem, e receberam durante décadas, as descargas mais significativas das antigas minas de urânio (Figura III.3). Existem na área outras antigas minas de urânio, por exemplo na zona de Ázere, mas a mais importante foi já encerrada, com remediação efetuada, e não origina descargas de águas residuais. Existem outras antigas minas de urânio ainda não encerradas nas margens da albufeira e na bacia hidrográfica do Mondego.

A água do Mondego desde M1, na zona da ponte de Póvoa de Cervães, até à albufeira da Barragem da Aguieira apresentou concentrações geralmente baixas para todos os radionuclídeos emissores alfa analisados. A jusante da junção das duas Ribeiras acima referidas, não houve elevação assinalável das concentrações dos radionuclídeos da família do urânio na água do Rio Mondego e albufeira da Barragem da Aguieira (Tabela III.1). A análise das partículas em suspensão nas mesmas estações indicou concentrações consistentemente baixas em todos os locais, e similares às da estação de referência M1 (Tabelas III.1, III.2 e III.3).

As análises dos sedimentos do leito das Ribeiras e do Rio Mondego, indicam que os sedimentos da Ribeira da Pantanha contêm ainda os traços das atividades mineiras passadas, sobretudo na zona da Urgeiriça, mas não se detetou contaminação assinalável nas amostras de sedimentos colhidas no Rio Mondego (Tabela III.4).

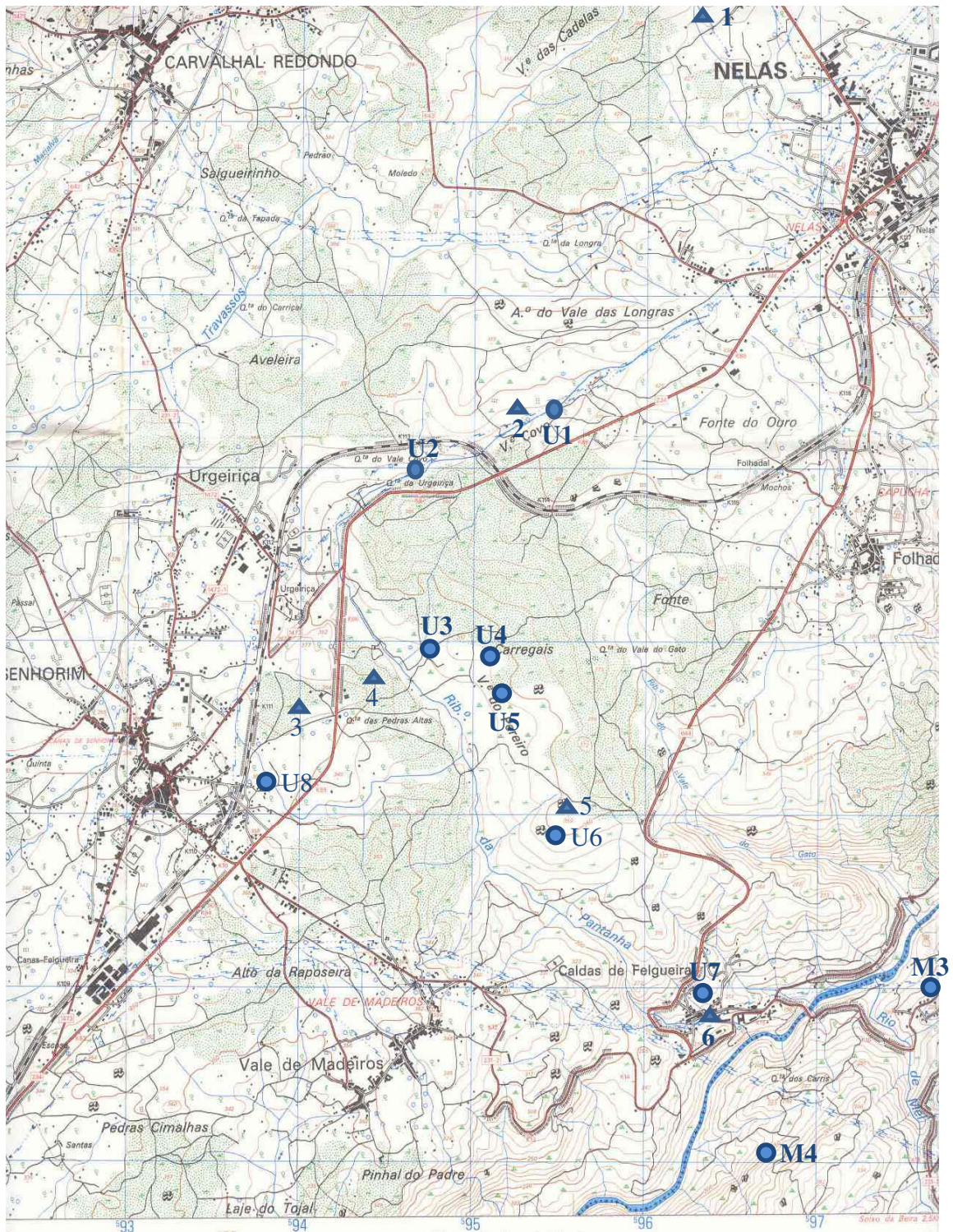


Figura III.2. Estações de amostragem na bacia do Rio Mondego.
(▲ Hortas; ● Ribeiras e Rios)

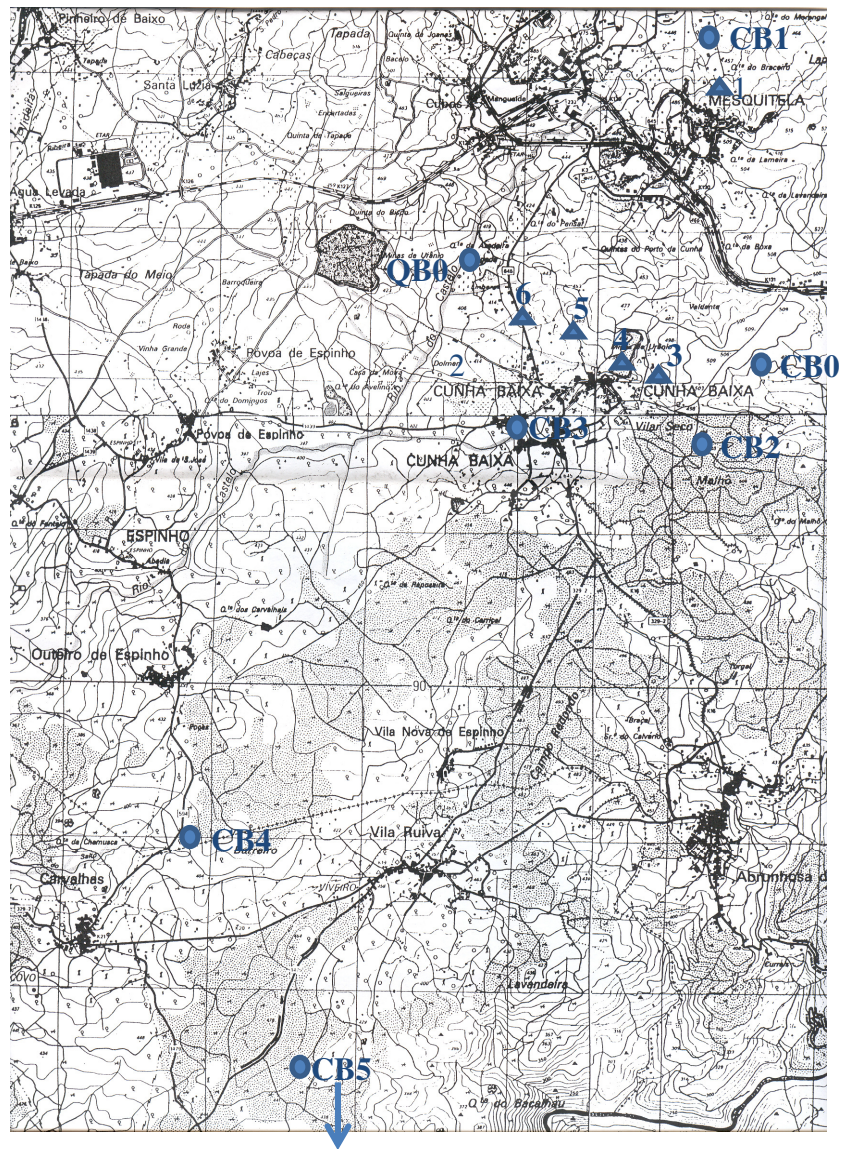


Figura III.3. Minas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo e estações de amostragem.
(▲ Hortas; ● Ribeiras e Rios)

B) A sub-bacia hidrográfica da Ribeira de Valverdinho, Ribeira de Quarta-Feira e Ribeira de Inguias, afluentes do Rio Zêzere

O vale situado a Sudoeste da vila histórica de Sortelha, e na sua maioria abrangido pelas freguesias de Quarta-feira e Sortelha, contém os escombros e cavidades mineiras das antigas minas de urânio de Vale de Arca, Mina da Carrasca, Mina dos Pedreiros e Mina da Bica (Figura III.4). As escombrelas mais importantes de resíduos de tratamento de minério de urânio situam-se cerca da Mina de Vale de Arca e da Mina

da Bica. A Mina da Bica, que foi exploração subterrânea, está hoje inundada e gera águas de drenagem ácidas. Desde o final das operações mineiras que junto desta mina funciona uma ETAM, agora modernizada, para neutralização da acidez e coprecipitação dos radionuclídeos com cloreto de bário e hidróxido de cálcio. Como as escombrelas de resíduos são em superfície e não foram recobertas, as águas da chuva transportam escorrências superficiais para as linhas de água, a que se juntam as águas de drenagem das minas da Carrasca e da Bica. As linhas de água do vale formam as Ribeiras de Valverdinho e de Quarta-feira e, mais a jusante, a Ribeira das Inguias, todas elas fazendo parte da bacia hidrográfica do Rio Zêzere para onde confluem.

A amostragem das ribeiras foi efetuada em junho 2011, quando os caudais ainda resultantes das chuvas da primavera eram razoavelmente abundantes. A estação QF1, a montante da aldeia de Quarta-feira e da mina de Vale de Arca, foi escolhida para servir de termo de comparação para as estações a jusante das minas e escombrelas.

