

Relatório LPSR

Série A, nº 44/2018

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016)

Relatório LPSR-A, n°44/2018

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016)

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Alfredo Baptista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Irene Lopes
Joana Pereira
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Pedro Pereira
Yuriy Romanets

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Maio 2018

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: lpnr.secretariado@ctn.tecnico.ulisboa.pt
Pág. web: <http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/>

Ficha Técnica

| | |
|----------------|---|
| Título | Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016) |
| Autoria | <i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco, A. Baptista, A. R. Gomes, E. Andrade, I. Lopes, J. Pereira, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, M. Malta, M. Santos, M. Pereira, P. Pereira, Y. Romanets, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva</i> |
| Edição | Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica |
| Impressão | Eletrónica (pdf) |
| ISBN | 978-989-99833-1-1 |
| Depósito Legal | |
| Data da Edição | Maio 2018 |

***Nota importante:** os direitos de autor sobre este relatório são pertença do Instituto Superior Técnico. 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>Materiais e Métodos</i> | 14 |
| I.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 15 |
| I.2.2 Deposição Atmosférica | 18 |
| I.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 18 |
| I.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 19 |
| I.3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO | 26 |
| I.3.1 Rios | 26 |
| I.3.1.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 26 |
| Águas | 28 |
| Sedimentos | 28 |
| Plantas aquáticas | 28 |
| I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 29 |
| Águas | 29 |
| Sedimentos | 44 |
| Plantas aquáticas | 47 |
| I.3.2 Mar | 50 |
| I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i> | 50 |
| I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 50 |
| I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO | 53 |
| I.4.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 53 |
| I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 54 |
| I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR | 58 |
| I.5.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 58 |
| Componentes Individuais e Refeição Completa | 58 |
| Leite | 59 |
| I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 60 |
| Componentes Individuais e Refeição Completa | 60 |
| Leite | 65 |
| I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS | 69 |
| I.6.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 69 |
| I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 69 |
| I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL | 71 |
| I.7.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 71 |
| I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 72 |
| I.8 CONCLUSÕES | 74 |
| AGRADECIMENTOS | 75 |
| REFERÊNCIAS | 76 |

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

| | |
|--|-----|
| II.1 INTRODUÇÃO | 85 |
| II.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA | 87 |
| II.2.1 Aerossóis | 87 |
| II.2.1.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 87 |
| II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 87 |
| II.2.2 Deposição Atmosférica | 87 |
| II.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 87 |
| II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 87 |
| II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS | 89 |
| II.3.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 89 |
| II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 89 |
| II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL | 92 |
| II.4.1 <i>Detetores Ativos</i> | 92 |
| II.4.1.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 93 |
| II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 94 |
| II.4.2 <i>Detetores Passivos</i> | 94 |
| II.4.2.1 <i>Materiais e Métodos</i> | 94 |
| II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i> | 96 |
| II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE | 98 |
| II.5.1 <i>Descargas líquidas</i> | 98 |
| II.6 CONCLUSÕES | 99 |
| REFERÊNCIAS | 100 |

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

| | |
|---|-----|
| III.1 OBJETIVOS | 105 |
| III.1.1 <i>Introdução</i> | 105 |
| III.1.2 <i>Plano de monitorização executado em 2016</i> | 107 |
| III.2 MATERIAIS E MÉTODOS | 110 |
| III.2.1 <i>Amostragem</i> | 110 |
| III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i> | 111 |
| III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i> | 112 |
| III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 113 |
| III.4 CONCLUSÕES | 140 |
| REFERÊNCIAS | 142 |

| | |
|--|-----|
| ANEXO I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS | 147 |
|--|-----|

| | |
|----------------------------|-----|
| ANEXO II. GLOSSÁRIO | 149 |
|----------------------------|-----|

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2016)

Resumo

A vigilância radiológica do ambiente em Portugal (Decreto-Lei 138/2005 de 17 de agosto) é uma das obrigações legais do Instituto Superior Técnico (IST) e pretende dar cumprimento às recomendações estipuladas nos Artigos 35 e 36 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. Este estudo consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias diretas de contaminação para o Homem. Para a sua execução, analisaram-se amostras de aerossóis e de água da chuva, amostras de águas de superfície, de sedimentos e de plantas aquáticas provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e amostras de solos. Realizaram-se também medições contínuas da dose de radiação gama ambiental usando sondas gama (detetores ativos) e dosímetros integradores termoluminescentes (detetores passivos). A concentração de 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 por cintilação em meio líquido e medição beta por cintilação em meio líquido. As concentrações de atividade 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 do fundo radioativo natural 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 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