A Mina de Vale de Arca não tem drenagem à superfície. A água de drenagem natural da Mina da Carrasca QF 4 tem pH 6,37 e apresenta valores de urânio, ^{226}Ra e ^{210}Pb em solução ligeiramente mais elevados que a linha de água (Tabela III.1). Valores elevados foram determinados na matéria em suspensão na água de drenagem desta mina (Tabela III.2). Valores significativamente mais elevados foram medidos na água tratada descarregada da ETAM da Mina da Bica, e na respetiva matéria em suspensão (Tabelas III.2 e III.3). Alguns quilómetros a jusante, no entanto, as concentrações de radionuclídeos determinadas na água da Ribeira das Inguias apresentam valores ambientais normais tanto na fase solúvel como na matéria em suspensão.

A análise da matéria particulada transportada em suspensão por estes cursos de água mostra resultados mais explícitos sobre a origem dos radionuclídeos, pois o transporte destes faz-se sobretudo na fase sólida (Tabela III.3). Quando comparados os resultados com QF1, a atividade específica de urânio bem como de ^{230}Th , ^{226}Ra e ^{210}Pb foi significativamente mais elevada na matéria em suspensão em QF2 e QF3, a jusante das escorrências superficiais das escombrelas da Mina de Vale de Arca, bem como na descarga dos efluentes da Mina da Bica, QF 6. Os sedimentos do leito destes cursos de água, que geralmente integram e conservam durante mais tempo a descarga de contaminantes, apresentam concentrações significativamente elevadas em QF7, junto á aldeia de Azenhas, onde se acumulam os sedimentos transportados pela ribeira. Os resultados na Ribeira das Inguias, QF8 indicam que os contaminantes radioativos

provenientes das minas e escombrelras situadas no vale, eram ali já francamente diluídos, antes de alcançar o Rio Zêzere.

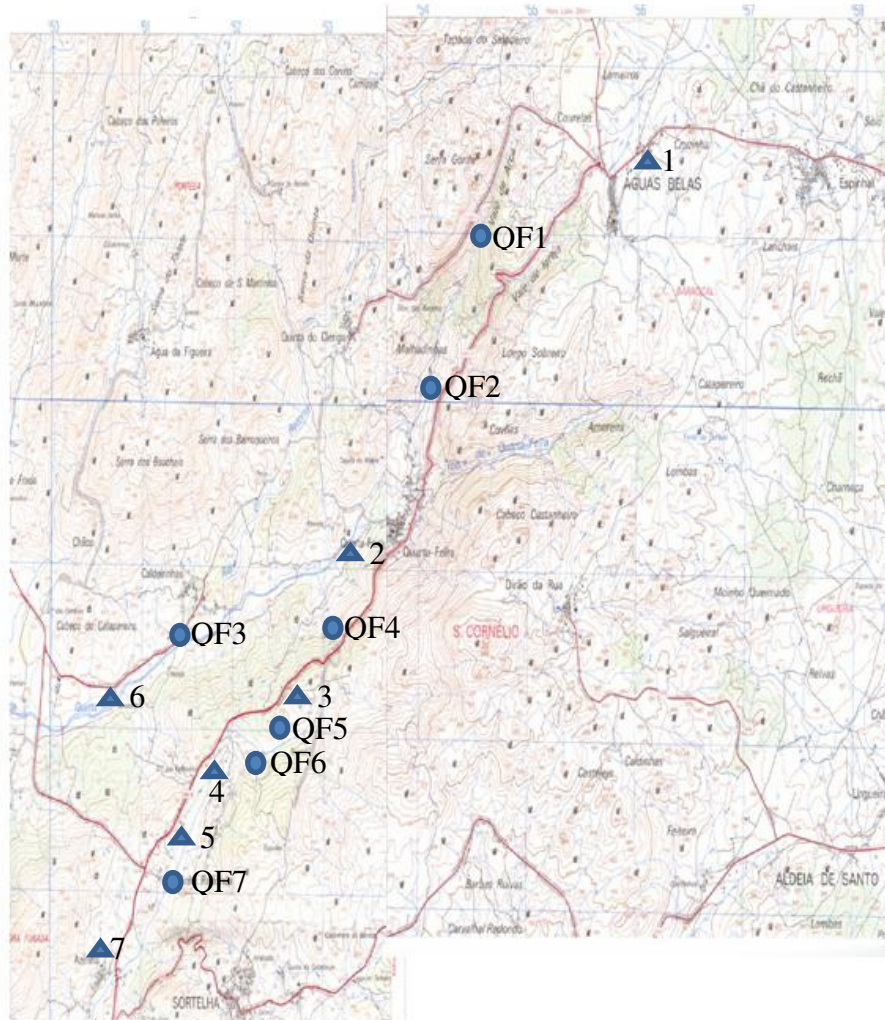


Figura III.4. Estações de amostragem na bacia do Rio Zêzere.
(▲ Hortas; Ribeiras e Rios)

**C) Hortas e águas de rega da zona das Minas de Urgeiriça e Valinhos
(Concelho de Nelas)**

As águas de poços e furos de abastecimento privado são na maioria exclusivamente para uso na irrigação das hortas. As amostras recolhidas nos poços foram filtradas e as concentrações dos radionuclídeos na fase solúvel e na fase particulada estão indicadas nas Tabelas III.5 e III.6. As concentrações de radionuclídeos nas águas de abastecimento público recolhidas na torneira, e não filtradas (analisadas como são consumidas), são apresentadas na Tabela III.7.

A água de diversos poços amostrados em Canas de Senhorim apresentam concentrações de radionuclídeos relativamente baixas, e geralmente não excedem as concentrações determinadas na água de poço da aldeia de Agueira, tomada como comparação. De um modo geral e apesar de serem usadas para rega, não excederam em atividade alfa total 0,5 Bq/L, excetuando, naturalmente a água da própria mina da Urgeiriça recolhida no poço de Santa Bárbara.

Diversos produtos recolhidos nas hortas situadas nas povoações da Urgeiriça, Caldas de Felgueira e ao longo do curso de água da Ribeira da Pantanha foram analisados e os resultados são apresentados na Tabela III.8. Os resultados são expressos em peso húmido, sendo fornecida a razão peso seco/peso húmido para permitir a conversão para atividade em peso seco.

Os produtos hortícolas da estação U1 correspondem à povoação de Agueira, a norte de Canas de Senhorim e fora da influência dos resíduos das antigas minas de urânio. Pode observar-se que diferentes espécies apresentaram concentrações muito díspares dos radionuclídeos, sendo os valores mais elevados em alfaces tal como observado em anos anteriores. Os produtos das hortas U3, U4 apresentaram concentrações baixas. Os produtos hortícolas com concentrações francamente elevadas em comparação com a estação de referência foram provenientes de hortas familiares em Caldas da Felgueira e que, ao longo dos anos, utilizaram sempre a água da Ribeira da Pantanha para irrigação. Este resultado é consistente com os resultados de anos anteriores e o consumo regular de produtos desta horta não seria aconselhável. Esta horta tem, no entanto, uma produção muito limitada. Os proprietários foram informados.

D) Hortas e águas de rega na zona das Minas da Quinta do Bispo e da Cunha-Baixa (Concelho de Mangualde).

Na zona da Cunha Baixa e Quinta do Bispo foram analisadas as águas das lagoas do céu aberto das duas minas e da galeria subterrânea da mina da Cunha-Baixa (inundada) que, naturalmente, apresentaram pH ácido (pH entre 3 e 5), e as concentrações mais elevadas de radionuclídeos (Tabela III.5 e Tabela III.6). Estas águas não são no entanto utilizadas para rega e os sítios estão vedados para restringir o acesso da população (Carvalho *et al.*, 2009a).

Os poços da região da Cunha Baixa cujas águas foram analisadas situam-se a quotas de terreno mais baixas que a mina e apresentaram concentrações mais elevadas de radionuclídeos sobretudo na fase solúvel, como é o caso dos poços CB3 e CB4, que podem ser comparados com o poço de referência CB1 (Tabela III.5).

Várias hortas da zona da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, e situadas nas margens das linhas de água que drenam as minas para a Ribeira do Castelo forneceram amostras de produtos hortícolas para análise. As amostras das hortas da Mesquitela, CB1, estão situadas a montante das minas e servem de referência. Na Tabela III.9 podemos comparar os resultados verificando-se de CB3 horta nas proximidades da linha de água da mina de Cunha Baixa apresentaram concentrações significativamente elevadas para todos os radionuclídeos e particularmente para o urânio e rádio. Já as maçãs da produção de um pomar situado na várzea da Ribeira do Castelo apresentaram concentrações com valores normais e não afetados pelas águas da mina e escorrências.

Na margem oposta, nos produtos das hortas CB6, situadas ao longo da linha de água proveniente da mina da Quinta do Bispo, onde as águas da mina são desde há algum tempo tratadas pela ETAM, as concentrações de urânio, ^{230}Th , ^{210}Pb e ^{210}Po decresceram para valores ambientais normais, mantendo-se apenas o ^{226}Ra com concentrações relativamente elevadas (Tabela III.9).

Na zona da Cunha Baixa os trabalhos de remediação ambiental tiveram início em outubro de 2011, com o desmatamento da área para permitir a remoção de escombros e os trabalhos de engenharia de terras.

Nessa ocasião foram recolhidas amostras de pinheiro e acácia que cresceram sobre as escomboreiras desta mina, na área utilizada nos anos mais recentes para deposição das lamas da neutralização das águas. As análises de agulhas de pinheiros, pinhas, madeira do tronco e casca de pinheiro mostraram uma acumulação significativa

de radionuclídeos da série do urânio, em comparação com pinheiros e madeiras de outras áreas da região analisadas anteriormente (Tabela III.9).

Amoras silvestres recolhidas na mesma zona do céu aberto da mina da Cunha-Baixa, apresentam concentrações moderadas para a maioria dos radionuclídeos, com exceção do ^{226}Ra que apresenta concentrações extraordinariamente elevadas atingindo os 66 Bq/kg. Tendo em atenção que no solo da área U>Ra, isto implica uma acumulação preferencial de ^{226}Ra do solo pelas plantas e transferência para o fruto. Não poderá ser apenas devido à deposição atmosférica de poeiras, pois se compararmos com as agulhas de pinheiro a razão U/Ra nas amoras silvestres é inversa. A acumulação preferencial de ^{226}Ra pelas plantas é também conhecida no caso de vários produtos hortícolas (Carvalho *et al.*, 2009c, 2011).

E) Hortas e águas de rega da zona das Minas da Bica, Vale de Arca, Carrasca e Pedreiros (Concelho do Sabugal)

Na zona de Sortelha, apesar da grande desertificação das aldeias e decréscimo das atividades agrícolas de subsistência, ainda há moradores e famílias que cultivam os vegetais e legumes que consomem, especialmente nas aldeias de Quarta-Feira, Caldeirinhas e Azenhas. A povoação de Águas Belas, situada na cabeceira deste vale e a uma altitude mais elevada, não ficando pois na influência dos cursos de água que drenam as minas e o vale, foi escolhida como referência (QF 1) para comparação de concentrações dos radionuclídeos. A água de poço amostrada na aldeia de Quarta-feira apresentou concentrações de radionuclídeos inferiores à de água de poço de Aguas-Belas, escolhida como referência. Os resultados são apresentados na Tabelas III.5 e III.6.

Os resultados de análises de produtos hortícolas desta região são apresentados na Tabela III.11. É importante observar que nas amostras de referência as concentrações de ^{226}Ra foram mais elevadas que as concentrações de urânio, ^{230}Th , ^{210}Pb e ^{210}Po em todos os produtos analisados, isto é, em alfaces, cenouras, tomate. Esta maior absorção de ^{226}Ra do solo e da água de rega foi consistentemente observada na região e resulta da maior facilidade de transporte de Ra em solução (Ra^{2+}) e da sua semelhança química com o Ca^{2+} . Já outros radioelementos, tais como o Th, Pb, Po e mesmo o urânio, são menos bioacumuláveis pelas plantas.

Os produtos das hortas a jusante das descargas e influência das minas, estações QF2 e QF3, apresentaram concentrações que, sendo variáveis, não são geralmente mais elevadas que as amostras de comparação. Há uma exceção representada por agriões

recolhidos em QF2, crescendo espontaneamente na ribeira. Os agriões são conhecidos pela sua excecional capacidade de acumular radionuclidos e isso comprova-se aqui para os radioisótopos de uranio, radio, chumbo e polónio. A concentração de tório é no entanto muito baixa. As concentrações na polpa de maçãs recolhidas nas hortas de QF5, aldeia de Caldeirinhas, são muito baixas e inferiores ás da Cunha Baixa. Já as maçãs amostradas na margem da Ribeira de Valverdinho, perto das escombeiras da Mina da Bica, apresentaram concentrações ligeiramente mais elevadas.

De um modo geral, e dado que estas produtos locais não são suficientes para assegurar a alimentação de uma família durante um ano, o seu consumo não poderá originar uma elevação significativa da ingestão de radionuclidos com a dieta.

F) Caça (coelhos selvagens) das zonas circundantes das antigas minas da Quinta do Bispo, da Cunha Baixa e duma freguesia de comparação.

Os resultados de análises de radionuclidos nos órgãos de coelhos bravos são apresentados na Tabela III.11. O exemplar 1 capturado na zona da aldeia de Vila Nova, serve de referência para comparação dos resultados para os exemplares 2 e 3 capturados nas zonas das escombeiras das Minas de Quinta do Bispo e Cunha Baixa, respetivamente. As concentrações de uranio são baixas no tecido muscular em todos os exemplares. Já os resultados para ^{226}Ra no fígado apontam para elevação de concentrações nos coelhos 2 e 3. As concentrações de ^{226}Ra determinadas no esqueleto (fémur) mostraram claramente ser este tecido o principal acumulador de ^{226}Ra , com concentrações que alcançaram os 758 Bq/kg no exemplar da Cunha Baixa. Apesar do caracter excecional desta concentração, note-se que na parte comestível principal, o tecido muscular, as concentrações de radionuclidos e sobretudo de ^{226}Ra são baixas em todos os exemplares.

O consumo de caça capturada nas áreas de influência das escombeiras das antigas minas de uranio tem um caracter ocasional, até porque as espécies cinegéticas residentes são poucas e estão representadas por baixo número de exemplares. No caso do consumo de coelho bravo capturados em zonas de escombeiras de minas de uranio, pode notar-se que as concentrações determinadas na carne desta espécie são inferiores às concentrações determinadas em produtos hortícolas cultivados nas linhas de água das minas, pelo que o consumo ocasional de coelho bravo não causará um acréscimo significativo da ingestão de radionuclidos com a dieta.

G) Águas para consumo humano, aerossóis e radão na atmosfera.

A água para consumo humano, distribuída por redes pública e amostrada na torneira nas localidades de Canas de Senhorim e Cunha Baixa, apresentou valores de radioatividade dentro dos limites recomendados (Tabela III.8). A água de consumo distribuída por redes pública e amostrada na torneira de fontanários e casas particulares em Quarta-feira, Azenhas e Caldeirinhas, apresentou valores de radioatividade dentro dos limites recomendados (Tabela III.7).

A amostragem de aerossóis no ar de superfície nas cercanias da Barragem Velha, em Canas de Senhorim, permitiu a determinação de radionuclidos nas poeiras inaláveis. As concentrações são baixas e inferiores às registadas no passado (Tabela III.12).

A determinação de radão em vários pontos da povoação da Cunha Baixa indicam valores médios elevados no interior de habitações e no ar exterior ao nível do rés-do-chão (Tabela III.13). Os limites máximos recomendados são de 400 Bq/m³ e 200 Bq/m³ no ar interior de habitações existentes e novas habitações (a construir), respetivamente. Os trabalhos de remediação ambiental na zona deverão reduzir as concentrações atuais de radão.

Tabela III.1 – Concentração dos radionuclídeos na fase solúvel (< 0.45 µm) na água de ribeiros e rios (mBq L⁻¹).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 30.5.2011-4.6.2011 | | | | | | | | |
| Sub-bacia do Rio Mondego | | | | | | | | |
| Ribeira da Pantanha | | | | | | | | |
| U#1, Ribeira da Pantanha | 95,5±3,2 | 8,2±0,5 | 84,5±2,9 | 4,10±0,3 | 23,1±6,6 | 6,5±0,3 | 21,7±0,9 | 12,5±0,7 |
| U#2, Valinhos | 135±4 | 6,4±0,4 | 134±4 | 4,6±0,4 | 41,2±5,6 | 9,9±0,4 | 25,9±0,7 | 2,4±0,3 |
| U#3, Escorrências Barragem Velha | 38767±1020 | 1712±55 | 37469±986 | 305±21 | 676±94 | 41,6±3,3 | 28,0±0,8 | 34,4±4,9 |
| U#4, Neutralização | 1550±43 | 72,4±3,0 | 1536±43 | 1,4±0,2 | 41,6±4,7 | 2,2±0,2 | 4,6±0,2 | 4,60±0,4 |
| U#5, Ribeira da Pantanha | 600±17 | 27,6±1,1 | 610±17 | 1,9±0,1 | 59,6±4,6 | 1,5±0,1 | 26,3±0,7 | 0,66±0,06 |
| U#6, Ribeira da Pantanha | 550±15 | 26,2±1,0 | 551±15 | 12,7±0,4 | 41,4±3,9 | 8,6±0,4 | 12,7±0,4 | 0,67±0,05 |
| U#7, Ribeira da Pantanha | 312±9 | 14,6±0,7 | 312±9 | 3,3±0,1 | 21,7±2,1 | 5,0±0,3 | 6,3±0,2 | 2,8±0,1 |
| Ribeira do Castelo | | | | | | | | |
| CB#1, Ribeira do Castelo | 25,6±0,6 | 1,16±0,07 | 26,0±0,6 | 3,1±0,4 | 22,6±1,6 | 6,5±0,3 | 10,3±0,4 | 3,7±0,5 |
| CB#3, Ribeira do Castelo | 29,1±0,6 | 1,40±0,08 | 28,9±0,6 | 2,2±0,2 | 31,9±2,5 | 5,5±0,3 | 9,6±0,4 | 0,51±0,9 |
| CB#4, Ribeira do Castelo | 26,5±0,6 | 1,17±0,07 | 27,2±0,6 | 1,6±0,1 | 19,0±1,4 | 3,4±0,2 | 33,2±1,2 | 0,58±0,07 |
| CB#5, Ribeira do Castelo | 27,8±0,6 | 1,24±0,07 | 27,4±0,6 | 3,5±0,3 | 23,8±1,9 | 7,0±0,3 | 8,1±0,4 | 1,6±0,2 |
| Rio Mondego | | | | | | | | |
| M#1, Rio Mondego (Póvoa Cervães) | 6,9±0,2 | 0,31±0,04 | 7,1±0,2 | 0,61±0,06 | 14,3±1,1 | <0,07 | 4,5±0,5 | 0,24±0,04 |
| M#2, Rio Mondego (Carvalho da Loíça) | 8,7±0,2 | 0,40±0,03 | 8,6±0,2 | 1,5±0,1 | 108±13 | <0,1 | 5,3±0,2 | 0,53±0,06 |
| M#3, Rio Mondego (Caldas da Felgueira) | 7,7±0,2 | 0,32±0,03 | 7,6±0,2 | 1,0±0,1 | 20,7±1,3 | <0,06 | 6,8±0,3 | 0,20±0,04 |

Tabela III.1 – Concentração dos radionuclidos na fase solúvel (< 0.45 µm) na água de ribeiros e rios (mBq L⁻¹). (continuação)