The surveillance of environmental radioactivity in Portugal (Decree-Law 138/2005 from August 17th) is one of the legal obligations of the Instituto Superior Técnico (IST) and intends to comply with the recommendations set forth in Articles 35 and 36 of the EURATOM Treaty. The environmental radioactivity surveillance, defined according to the country's 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 (CTN) and the other to the regions surrounding the former Uranium mines. This study 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 aquatic plants, drinking water, mixed diet, complete meals, milk and soils samples were analyzed. Automatic ambient dose rate monitoring (active detectors) and integrated measurements of the ambient dose with thermoluminescent dosimeters (passive dosimeters) were also performed.

The activity concentration of the artificial and natural radionuclides was determined using gamma spectrometry, alpha spectrometry, alpha/beta measurements by proportional counter and liquid scintillation and beta measurements by liquid scintillation. Results show that activity 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 natural 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 concluded that 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

No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, que institui a Comunidade Europeia de Energia Atómica, cada Estado Membro deverá *“providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioatividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como pelo cumprimento das normas de base em proteção radiológica”*.

O Artigo 36 do Tratado EURATOM requer que os resultados da monitorização sejam comunicados periodicamente à Comissão Europeia.

A recomendação 2000/473/EURATOM da Comissão sobre a aplicação do Artigo 36 descreve as normas específicas para a monitorização dos níveis de radioatividade no ambiente, tais como, a estrutura das redes de monitorização, o meio a amostrar, o tipo de amostras e medição, etc.

O Instituto Superior Técnico (IST) através do seu Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (LPSR), tem vindo a proceder à monitorização radiológica do ambiente em Portugal, conforme disposto no Decreto-Lei n.º 138/2005, 17 de agosto e dando cumprimento ao estabelecido nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM.

Os resultados da monitorização radiológica do ambiente no Continente e nas Regiões Autónomas da Madeira e Açores são publicados anualmente em relatórios internos (disponíveis em http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/docum/pt_bib_reltec.htm) e inseridos na base de dados europeia “Radioactivity Environmental Monitoring (REM)”, sediada no Joint Research Centre (JRC) em Ispra (Itália), através do Sistema de Submissão de Dados (REM Data Submission). Alguns desses dados são posteriormente publicados em relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009).

Neste relatório apresentam-se os resultados dos três programas (o programa a nível nacional, e os programas específicos para o Campus Tecnológico e Nuclear e para as regiões envolventes às antigas minas de Urânio) de monitorização radiológica ambiental em Portugal Continental e nas Regiões Autónomas (Madeira e Açores) referentes ao ano de 2016. Os resultados do programa específico para as regiões envolventes às antigas minas de Urânio serão publicados posteriormente, como anexo ao presente relatório.

O principal objetivo destes programas consiste na medição contínua e periódica de radionuclídeos naturais e artificiais, existentes em 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 ambiental.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Irene Lopes
Joana Pereira
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Yuriy Romanets

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

I. 1 INTRODUÇÃO

O principal objetivo da vigilância radiológica ambiental é monitorizar os níveis de radiação ambiental e detetar todas as alterações significativas na radioatividade a que o público está exposto, além de poder assegurar o cumprimento das normas básicas de segurança previstas para a proteção da saúde do público em geral, contra os perigos resultantes das radiações ionizantes. A execução regular de programas de vigilância radiológica também desenvolve e mantém competências e prontidão na resposta a situações de emergência radiológica.

O programa de monitorização radiológica ambiental a nível nacional, em curso no Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica, consiste de duas redes complementares, a rede dispersa e a rede densa (COM/473/EURATOM, 2000). 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 de atividade 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.

No rio Tejo, devido à existência de centrais nucleares no troço espanhol do rio, principalmente a Central Nuclear de Almaraz que está localizada a cerca de 100 km da fronteira portuguesa, definiu-se um programa de monitorização mais detalhado, que inclui um maior número de locais e maior frequência de amostragem, tipos de amostras (água, sedimentos e plantas aquáticas) 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.

Na seleção dos locais de amostragem para o leite considerou-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 ponto de amostragem uma cantina universitária da região de Lisboa, por ser um local 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 porque a água representa um bem vital para o Homem, podendo a sua ingestão vir a tornar-se uma via crítica, após um acidente nuclear e/ou em regiões de elevado fundo radiológico. 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.

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 em 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 e Faro. Escolheram-se também o Funchal e Ponta Delgada como locais representativos das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, respetivamente.

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 2016.

Nota 1: quando os valores obtidos para um dado radionuclido 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.

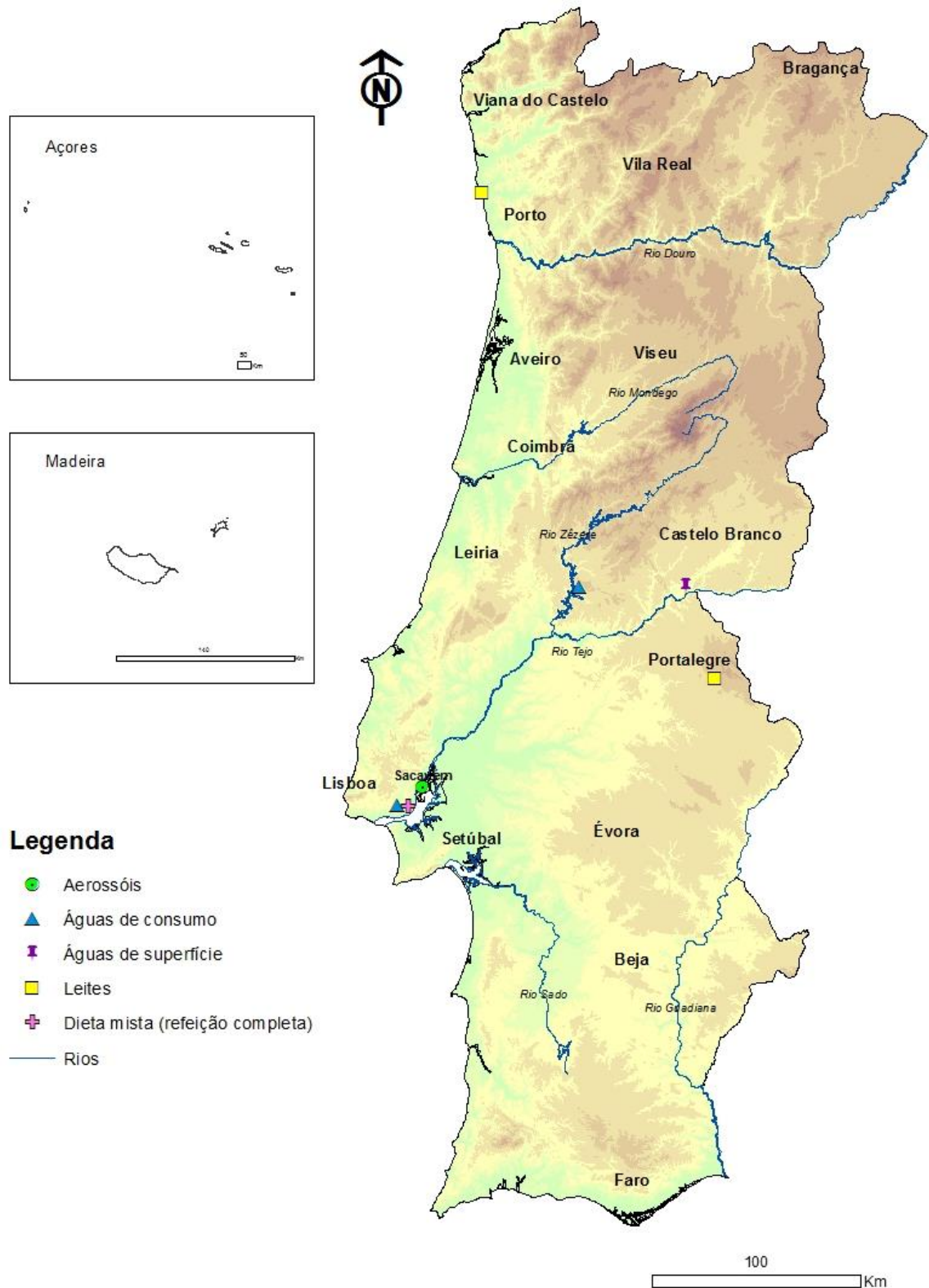


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa de Portugal Continental (as Regiões Autónomas não são consideradas nesta rede)