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|---|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| M#4, Rio Mondego(Jusante de C. Felg.) | 8,7±0,2 | 0,40±0,03 | 9,0±0,2 | 2,2±0,2 | 23,6±1,6 | 14,1±0,6 | 3,1±0,2 | 2,6±0,2 |
| M#5, Rio Mondego (B. Aguieira) | 10,2±0,2 | 0,5±0,03 | 9,8±0,2 | 3,7±0,2 | 24,0±1,9 | 5,1±0,4 | 8,1±0,4 | 5,1±0,3 |
| Sub-bacia do Rio Zêzere | | | | | | | | |
| QF#1, Rib. Quarta-Feira | 20,7±0,6 | 0,98±0,10 | 21,4±0,7 | 1,7±0,1 | 37,2±2,7 | 16,4±0,7 | 5,3±0,2 | 0,60±0,07 |
| QF#2, Rib. Quarta-Feira | 26,7±0,8 | 1,2±0,1 | 26,8±0,8 | 2,2±0,2 | 18,2±1,6 | 4,5±0,3 | 2,7±0,1 | 0,24±0,06 |
| QF#3, Rib. Quarta-Feira | 21,4±0,6 | 1,02±0,09 | 22,1±0,7 | 2,2±0,2 | 14,4±1,1 | 3,8±0,2 | 3,7±0,2 | 0,63±0,1 |
| QF#4, Mina da Carrasca | 150±3 | 7,1±0,3 | 154±3 | 12,5±0,6 | 188±12 | 164±5 | 53,3±1,7 | 0,57±0,07 |
| QF#5, Rib. Valverdinho | 12,5±0,4 | 0,63±0,06 | 12,2±0,4 | 2,2±0,2 | 119±14 | 1,55±0,07 | 4,1±0,1 | 1,5±0,1 |
| QF#6, Mina da Bica, lagoa de decantação | 2061±97 | 95,9±5,4 | 1990±94 | 9,1±0,4 | 61,6±13,1 | 109±4 | 8,5±0,2 | 0,68±0,06 |
| QF#7, Rib. Valverdinho | 33,3±0,9 | 1,4±0,1 | 33,6±0,9 | 2,0±0,1 | 21,8±1,4 | 3,8±0,2 | 2,57±0,08 | 0,56±0,07 |
| QF#8, Rib. das Enguias | 16,3±0,5 | 0,87±0,08 | 16,9±0,5 | 1,7±0,1 | 14,6±1,0 | 2,15±0,09 | 3,7±0,1 | 0,30±0,04 |

Tabela III.2 – Contribuição da radioatividade nas partículas (> 0,45 µm) em suspensão na água de ribeiros e rios, para a atividade total da água (mBq/L).

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 30.5.2011-4.6.2011 | | | | | | | | | |
| Sub-bacia do Rio Mondego | | | | | | | | | |
| Ribeira da Pantanha | | | | | | | | | |
| U#1, Ribeira da Pantanha | 19,5 | 12,2±0,3 | 0,61±0,03 | 12,4±0,3 | 0,64±0,05 | 1,7±0,2 | 3,5±0,2 | 5,0±0,2 | 0,12±0,02 |
| U#2, Valinhos | 19,4 | 28,8±0,7 | 1,42±0,07 | 29,3±0,7 | 3,3±0,1 | 8,9±0,3 | 42,7±1,7 | 25,1±1,0 | 0,35±0,03 |
| U#3, Escorrências b. Velha | 44,3 | 23,2±0,7 | 1,1±0,1 | 25,4±0,8 | 7,9±0,3 | 3,6±0,2 | 14,8±0,6 | 23,8±0,9 | 0,64±0,04 |
| U#4, Neutralização | 3,1 | 36,5±1,0 | 1,8±0,1 | 36,0±1,0 | 24,3±1,0 | 17,2±1,6 | 8,1±0,4 | 12,8±0,5 | 0,38±0,03 |
| U#5, Ribeira da Pantanha | 36,2 | 197±5 | 8,9±0,4 | 196±5 | 16,0±0,6 | 8,3±0,4 | 24,8±1,0 | 42,0±1,5 | 0,67±0,04 |
| U#6, Ribeira da Pantanha | 29,5 | 151±4 | 7,2±0,3 | 150±4 | 108±4 | 18,9±0,6 | 26,5±1,0 | 37,5±1,5 | 1,5±0,9 |
| U#7, Ribeira da Pantanha | 6,8 | 39,5±0,9 | 1,85±0,09 | 40,8±1,0 | 29,1±1,7 | 8,9±0,3 | 5,4±0,3 | 16,3±0,6 | 0,52±0,06 |
| Ribeira do Castelo | | | | | | | | | |
| CB#1, Ribeira do Castelo | 3,2 | 22,1±0,6 | 0,99±0,06 | 22,3±0,6 | 17,9±1,0 | 3,4±0,2 | 6,7±0,4 | 7,4±0,3 | 0,52±0,06 |
| CB#3, Ribeira do Castelo | 5,5 | 18,1±0,5 | 0,85±0,06 | 18,1±0,5 | 13,9±0,7 | 7,3±0,4 | 5,9±0,4 | 8,4±0,4 | 0,32±0,04 |
| CB#4, Ribeira do Castelo | 5,5 | 16,8±0,5 | 0,80±0,06 | 16,5±0,5 | 13,1±0,6 | 7,5±0,3 | 7,1±0,4 | 12,5±0,5 | 0,32±0,04 |
| CB#5, Ribeira do Castelo | 13,2 | 10,8±0,3 | 0,53±0,04 | 11,3±0,3 | 10,2±0,4 | 5,7±0,3 | 5,8±0,4 | 7,4±0,3 | 0,48±0,04 |
| Rio Mondego | | | | | | | | | |
| M#1, Rio Mondego (Póvoa Cervães) | 1,8 | 9,9±0,3 | 0,49±0,04 | 10,3±0,3 | 5,9±0,3 | 5,4±0,3 | 5,7±0,3 | 6,8±0,3 | 0,48±0,04 |
| M#2, Rio Mondego (Carvalhal da Loiça) | 5,8 | 6,3±0,2 | 0,28±0,03 | 6,3±0,2 | 3,6±0,2 | 5,0±0,2 | 4,7±0,3 | 5,5±0,2 | 0,47±0,05 |
| M#3, Rio Mondego (Caldas da Felgueira) | 6,9 | 6,3±0,2 | 0,32±0,03 | 6,3±0,2 | 4,0±0,3 | 4,3±0,2 | 5,5±0,3 | 5,8±0,2 | 0,45±0,06 |

Tabela III.2 – Contribuição da radioatividade nas partículas (> 0,45 µm) em suspensão na água de ribeiros e rios, para a atividade total da água (mBq/L). (continuação)

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|---------------------------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| M#4, Rio Mondego(Jusante de C. Felg.) | 5,5 | 7,4±0,2 | 0,36±0,03 | 7,9±0,2 | 4,8±0,3 | 5,6±0,5 | 6,2±0,4 | 6,4±0,3 | 0,47±0,06 |
| M#5, Rio Mondego (B. Aguieira) | 3,3 | 9,6±0,3 | 0,47±0,04 | 9,7±0,3 | 6,4±0,4 | 5,1±0,3 | 5,5±0,3 | 8,9±0,4 | 0,56±0,06 |
| Sub-bacia do Rio Zêzere | | | | | | | | | |
| QF#1, Rib. Quarta-Feira | 7,1 | 10,0±0,3 | 0,48±0,04 | 10,1±0,3 | 7,6±0,4 | 6,9±0,4 | - | - | 0,42±0,04 |
| QF#2, Rib. Quarta-Feira | 1,3 | 8,6±0,2 | 0,38±0,03 | 8,9±0,2 | 6,7±0,3 | 5,0±0,2 | 6,3±0,4 | 7,2±0,3 | 0,46±0,03 |
| QF#3, Rib. Quarta-Feira | 1,9 | 6,3±0,2 | 0,27±0,03 | 6,4±0,2 | 4,9±0,3 | 2,8±0,3 | 4,5±0,3 | 5,2±0,2 | 0,34±0,04 |
| QF#4, Mina da Carrasca | 139,7 | 146±4 | 6,7±0,2 | 146±4 | 74,7±3,3 | 69,5±3,2 | 495±21 | 178±6 | 0,71±0,06 |
| QF#5, Rib. Valverdinho | 4,9 | 5,2±0,2 | 0,26±0,03 | 5,4±0,2 | 5,1±0,3 | 2,5±0,3 | 7,7±0,4 | 1,67±0,08 | 0,30±0,03 |
| QF#6, mina da Bica L. decantação | 11,9 | 540±14 | 25,5±0,8 | 504±13 | 6,8±0,3 | 8,5±0,8 | 183±8 | 38,6±1,2 | 0,28±0,04 |
| QF#7, Rib. Valverdinho | 9,0 | 10,9±0,3 | 0,50±0,04 | 10,5±0,3 | 3,7±0,1 | 4,0±0,2 | 9,3±0,6 | 1,79±0,08 | 0,21±0,02 |
| QF#8, Rib. das Enguias | 5,4 | 13,4±0,3 | 0,69±0,04 | 13,6±0,3 | 9,4±0,3 | 6,9±0,5 | 8,7±0,5 | 9,7±0,4 | 0,50±0,03 |

Tabela III.3 – Atividade específica de radionuclídeos na matéria em suspensão (> 0,45 µm) na água de ribeiros e rios (Bq kg⁻¹ peso seco).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 30.5.2011-4.6.2011 | | | | | | | | |
| Sub-bacia do Rio Mondego | | | | | | | | |
| Ribeira da Pantanha | | | | | | | | |
| U#1, Ribeira da Pantanha | 626±14 | 30,1±1,5 | 637±14 | 32,6±2,6 | 88,4±11,7 | 181±9 | 257±12 | 6,0±1,0 |
| U#2, Valinhos | 1484±34 | 72,7±3,6 | 1510±35 | 170±7 | 458±17 | 2202±89 | 1297±50 | 18,0±1,4 |
| U#3, Escorrências b. Velha | 525±16 | 25,2±2,2 | 574±18 | 178±7 | 81,9±3,9 | 335±13 | 535±21 | 14,4±0,9 |
| U#4, Neutralização | 11759±328 | 565±36 | 11597±324 | 7828±308 | 5530±514 | 2613±114 | 4131±164 | 122±11 |
| U#5, Ribeira da Pantanha | 5453±151 | 246±10 | 5413±150 | 443±17 | 230±12 | 684±26 | 1159±42 | 18,4±1,2 |
| U#6, Ribeira da Pantanha | 5112±138 | 246±10 | 5082±137 | 3647±149 | 640±20 | 897±35 | 1270±48 | 52,1±3,1 |
| U#7, Ribeira da Pantanha | 5813±140 | 271±14 | 6007±144 | 4278±247 | 1316±48 | 788±46 | 2402±96 | 76,9±9,6 |
| Ribeira do Castelo | | | | | | | | |
| CB#1, Ribeira do Castelo | 6919±175 | 308±18 | 6987±176 | 5585±320 | 1069±57 | 2100±123 | 2304±110 | 164±19 |
| CB#3, Ribeira do Castelo | 3302±85 | 153±10 | 3291±84 | 2523±130 | 1321±75 | 1082±74 | 1520±76 | 57,7±7,0 |
| CB#4, Ribeira do Castelo | 3060±87 | 144±11 | 3006±86 | 2390±107 | 1371±55 | 1293±70 | 2275±93 | 57,3±6,6 |
| CB#5, Ribeira do Castelo | 818±23 | 39,9±3,4 | 858±24 | 776±33 | 433±21 | 442±27 | 560±26 | 36,7±2,9 |
| Rio Mondego | | | | | | | | |
| M#1, Rio Mondego (Póvoa Cervães) | 5546±154 | 271±21 | 5744±158 | 3284±169 | 3003±165 | 3202±182 | 3774±172 | 270±25 |
| M#2, Rio Mondego (Carvalhal da Loiça) | 1095±38 | 47,3±5,8 | 1089±38 | 623±36 | 867±40 | 815±49 | 952±44 | 80,9±8,3 |
| M#3, Rio Mondego (Caldas da Felgueira) | 921±29 | 45,6±4,6 | 914±29 | 579±44 | 624±30 | 799±46 | 850±37 | 65,0±8,4 |
| M#4, Rio Mondego(Jusante de C. Felg.) | 1348±40 | 64,9±6,1 | 1433±42 | 876±56 | 1017±87 | 1126±67 | 1162±51 | 85,8±10,8 |