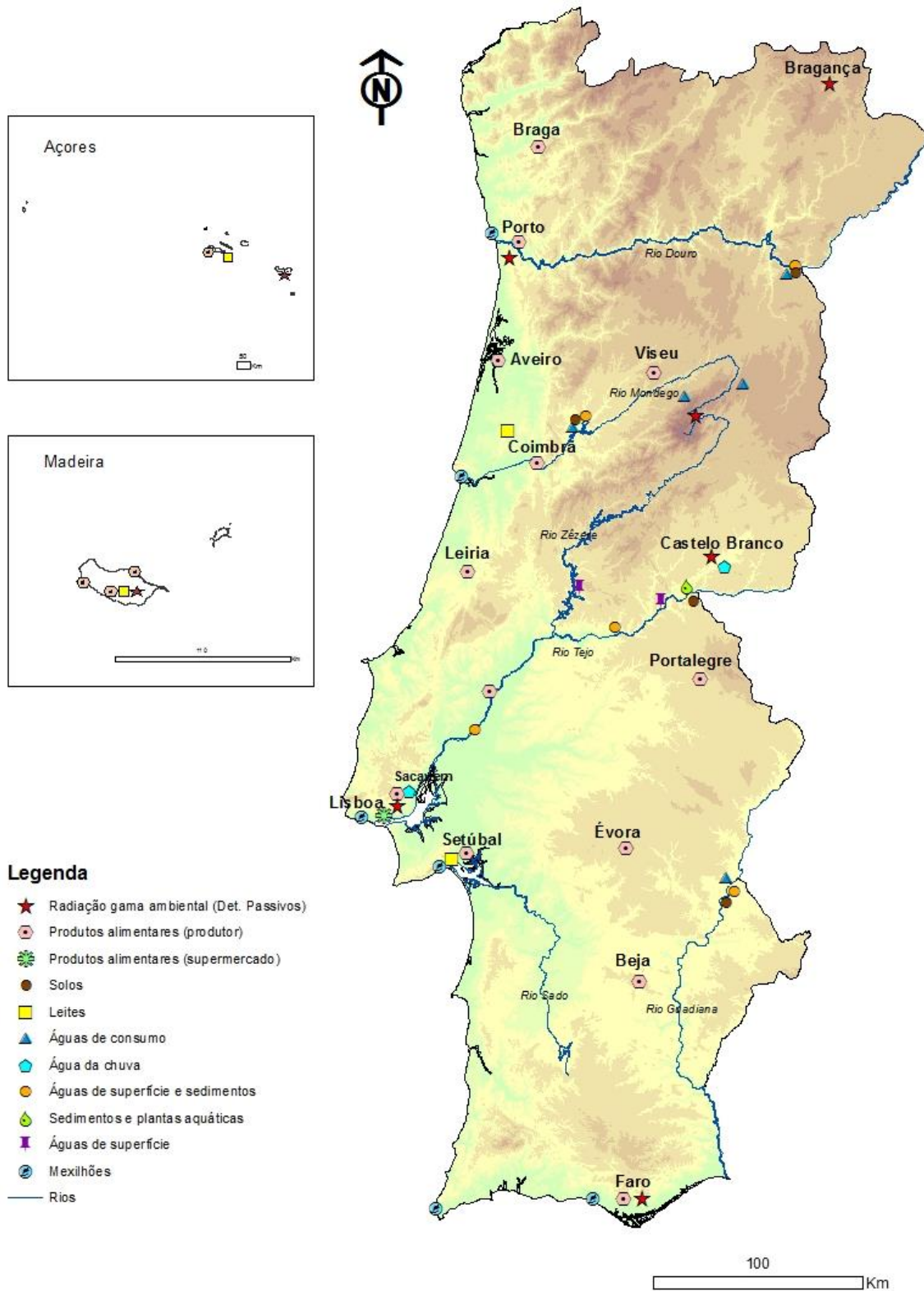


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa de Portugal Continental e nas Regiões Autónomas

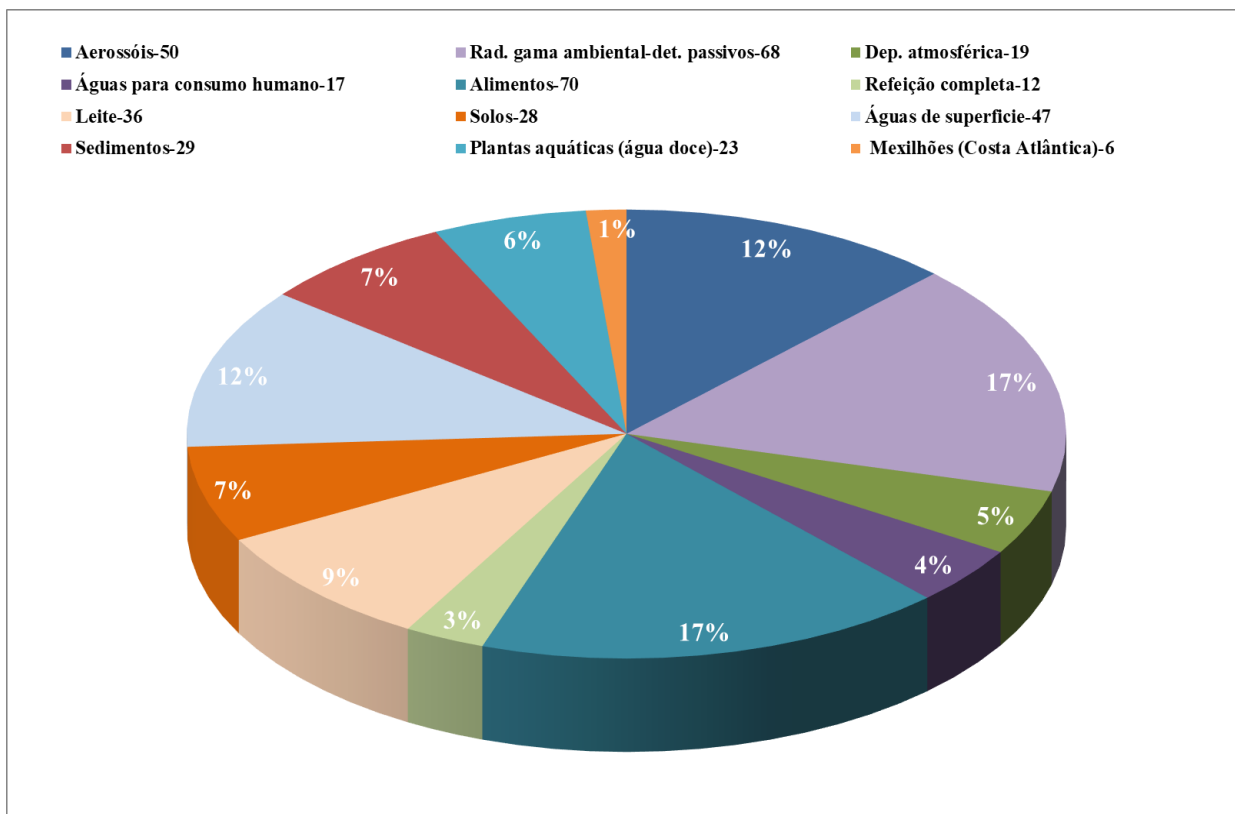


Figura I.3- Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

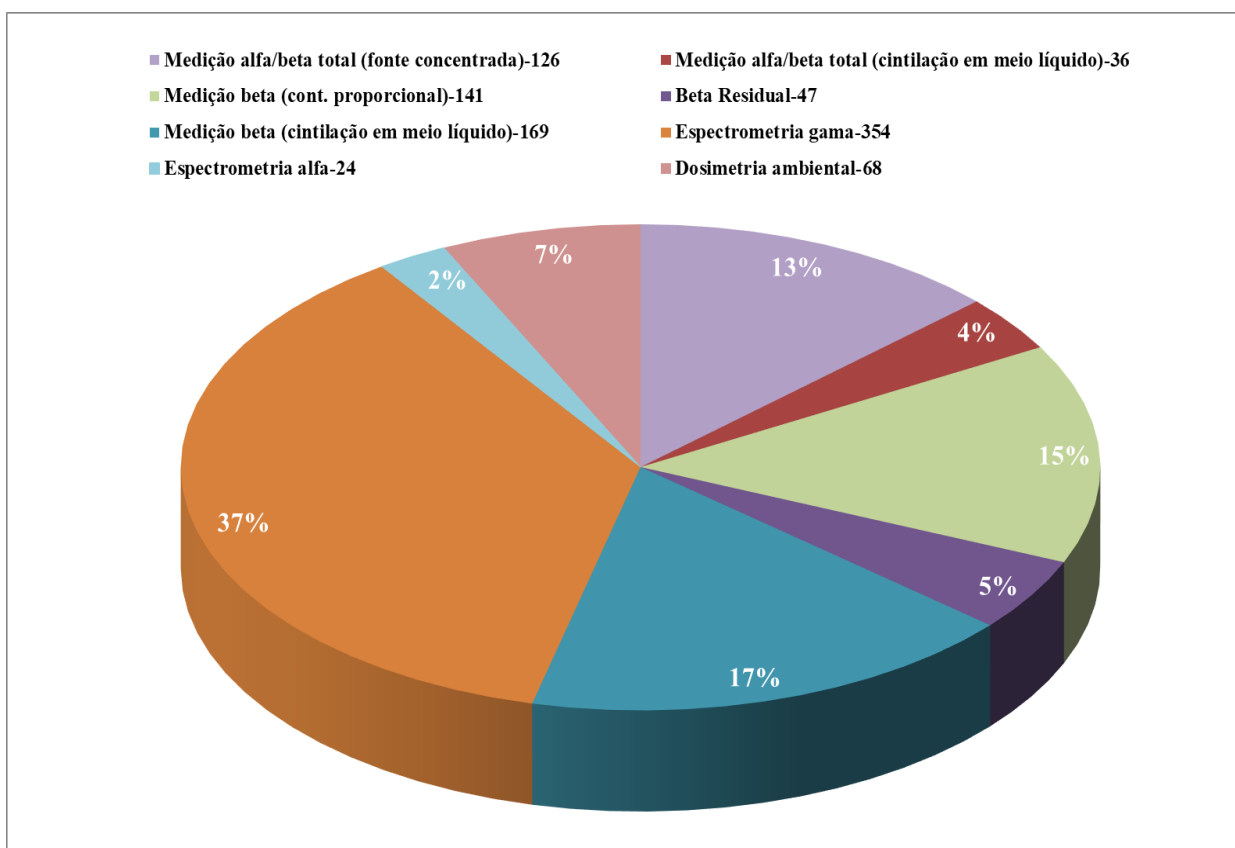


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

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 Materiais 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 Tecnológico e Nuclear em Sacavém (Figuras I.1 e I.5). 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 (NRA_PT_11) em detetor de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV) (Figura I.5). Os espectros resultantes são analisados com o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão certificadas, 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.



Figura I.5- Estação de amostragem contínua de aerossóis (tipo ASS-500) recolha e preparação dos filtros para medição por espectrometria gama (CTN, Sacavém)

1.2.1.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.1 apresentam-se os valores de concentração de atividade médios mensais e anuais para os radionuclídeos detetados em aerossóis e ainda as concentrações médias mensais de partículas totais em suspensão (PTS) para o ano de 2016. Na Figura I.6 representa-se a evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb e da concentração de partículas totais em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) para o período entre 2010 e 2016.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $11 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de janeiro) e $40 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de setembro).