**Tabela III.3 –Atividade específica de radionuclidos na matéria em suspensão (> 0,45 µm) na água de ribeiros e rios (Bq kg⁻¹ peso seco).
(continuação)**

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|----------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| M#5, Rio Mondego (B. Aguieira) | 2920±82 | 142±11 | 2930±82 | 1955±120 | 1539±95 | 1671±100 | 2689±117 | 170±18 |
| Sub-bacia do Rio Zêzere | | | | | | | | |
| QF#1, Rib. Quarta-Feira | 1412±41 | 67,0±5,8 | 1423±42 | 1069±53 | 976±54 | | 2304±110 | 59,5±5,9 |
| QF#2, Rib. Quarta-Feira | 6607±194 | 289±26 | 6772±197 | 5115±213 | 3811±166 | 4847±269 | 5480±250 | 350±26 |
| QF#3, Rib. Quarta-Feira | 3345±104 | 141±15 | 3373±104 | 2601±143 | 1471±183 | 2381±144 | 2746±122 | 177±20 |
| QF#4, Mina da Carrasca | 1048±28 | 47,7±2,0 | 1045±28 | 535±24 | 497±23 | 3541±150 | 1275±43 | 5,1±0,4 |
| QF#5, Rib. Valverdinho | 1074±35 | 53,1±5,9 | 1116±36 | 1046±53 | 509±56 | 1579±90 | 349±16 | 60,8±7,0 |
| QF#6, Mina da Bica L. decantação | 45376±1208 | 2145±67 | 42322±1128 | 568±29 | 713±71 | 15372±642 | 3250±118 | 23,3±3,0 |
| QF#7, Rib. Valverdinho | 1216±32 | 55,6±4,0 | 1170±31 | 414±15 | 440±27 | 1035±62 | 199±9 | 23,5±2,0 |
| QF#8, Rib. das Enguias | 2485±64 | 126±8 | 2514±64 | 1750±58 | 1270±95 | 1614±88 | 1804±79 | 92,0±5,3 |

Tabela III.4 – Concentração dos radionuclidos em sedimentos do leito de Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego, fração < 63 µm. (Bq kg⁻¹ peso seco).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|---------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| Sub-bacia do Rio Mondego | | | | | | | |
| Ribeira da Pantanha | | | | | | | |
| U#1 | 2464±65 | 119±5 | 2574±68 | 1103±42 | 494±53 | 373±16 | 210±11 |
| U#2 | 1884±43 | 83,4±4,0 | 1821±42 | 2994±90 | 3757±211 | 2863±98 | 332±13 |
| U#3 | 1126±30 | 56,4±3,8 | 1123±30 | 520±26 | 1936±161 | 389±18 | 73,2±8,1 |
| U#5 | 4972±116 | 239±8 | 5035±117 | 2768±104 | 676±56 | 1299±39 | 203±12 |
| U#6 | 8686±200 | 365±11 | 8689±201 | 10386±320 | 1632±104 | 2480±100 | 191±8 |
| U#7 | 5666±133 | 250±9 | 5827±137 | 8153±561 | 2569±245 | 2764±141 | 329±35 |
| Ribeira do Castelo | | | | | | | |
| CB#1 | 685±18 | 32,5±2,0 | 698±18 | 362±11 | 860±112 | 542±17 | 132±5 |
| CB#3 | 1404±33 | 68,0±3,1 | 1349±32 | 577±32 | 903±171 | 582±22 | 164±13 |
| CB#4 | 1766±41 | 80,1±3,4 | 1744±40 | 660±24 | 1180±157 | 660±26 | 119±6 |
| CB#5 | 1119±31 | 51,1±3,2 | 1156±32 | 635±21 | 512±46 | 452±17 | 293±11 |
| Rio Mondego | | | | | | | |
| M#1 | 306±10 | 15,4±1,5 | 326±10 | 285±17 | 447±58 | 364±12 | 200±14 |
| M#2 | 433±12 | 20,3±1,7 | 441±12 | 392±16 | 2050±343 | 365±12 | 226±11 |
| M#3 | 388±12 | 16,5±1,4 | 421±12 | 332±15 | 409±66 | 338±10 | 200±10 |
| M#4 | 640±17 | 30,4±2,0 | 639±17 | 820±32 | 579±68 | 596±17 | 301±14 |

Tabela III.4 – Concentração dos radionuclídeos em sedimentos do leito de Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego, fração < 63 µm. (Bq kg⁻¹ peso seco). (continuação)

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| Sub-bacia do Rio Zêzere | | | | | | | |
| QF#1 | 1105±27 | 52,6±2,7 | 1102±27 | 799±34 | 605±69 | 982±30 | 133±8 |
| QF#2 | 817±18 | 36,3±1,9 | 816±18 | 605±31 | 770±63 | 584±25 | 132±11 |
| QF#3 | 1122±23 | 51,0±2,2 | 1130±24 | 552±18 | 455±22 | 854±32 | 101±5 |
| QF#4 | 37116±1580 | 1584±84 | 36387±1550 | 7597±228 | 17058±586 | 21388±1564 | 42,6±5,3 |
| QF#5 | 903±25 | 43,1±2,8 | 963±26 | 453±15 | 479±60 | 703±28 | 131±6 |
| QF#6 | 447±14 | 21,9±2,2 | 445±14 | 43825±1225 | 527±55 | 593±23 | 118±7 |
| QF#7 | 3820±90 | 178±6 | 3799±89 | 1441±44 | 499±24 | 696±21 | 172±7 |
| QF#8 | 948±23 | 41,6±2,2 | 952±23 | 532±18 | 539±29 | 463±19 | 324±12 |
| Mina da Quinta do Bispo | | | | | | | |
| Esc. Qta.Bispo | 3194±81 | 142±7 | 3682±93 | 13199±784 | 3621±293 | 6467±354 | 479±43 |

Tabela III.5 – Concentração dos radionuclídeos na fase solúvel (< 0,45 µm) na água poços de distribuição de água para consumo (mBq L⁻¹).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|----------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 1-5.8.2011 | | | | | | | | |
| Zona de Canas de Senhorim | | | | | | | | |
| U#1-poço, Aguieira | 47,6±1,0 | 2,2±0,1 | 46,9±1,0 | 0,34±0,04 | 36,7±3,3 | 44,3±2,2 | 16,0±0,7 | 0,25±0,04 |
| U#2-poço, Valinhos Urgeirica | 9,3±0,3 | 0,46±0,04 | 10,2±0,3 | 0,37±0,07 | 18,4±1,5 | 29,8±1,5 | 42,7±1,7 | 0,73±0,11 |
| U#3-poço, Sr. Loureiro Bento | 111±3 | 5,3±0,3 | 119±3 | 0,63±0,05 | 136±14 | 109±5 | 7,5±0,3 | 0,27±0,03 |
| U#4-poço, Vale escuro | 32,7±0,8 | 1,5±0,1 | 39,3±0,9 | 0,30±0,03 | 43,4±3,9 | 131±6 | 7,4±0,4 | 0,14±0,02 |
| U#8- poço mina Sta Bárbara | 325±9 | 15,3±0,6 | 323±9 | 3,6±0,1 | 91,7±3,4 | 185±11 | 78,1±2,9 | 0,11±0,01 |
| Zona de Cunha Baixa | | | | | | | | |
| QB#0- cratera mina Qta. do Bispo | 33464±1700 | 1651±100 | 31199±1586 | 183±12 | 1291±55 | 486±19 | 26,2±1,0 | 13,80±1,9 |
| CB#0- poço mina Cunha Baixa | 7259±415 | 334±20 | 6946±397 | 1,07±0,07 | 459±15 | 145±5 | 13,1±0,5 | 0,51±0,05 |
| CB#0- lagoa norte C. Baixa | 1244±44 | 51,2±2,3 | 1180±41 | 11,3±1,2 | 169±26 | 28,2±1,1 | 25,8±1,0 | 1,40±0,5 |
| CB#0- lagoa sul C. Baixa | 6257±344 | 291±17 | 5975±328 | 6,5±0,6 | 2536±97 | 71,0±2,7 | 14,8±0,6 | 0,26±0,07 |
| CB#1-poço, Mesquitela | 58,0±1,5 | 2,7±0,2 | 59,9±1,6 | 0,56±0,08 | 70,2±7,2 | 126±5 | 4,5±0,2 | 0,14±0,04 |
| CB#3-poço, Sr. Manuel Gomes | 1688±79 | 70,2±4,1 | 1572±74 | 1,25±0,06 | 100±10 | 123±5 | 7,9±0,3 | 0,29±0,02 |
| CB#4-poço Figueiredo C. Baixa | 4983±222 | 240±12 | 4639±207 | 3,0±0,3 | 552±33 | 306±12 | 8,1±0,4 | 1,6±0,3 |
| CB#6-poço Adelino C. Baixa | 1429±40 | 63,5±2,1 | 1361±38 | 0,26±0,02 | 51,5±8,1 | 77,1±3,3 | 21,3±0,9 | 0,006±0,001 |
| Zona do Sabugal | | | | | | | | |
| QF#1-poço, Água Belas | 114±3 | 5,1±0,2 | 110±2 | 1,4±0,4 | 276±27,0 | 147±6 | 13,4±0,6 | 0,6±0,3 |
| QF#2-poço, Quarta-Feira | 73,6±1,9 | 3,3±0,2 | 72,9±1,8 | 6,4±1,2 | 36,7±1,8 | 42,4±2,0 | 72,2±2,7 | 0,7±0,2 |
| QF#3-junto à mina da Bica | 306±9 | 15,5±0,7 | 301±8 | 0,60±0,06 | 48,1±3,5 | 48,0±2,2 | 4,2±0,2 | 0,10±0,02 |