A concentração de atividade média mensal em ^7Be variou entre $1,22 \pm 0,12 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,78 \pm 0,46 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $2,7 \pm 0,8 \text{ mBq m}^{-3}$. 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; Pan *et al.*, 2011; Dueñas *et al.*, 2011; Leppänen *et al.*, 2012). As concentrações de atividades médias mensais mais elevadas de ^7Be ocorreram em maio, julho e agosto, $3,44 \pm 0,40 \text{ mBq m}^{-3}$, $3,78 \pm 0,46 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,61 \pm 0,42 \text{ mBq m}^{-3}$, respetivamente, (Tabela I.1).

No caso do ^{210}Pb , a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,130 \pm 0,014 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,386 \pm 0,041 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,25 \pm 0,10$

mBq m⁻³, dentro da gama de valores reportados por outros autores (Abe *et al.*, 2010; Baskaran, 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

A evolução da concentração de atividade em ⁷Be e ²¹⁰Pb representada na Figura I.6 é idêntica à obtida para séries temporais entre 2001 e 2010 (Carvalho *et al.*, 2013), embora com valores médios ligeiramente inferiores: 3,08 mBq m⁻³ para o ⁷Be e 0,32 mBq m⁻³ para o ²¹⁰Pb, comparativamente aos valores de 3,47 mBq m⁻³ e 0,33 mBq m⁻³ obtidas, respetivamente, para o ⁷Be e para o ²¹⁰Pb na série temporal de 10 anos (2001-2010).

Relativamente à concentração de atividade em ¹³⁷Cs, apenas se registaram dois valores acima da atividade mínima detetável nos meses de fevereiro (0,32±0,16 µBq m⁻³) e agosto (0,41±0,24 µBq m⁻³), associados a concentrações de partículas totais em suspensão de 30 µg m⁻³ e 44 µg m⁻³, respetivamente, o que provavelmente se deveu a fenómenos de ressuspensão. De acordo com os Boletins Climatológicos mensais do IPMA, os dias em que se registaram ventos mais fortes em fevereiro e agosto de 2016, correspondem aos períodos de amostragem de aerossol em que foram detetados vestígios de ¹³⁷Cs em partículas de aerossol.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação o valor máximo de concentração de atividade registado para o ¹³⁷Cs: 0,41±0,24 µBq m⁻³. Com base neste pressuposto, a dose de radiação por inalação de ¹³⁷Cs não deverá exceder os 0,02 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 | 1,52 \pm 0,02 | <0,13 (a) | 0,179 \pm 0,007 | 11 |
| Fevereiro | 2,03 \pm 0,03 | 0,32 \pm 0,16 | 0,147 \pm 0,006 | 20 |
| Março | 2,78 \pm 0,35 | <0,19 (a) | 0,193 \pm 0,021 | 18 |
| Abril | 2,81 \pm 0,34 | <0,23 (a) | 0,130 \pm 0,014 | 19 |
| Maio | 3,44 \pm 0,40 | <0,23 (a) | 0,256 \pm 0,028 | 28 |
| Junho | 3,12 \pm 0,35 | <0,29 (a) | 0,204 \pm 0,021 | 23 |
| Julho | 3,78 \pm 0,46 | <0,26 (a) | 0,348 \pm 0,037 | 34 |
| Agosto | 3,61 \pm 0,42 | 0,41 \pm 0,24 | 0,379 \pm 0,040 | 34 |
| Setembro | 3,08 \pm 0,43 | <0,22 (a) | 0,386 \pm 0,041 | 40 |
| Outubro | 2,77 \pm 0,28 | <0,16 (a) | 0,380 \pm 0,041 | 19 |
| Novembro | 1,72 \pm 0,17 | <0,11 (a) | 0,192 \pm 0,021 | 13 |
| Dezembro | 1,22 \pm 0,12 | <0,16 (a) | 0,241 \pm 0,026 | 13 |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | 2,7\pm0,8 | <0,20 | 0,25\pm0,10 | 23\pm9 |

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

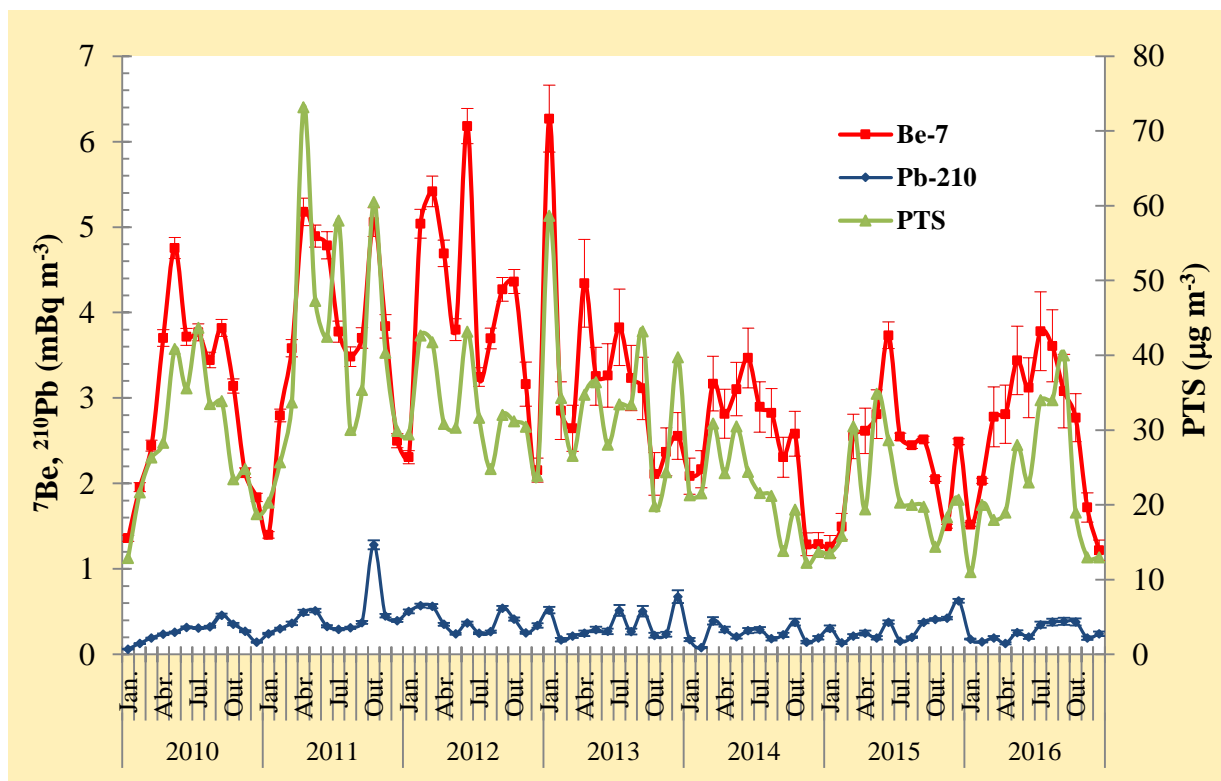


Figura I.6 - Evolução temporal da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m⁻³) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

I.2.2. Deposição Atmosférica

I.2.2.1 Materiais 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 lenta em placa elétrica) para a determinação dos radionuclídeos emissores gama (⁷Be, ¹³⁷Cs) e, posteriormente, para a determinação da concentração em ⁹⁰Sr por medição beta.