Tabela III.6 – Contribuição da radioatividade nas partículas (> 0,45 µm) em suspensão na água de poços para a atividade total da água (mBq L⁻¹)

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|----------------------------------|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 1-5.8.2011 | | | | | | | | | |
| Zona de Canas de Senhorim | | | | | | | | | |
| U#3-poço, Sr. Loureiro Bento | 0,6 | 50,7±1,5 | 2,6±0,1 | 50,0±1,5 | 1,02±0,06 | 4,5±0,3 | 25,5±1,2 | 21,2±0,9 | 0,26±0,02 |
| U#8- poço mina Sta Bárbara | 17,2 | 32,9±0,9 | 1,36±0,09 | 33,0±0,9 | 29,7±1,1 | 308±39 | 2953±175 | 605±30 | 0,21±0,02 |
| Zona de Cunha Baixa | | | | | | | | | |
| QB#0- cratera mina Qta. do Bispo | 3,6 | 53,6±1,4 | 2,5±0,1 | 52,2±1,4 | 23,8±1,0 | 97,5±5,2 | 35,3±1,6 | 106±4 | 0,19±0,02 |
| CB#0- poço mina Cunha Baixa | 8,3 | 901±48 | 44,4±2,8 | 841±45 | 8,5±0,4 | 55,0±2,7 | 278±11 | 69,2±3,2 | 0,17±0,02 |
| CB#0- lagoa norte C. Baixa | 6,7 | 95,5±2,8 | 4,3±0,2 | 94,3±2,7 | 2,2±0,1 | 15,4±1,0 | 34,2±1,7 | 30,2±1,2 | 0,20±0,03 |
| CB#0- lagoa sul C. Baixa | 3,4 | 76,6±2,2 | 3,5±0,2 | 72,6±2,1 | 1,9±0,1 | 15,3±0,9 | 33,6±1,5 | 29,0±1,2 | 0,20±0,04 |
| CB#1-poço, Mesquitela | 3,8 | 10,5±0,3 | 0,46±0,04 | 10,2±0,3 | 2,4±0,1 | 7,0±0,3 | 81,3±3,5 | 36,1±1,4 | 0,32±0,02 |
| CB#3-poço, Sr. Manuel Gomes | 1,0 | 43,3±1,0 | 2,11±0,08 | 41,2±1,0 | 2,8±0,1 | 6,7±0,4 | 26,3±1,4 | 10,6±0,7 | 0,17±0,01 |
| CB#4-poço Figueiredo C. Baixa | 0,6 | 8,5±0,2 | 0,41±0,03 | 8,5±0,2 | 0,72±0,03 | 1,6±0,1 | 7,7±0,4 | 3,7±0,2 | 0,20±0,01 |
| CB#6-poço Adelino C. Baixa | 6,7 | 371±10 | 16,4±0,6 | 361±10 | 1,9±0,1 | 6,7±0,4 | 34,8±1,7 | 53,1±2,1 | 0,29±0,03 |
| Zona do Sabugal | | | | | | | | | |
| QF#1-poço, Água Belas | 1,2 | 11,7±0,3 | 0,54±0,05 | 11,3±0,3 | 1,9±0,1 | 4,9±0,4 | 68,5±3,0 | 15,4±0,5 | 0,19±0,03 |
| QF#2-poço, Quarta-Feira | 4,0 | 8,5±0,2 | 0,42±0,03 | 8,4±0,2 | 1,8±0,1 | 4,7±0,4 | 19,6±1,0 | 22,7±0,8 | 0,18±0,03 |
| QF#3-poço, junto à mina da Bica | 0,5 | 15,4±0,4 | 0,71±0,04 | 15,4±0,4 | 1,23±0,07 | 2,8±0,3 | 11,7±0,6 | 4,9±0,2 | 0,18±0,02 |

Tabela III.7 – Concentração dos radionuclídeos em águas da rede de distribuição pública para consumo humano (analisadas sem filtração prévia) (mBq L⁻¹).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|----------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 1-5.8.2011 | | | | | | | | |
| Zona de Canas de Senhorim | | | | | | | | |
| U#7-Consumo C. Senhorim | 5,1±0,2 | 0,20±0,03 | 5,8±0,2 | 0,91±0,42 | 28,6±3,4 | 1,9±0,2 | 13,6±0,4 | 0,57±0,31 |
| Zona de Cunha Baixa | | | | | | | | |
| CB#2-Consumo C. Baixa | 18,2±0,6 | 0,78±0,09 | 18,0±0,6 | 0,52±0,03 | 32,3±3,9 | 36,6±1,8 | 9,6±0,4 | 0,049±0,007 |
| Zona do Sabugal | | | | | | | | |
| QF#2-Consumo - Quarta-Feira | 41,8±1,1 | 2,0±0,1 | 37,8±1,0 | 0,75±0,11 | 7,1±0,3 | 354±13,0 | 2,3±0,1 | 0,33±0,08 |
| QF#4-Consumo Azenha | 162±4 | 7,3±0,3 | 178±4 | 1,3±0,1 | 24,3±1,1 | 300±12 | 1,01±0,07 | 0,10±0,02 |
| QF#5-Consumo de Caldeirinhas | 42,5±0,9 | 1,9±0,1 | 38,2±0,8 | 0,54±0,08 | 11,0±0,6 | 31,2±1,5 | 31,1±1,3 | 0,25±0,06 |

Tabela III.8 – Atividade específica dos radionuclídeos em produtos hortícolas da Zona de Canas de Senhorim e Caldas da Felgueira (mBq kg⁻¹ peso fresco).

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Alfaces U#1 | 0,043 | 93,0±3,6 | 3,3±0,7 | 85,0±3,4 | 36,8±3,5 | 492±43 | 170±7 | 83,1±5 | 13,4±2,1 |
| Tomate U#1 | 0,080 | 4,3±0,3 | 0,21±0,08 | 5,1±0,4 | 3,1±0,4 | 47,8±9,4 | 30,8±2,2 | 10,1±1,6 | 3,9±0,07 |
| FeijãoU#1 | - | < 9,2 | <6,4 | <9,1 | 46,8±24,1 | 962±64 | 1319±45 | 1260±140 | 27,0±19,0 |
| Alfaces U#2 | 0,071 | 293±12 | 11,4±2,1 | 319±13 | 215±10 | 1270±161 | 577±15 | 300±8 | 108±6 |
| Tomate U#2 | 0,050 | 12,6±1,0 | 0,65±0,25 | 14,4±1,1 | 30,6±3,7 | 26,5±1,7 | 22,8±1,9 | 12,1±1,3 | 13,0±2,4 |
| Abóbora U#2 | 0,23 | 0,76±0,09 | 0,006±0,002 | 0,80±0,10 | 4,4±0,8 | 251±51 | 28,1±3,5 | 2,73±0,29 | 3,8±0,9 |
| Cenouras U#2 | 0,12 | 35,9±1,6 | 1,40±0,3 | 37,6±1,7 | 0,14±0,03 | 860±100 | 171±17 | 48,0±2,5 | 0,041±0,013 |
| Alfaces U#3 | 0,044 | 167±7 | 7,6±1,4 | 178±7 | 261±15 | 443±24 | 455±27 | 329±8 | 30,6±3,4 |
| Cenouras U#3 | 0,090 | 26,6±1,4 | 1,50±0,3 | 30,3±1,5 | 15,2±1,1 | 530±66 | 91,±4 | 18,1±0,9 | 7,7±0,8 |
| Tomate U#3 | 0,069 | 5,4±0,4 | 0,34±0,08 | 5,8±0,4 | 4,8±0,8 | 49,3±7,2 | 21,1±1,5 | 10,8±0,9 | 1,8±0,5 |
| Tomate U#4 | 0,062 | < 1,1 | < 1,1 | < 1,7 | 5,5±0,7 | 40,6±5,3 | 19,4±2,0 | 0,37±0,03 | 0,54±0,20 |
| Marmelos U#5 | 0,24 | 17,9±1,1 | 0,76±0,28 | 21,4±1,2 | 29,3±6,1 | 872±106 | 65,9±2,9 | 506±21 | 8,3±2,8 |
| Batatas U#5 | 0,22 | 56,1±2,3 | 2,6±0,5 | 57,1±2,3 | 29,0±3,6 | 131±27 | 24,5±2 | 6,97±0,57 | 6,0±1,6 |
| Feijão U#5 | - | 56,5±4,0 | 2,7±1,0 | 66,4±4,5 | 118±16 | 3424±348 | 114±7 | 13,4±1,4 | 35,3±8,6 |
| Alfaces U#6 | 0,039 | 2420±77 | 112±10,0 | 2512±80 | 582±28 | 776±168 | 397±15 | 390±12 | 71,8±5,3 |
| Tomate U#6 | 0,076 | 27,7±1,6 | 0,65±0,22 | 30,1±1,7 | 10,4±1,6 | 38,1±3,1 | 53,3±10,9 | 52,8±4,4 | 3,7±1,0 |

Tabela III.9 – Atividade específica dos radionuclídeos em produtos hortícolas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo (Vale da Ribeira do Castelo) e florestais da Cunha Baixa (mBq kg⁻¹ peso fresco).

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|-------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Alfaces CB#1 | 0,042 | 373±12 | 13,5±1,7 | 344±11 | 235±11 | 504±18 | 840±33 | 481±11 | 96,8±5,5 |
| Tomate CB#1 | 0,064 | 2,8±0,3 | 0,12±0,05 | 2,8±0,3 | 1,3±0,2 | 234±13,0 | 14,1±1,2 | 5,99±0,54 | 1,4±0,3 |
| Cebolas CB#1 | 0,12 | 12,3±0,7 | 0,20±0,07 | 13,7±0,7 | 12,5±1,4 | 587±75 | 47,1±3,4 | 1,68±0,14 | 1,9±0,6 |
| Maçã BE CB#1 | 0,18 | 13,1±0,8 | 0,38±0,11 | 14,9±0,9 | 10,5±0,9 | 470±28 | 55,2±4,1 | 166±8 | 6,9±0,8 |
| Alfaces CB#3 | 0,097 | 3548±101 | 154±12 | 3449±98 | 1123±53 | 3909±279 | 1564±39 | 2423±112 | 37,0±4,7 |
| Tomate CB#3 | 0,075 | 26,2±2,6 | 1,3±0,4 | 32,8±2,9 | 64,6±22,8 | 256±14 | 62,7±3,0 | 34,4±2,7 | 18,6±12,5 |
| Cenouras CB#3 | 0,16 | 3995±81 | 180±7 | 3824±78 | 538±17 | 23174±1,6 | 3260±62 | 1041±28 | 13,7±1,2 |
| Maçã CB#3 | 0,17 | 60,2±1,7 | 2,10±0,2 | 61,0±1,7 | 20,5±1,5 | 531±13 | 90,8±6 | 212±10 | 2,4±0,4 |
| Feijão-frade CB#3 | - | 414±13 | 16,2±2,3 | 428±13 | 366±26 | 1429±63 | 263±27 | 595±38 | 21,2±6,2 |
| Alfaces CB#4 | 0,048 | 288±12 | 12,4±2,2 | 268±12 | 106±6 | 2362±92 | 1709±61 | 287±10 | 19,6±2,1 |
| Tomate CB#4 | 0,070 | 4,5±0,4 | 0,4±0,1 | 5,7±0,4 | 27,8±1,7 | 174±11 | 41,7±4,9 | 22,4±2,4 | 6,5±0,7 |
| Cenouras CB#4 | 0,12 | 1284±29 | 64,6±3,7 | 1246±29 | 63,8±47,6 | 4858±251 | 614±17 | 168±4 | 36,2±31,2 |
| Maçã CB#5 | 0,17 | 4,4±0,5 | 0,30±0,14 | 4,9±0,4 | 5,0±0,7 | 171±8 | - | - | 0,64±0,27 |
| Maçã star CB#5 | 0,19 | 4,0±0,3 | 0,18±0,06 | 4,4±0,3 | 4,2±0,4 | 206±18 | 54,0±3,3 | 157±9 | 2,2±0,4 |
| Alfaces CB#6 | 0,097 | 190±7 | 9,5±1,3 | 194±7 | 130±7 | 1560±88 | 293±9 | 82,6±4 | 35,6±2,8 |
| Tomate CB#6 | 0,060 | 8,6±0,5 | 0,23±0,07 | 7,5±0,5 | 57,0±16,5 | 304±12 | 27,4±2,0 | 3,70±0,29 | 19,1±8,5 |
| Feijão CB#6 | - | 7,9±0,8 | 0,47±0,16 | <6,5 | 36,7±5,8 | 1421±81 | 125±10 | 1088±54 | 28,2±6,8 |

Tabela III.9 – Atividade específica dos radionuclídeos em produtos hortícolas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo (Vale da Ribeira do Castelo) e florestais da Cunha Baixa (mBq kg⁻¹ peso fresco) (continuação).

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--------------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Agulhas de pinheiro CB#1 | 0,92 | 22628±522 | 1054±42 | 21793±504 | 2135±103 | 11932±931 | 22098±549 | 25431±989 | 87,4±8,8 |
| Pinhas CB#1 | 0,91 | 22886±628 | 1011±37 | 22212±610 | 2742±155 | 7037±1103 | 7425±248 | 9379±259 | 69,6±6,1 |
| Raiz de pinheiro CB#1 | 0,80 | 6015±151 | 276±16 | 5938±150 | 4028±208 | 16762±1894 | 16783±713 | 55565±1284 | 426±27 |
| Tronco pinheiro CB#1 | 0,76 | 18969±460 | 818±25 | 18641±452 | 1890±91 | 4596±323 | 1635±124 | 10956±330 | 95,4±5,9 |
| Tronco pinheiro CUN3 | 0,74 | 286±7 | 13,4±1,1 | 273±6 | 108±7 | 2985±625 | 1098±106 | 6393±213 | 8,±1,2 |
| Tronco acácia CB#1 | 0,88 | 254±6 | 11,8±1,0 | 235±6 | 112±8 | 87925±8127 | 12070±352 | 15300±35 | 6,8±2,0 |
| Amoras mina Cunha Baixa | 0,30 | 270±11 | 12,8±2,1 | 224±10 | 80,0±37,6 | 66632±6663 | 32,2±2,4 | 2545±94 | 33,6±19,6 |

Tabela III.10 – Atividade específica dos radionuclídeos em produtos hortícolas da região do Sabugal (mBq kg⁻¹ peso fresco).

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|---------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Alfaces QF#1 | 0,068 | 293±15 | 8,1±2,5 | 279±14 | 206±13 | 1632±68 | 1475±71 | 203±5 | 59,5±5,9 |
| Cenouras QF#1 | 0,13 | 154±8 | 8,6±1,8 | 139±7 | 31,8±2,6 | 4405±504 | 279±11 | 370±14 | 9,2±1,3 |
| Tomate QF#1 | 0,076 | 13,8±2,0 | 0,7±0,6 | 15,5±1,9 | 25,6±11,4 | 33,3±2,1 | 21,0±1,4 | 3,43±0,55 | 1,1±0,3 |
| Alfaces QF#2 | 0,054 | 110±5 | 5,4±1,0 | 103±4 | 60,5±4,1 | 802±57 | 447±12 | 140±6 | 20,4±2,2 |
| Tomate QF#2 | 0,063 | 8,9±0,8 | 0,43±0,18 | 11,1±1,0 | 12,3±1,0 | 190±8 | 6,77±1,04 | 5,43±0,94 | 2,2±0,4 |
| Cebolas QF#2 | 0,078 | 13,5±0,9 | 0,23±0,15 | 15,8±1,0 | 11,7±0,8 | 167±16 | 32,3±4,7 | 23,9±1,9 | 2,6±0,3 |
| Agrião QF#2 | 0,028 | 6123±290 | 250±25 | 5893±280 | 1352±59 | 1437±74 | 1597±36 | 2858±59 | 212±11 |
| Maçãs QF#3 | 0,15 | 6,5±0,5 | 0,36±0,12 | 6,3±0,5 | 8,4±0,6 | 233±15 | 100±9 | 73,5±4,5 | 1,7±0,2 |
| Peras QF#3 | 0,15 | 1,9±0,2 | 0,18±0,10 | 1,9±0,3 | 3,9±1,3 | 341±21 | 66,4±7,4 | 109±5 | 4,3±1,5 |
| Alfaces QF#4 | 0,025 | 22,5±1,4 | 0,63±0,22 | 23,3±1,4 | 52,5±10,3 | 296±12 | 98,5±4,0 | 26,1±0,8 | 19,0±6,1 |
| Maçã QF#4 | 0,18 | 74,0±2,0 | 3,40±0,3 | 75,2±2,0 | 19,7±1,1 | 308±14 | 76,9±5,3 | 63,1±3,4 | 4,3±0,5 |
| Alfaces QF#5 | 0,026 | 58,6±3,1 | 1,6±0,6 | 55,0±2,9 | 44,6±3,9 | 427±29 | 197±7 | 86,2±0,2 | 15,2±2,2 |
| Tomate QF#5 | 0,068 | 4,3±0,4 | 0,37±0,14 | 4,6±0,5 | 28,4±14,0 | 78,7±3,6 | 24,3±1,9 | 5,44±0,62 | 36,2±14,1 |
| Maçã QF#5 | 0,17 | 1,6±0,2 | 0,03±0,02 | 1,1±0,1 | 0,7±0,2 | 773±75 | 51,1±4,5 | 89,4±4,1 | 1,0±0,4 |

Tabela III.11 – Atividade específica dos radionuclídeos em coelhos (mBq kg⁻¹ peso fresco).

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--------------------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Musculo coelho 1, Vila Nova | 0,23 | 17,6±2,8 | 2,2±1,3 | 19,5±2,9 | 18,3±4,9 | 425±30 | 72,5±13,9 | 97,4±7,5 | 6,3±3,3 |
| Esqueleto coelho 1, Vila Nova | 0,43 | 36,3±4,7 | 1,5±1,3 | 45,0±5,5 | 1025±272 | 33250±1881 | 12250±634 | 229±7 | 224±115 |
| Fígado coelho 1, Vila Nova | 0,30 | 798±42 | 34,1±7,8 | 799±42 | - | <3 | 1309±278 | 1154±63 | - |
| Musculo coelho 2, Qta. Bispo | 0,24 | 5,9±1,2 | 0,69±0,50 | 7,1±1,2 | 26,3±5,0 | 752±40 | 686±51 | 1011±40 | 3,9±2,0 |
| Esqueleto coelho 2, Qta. Bispo | 0,43 | 77,8±9,9 | 2,2±0,1 | 79,5±10,6 | 632±153 | 35612±842 | 10477±562 | 882±24 | 106±84 |
| Fígado coelho 2, Qta. Bispo | 0,28 | 1326±54 | 48,2±9,5 | 1299±54 | - | 1297±113 | 1103±234 | 2563±122 | - |
| Musculo coelho 3, C. Baixa | 0,24 | 11,9±1,2 | 1,3±0,5 | 14,4±1,4 | 25,7±4,8 | 656±36 | 28,9±4,9 | 277±17 | 8,3±2,7 |
| Esqueleto coelho 3, C. Baixa | 0,53 | 109±13 | 11,9±5,9 | 145±17 | 635±186 | 758410±33265 | 23191±1062 | 5771±191 | 428±139 |
| Fígado coelho 3, C. Baixa | 0,28 | 2650±76 | 105±12 | 2720±78 | 335±16 | 2138±197 | 1462±257 | 1334±53 | 44, 0±4,8 |

Tabela III.12 – Atividade dos radionuclídeos nas poeiras atmosféricas na zona da Urgeiriça (Bq/Kg).

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|-----------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Casal S. José | 83,8±4,4 | 4,7±1,0 | 84,7±4,4 | 152±10 | 947±642 | 5790±214 | 1693±84 | 27,5±2,6 |
| Qta. dos Abetos | 140±5 | 8,0±0,8 | 150±5 | 110±12 | 2536±1216 | 11431±414 | 3332±185 | 14,1±4,3 |

Tabela III.13 – Concentrações de radão no ar de superfície, registo contínuo durante agosto – outubro de 2011.

| Povoação de Cunha Baixa | Concentração média de radão (^{222}Rn) Bq/m ³ | |
|-----------------------------------|---|----------|
| | Interior | Exterior |
| Habitação (I.F.), rés-do-chão | 1498±300 | 405±162 |
| Habitação, rés-do-chão | 5778±580 | 437±70 |
| Habitação, 1º andar | - | 196±43 |
| Café Capucino, (varanda 1º andar) | - | 62±6 |

III.4 CONCLUSÕES

A monitorização dos cursos de água numa parte da bacia hidrográfica do Rio Mondego, englobando as zonas das antigas minas da Urgeiriça, Valinhos, Quinta do Bispo, Cunha-Baixa situadas nos concelhos de Nelas e Mangualde, mostrou uma acentuada diminuição das descargas radioativas provenientes da área da Urgeiriça para a Ribeira da Pantanha e desta para o Rio Mondego. Essa diminuição está relacionada com a cobertura e selagem dos resíduos do tratamento de minério na Urgeiriça e com o tratamento continuado das escorrências contaminadas. Na zona da Cunha-Baixa e Quinta do Bispo, cujos efluentes são drenados para a Ribeira do Castelo na amostragem de 2011 não se detetaram valores elevados de radioatividade. Globalmente as descargas de água, matéria em suspensão e sedimentos do leito com contaminação radioativa decresceram e as análises efetuadas em amostras do Rio Mondego, e em especial da albufeira da Barragem da Aguireira, mostraram que não houve em 2011 elevação da radioatividade que pudesse comprometer o uso da albufeira para abastecimento de redes públicas de distribuição de água para consumo humano.

A monitorização da sub-bacia hidrográfica da bacia do Rio Zêzere, situada no concelho do Sabugal e constituída pelos cursos de água do vale de Sortelha, mostrou uma dispersão radioativa moderada em superfície, mas ainda assinalável e, potencialmente mais preocupante, na zona de influência da mina da Bica. Justifica-se a continuação do tratamento das águas ácidas da Mina da Bica e medidas de confinamento das escombreyras existentes na zona para reduzir a lixiviação desses resíduos e escorrências superficiais contaminadas para as linhas de água. Apesar disso as análises de água para jusante, na Ribeira das Inguias, indicaram que as concentrações elevadas de radionuclidos provenientes dos resíduos de uranio são rapidamente atenuadas e não alcançaram o Rio Zêzere.

As concentrações de radionuclidos nos aerossóis amostrados em 2011 em Canas de Senhorim foram baixas. As concentrações de radão no ar medidas na povoação de Cunha-Baixa, no exterior e interior de habitações, são elevadas em consequência da existência de escombreyras de resíduos não cobertas e contíguas à povoação.

A utilização de águas contaminadas na irrigação de hortas locais, situadas em terrenos na cercania das minas e ao longo de linhas de água, sobretudo na Cunha Baixa e Quinta do Bispo, mas ainda também ao longo da Ribeira da Pantanha na zona da

Urgeirica, continuam a ser a principal fonte de exposiçao a radionuclidos para os elementos da populaçao atraves da ingestao de alimentos produzidos nas hortas familiares. No ano anterior, refeicoes confeccionadas com produtos de hortas locais nas zonas mais contaminadas, mostraram que a dose de radiaçao potencialmente resultante desse consumo poderia nalguns casos (grupo mais exposto) exceder as doses maximas recomendadas. Contudo estima-se que estas doses poderao afetar apenas grupos muito restritos da populaçao nesta regiaõ. Apesar disso, esta via de potencial transferencia de radionuclidos continuara sob vigilancia radiologica.

As amostras da agua para consumo humano recolhidas em varias localidades, incluindo Canas de Senhorim, Quarta-feira, Cunha-Baixa, Azenha e Caldeirinhas apresentaram valores baixos de radioatividade e dentro dos limites de qualidade da agua. Esta agua para consumo humano tem origem em albufeiras construidas fora da regiaõ mineira, sobretudo a barragem de Fagilde no Rio Dao. Mantem-se a tendencia observada em anos anteriores de as aguas subterraneas terem concentraçoes mais elevadas de radionuclidos da serie do uranio que as aguas de superficie, sem que, de um modo geral, isso represente contaminaçao de origem antropogenica.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., FARIA I. (2009 a). Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83:668-673.
- CARVALHO, F. P. (2003 a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*, Nº 30: 7-11.
- CARVALHO, F. P. (2010a). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.
- CARVALHO, F. P., OLIVEIRA, J. M., NEVES, M.O., Abreu, M.M., Vicente, E. M. (2009c). Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 9: 275-278.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2011). Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering* 37:1058-1063.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2009 b). Analyses of radionuclides in soil, water, and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281: 479-484.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.
- CARVALHO, F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*, vol II-III, 159-165.
- CARVALHO, F.P. (in press). Past Uranium Mining In Portugal: Legacy, Environmental Remediation and Radioactivity Monitoring. Uranium Mining Regulatory Exchange Group, UMREG Monograph. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA, A. LIBÂNIO, I. LOPES, G. FERRADOR, M.J. MADRUGA (2005). Radioactivity in Public Water Supplies in the Uranium Mining Regions in Portugal. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures*, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.41-51. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- EDM (2007). Relatório e Contas 2006. EDM, Empresa de Desenvolvimento Mineiro. Lisboa.
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J.RIBEIRO, et al. (2007). MinUrar-Minas de Uranio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (fevereiro 2007). Publ. INSA, INETI, ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E.CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2005). MinUrar-Minas de Uranio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico I (julho de 2005). Publ. INSA, INETI, ITN.(available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente.(MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions). Atas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 347-350. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- NERO, J.M., J.M. DIAS, A.J. TORRINHA, L.J. NEVES, J.A. TORRINHA (2005). Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities*

and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.145-158. International Atomic Energy Agency, Vienna.

OLIVEIRA, J.M., F.P. CARVALHO (2006). A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium, Thorium, Radium, Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). Czechoslovak Journal of Physics 56 (Suppl. D): 545-555.

PHAM M.K., SANCHEZ-CABEZA J.A., POVINEC P.P., ARNOLD D., BENMANSOUR M., BOJANOWSKI R., CARVALHO F.P., KIM C.K., ESPOSITO M., GASTAUD J., GASCÓ C.L., HAM G.J., HEDGE A.G., HOLM E., JASKIEROWICZ D., KANISCH G., LLAURADO M., LA ROSA, J., LEE S. H., LIONG WEE KWONG L., LE PETIT G., MARUO Y., NIELSEN S.P., OH J.S., OREGIONI B., PALOMARES J., PETTERSON H.B.L., RULIK P., RYAN T.P., SATO K., SCHIKOWSKI J., SKWARZEC B., SMEDLEY P.A., TAJAÁN S., VAJDA N., WYSE E. (2006). Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea). Applied Radiation and Isotopes 64: 1253-1259.

POVINEC, P.P., M. PHAM, G. BARCI-FUNEL, R. BOJANOWSKI, T. BOSKOVA, W. BURNETT, F.P. CARVALHO, ET AL. (2007). Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 273:383-393.

RICHTER, S, ALONSO, A., TRUYENS, J., KUHN, H., VERBRUGGEN, A., WELLUN, R. (2006). REIMEP18: Inter Laboratory Comparison for the Measurement of Uranium Isotopic Ratios in Nitric Acid Solution. European Commission, Joint Research Centre, EUR Report 22529, 28 pp.

SANTIAGO BAPTISTA A. (2005). The programme for remediation of contaminated sites: its regulation and follow-up in Portugal. Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.223-232. International Atomic Energy Agency, Vienna.

ANEXO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA

A UPSR procede anualmente à avaliação externa da qualidade dos resultados das análises participando em exercícios de intercomparação para a determinação da concentração de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais (aerossóis, águas, solos, leite, etc.). Estes exercícios são organizados normalmente por entidades internacionais, tais como: Organização Mundial de Saúde, Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), Comissão Europeia, etc.

Em 2011, no âmbito da vigilância radiológica ambiental a UPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Determinação de radionuclídeos em solos e água (IAEA-TEL2011-04 ALMERA), Áustria;*
- *Determinação de emissores gama em areia sintética (Nuclear Physical Laboratory), UK;*
- *Determinação de ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^{40}K em “wild bilberry” (Comissão Europeia, IRMM, Geel), Bélgica;*
- *Determinação da atividade alfa/beta, da concentração em ^3H e em radionuclídeos emissores gama e alfa em água (Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha;*

Os resultados da participação da UPSR em exercícios de intercomparação, comunicados informalmente (resultados preliminares) ou publicados em relatórios foram em geral aceitáveis e podem ser consultados nos seguintes documentos:

- Y. Spasova, U. Watjen, L. Benedik, M. Vasile, T. Altitzoglou, M. Beyermann. Evaluation of EC Comparison on the Determination of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{234}U and ^{238}U in Mineral Waters. JRC/IRMM, ISBN 978-92-79-19069-8, 2011.
- J. Meresova, U. Watjen, T. Altitzoglou. Evaluation of EC Interlaboratory Comparison on Radionuclides in Soil. JRC/IRMM, ISBN 978-92-79-25111-5, 2012.
- A. Harms, C. Gilligan. Environmental Radioactivity Proficiency Test Exercise 2011, NPL Report Draft, April 2012.
- C. Gásco, J.A. Trinidad, M. Llauradó. Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2011-2012. Evaluación de la Intercomparación Analítica de Radionucleidos en Muestras Ambientales, Campaña 2011-2012 (Agua). CSN/CIEMAT, Espanha, 2012.