Para a análise por espectrometria gama (NRA_PT_11) 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 certificadas, contendo uma mistura de radionuclídeos (²¹⁰Pb, ²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ⁵⁷Co, ⁵¹Cr, ¹¹³Sn, ⁸⁵Sr, ¹³⁷Cs, ⁸⁸Y, ⁶⁰Co) 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 em águas não salinas – método por fonte concentrada (NRA_PT_01) – baseiam-se nas Normas ISO 9696 (2017) e ISO 9697 (2015), respetivamente. A medição de radioatividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β com um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (²⁴¹Am) e beta (⁴⁰K).

A determinação da concentração de atividade em ³H e ⁹⁰Sr foi efetuada recorrendo a análises específicas.

A metodologia para a determinação da radioatividade devida ao ³H baseou-se na Norma ISO 9698 (2010) com enriquecimento isotópico (Gomes *et al.*, 2017). 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 em meio líquido (Tri-Carb 3170 TR/SL, Packard) (Madruga *et al.*, 2009b).

Para o ⁹⁰Sr foi utilizada uma técnica radioquímica baseada em separações e purificações sucessivas da amostra, fixando-se o ⁹⁰Sr numa resina da EICHRON específica

para este radionuclido. As amostras foram medidas num 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 da concentração de atividade, A , dos diferentes radionuclidos 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 Português do Mar e da Atmosfera).

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 Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), 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 concentração de atividade, 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.7 e I.8 representam-se graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em atividade alfa e beta totais, ${}^7\text{Be}$ e ${}^3\text{H}$, bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2016 em Sacavém (779 mm) foi da mesma ordem de grandeza da precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (841 mm), ao contrário do que se tem verificado em anos anteriores. De registar que, apesar da precipitação total em Sacavém ter sido idêntica à observada em 2015, em Castelo Branco o valor praticamente duplicou comparativamente ao ano anterior (471 mm).

Os fluxos de deposição de atividade beta total (9 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (3 Bq m^{-2}) registados em Sacavém são semelhantes aos valores obtidos para Castelo Branco (10 Bq m^{-2} e 6 Bq m^{-2} , respetivamente). No caso do ${}^7\text{Be}$, o fluxo de deposição foi da mesma ordem de grandeza em Sacavém (97 Bq m^{-2}) e Castelo Branco (70 Bq m^{-2}), sendo ambos os valores ligeiramente superiores aos observados no ano anterior (55 Bq m^{-2} e 54 Bq m^{-2} , respetivamente). O ${}^3\text{H}$ registou um fluxo de deposição superior em Castelo Branco (69 Bq m^{-2}) comparativamente ao valor registado em Sacavém (25 Bq m^{-2}), sendo o valor para Sacavém significativamente inferior ao observado em 2015 (89 Bq m^{-2}).

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). No caso da atividade alfa total e atividade beta total, os fluxos de deposição são comparáveis aos reportados por outros autores (Dueñas et al., 2009).

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

| Data de Colheita | Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$ | | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$ |
|------------------|--|-------------|-------------|-------------|---------------|---------------|---|
| | 3H | 7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | <0,40 (a) | 0,156±0,042 | (f) | <0,0025 (d) | 0,0105±0,0014 | 0,0043±0,0018 | 0,0138±0,0080 |
| Fevereiro | <0,44 (a) | 0,115±0,042 | <0,0010 (c) | <0,0031 (d) | 0,0200±0,0029 | <0,0054 (e) | 0,0305±0,0090 |
| Março | <0,43 (a) | <0,077 (b) | (f) | <0,0053 (d) | 0,0314±0,0032 | 0,0119±0,0033 | 0,033±0,016 |
| Abril | <0,42 (a) | 0,132±0,037 | (g) | <0,0031 (d) | 0,0205±0,0023 | 0,0100±0,0031 | 0,0100±0,0062 |
| Maió | <0,37 (a) | 0,125±0,048 | <0,0012 (d) | <0,0038 (d) | (f) | (f) | 0,0234±0,0080 |
| Junho | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) |
| Julho | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) |
| Agosto | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) |
| Setembro | <0,42 (a) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | 0,0133±0,0062 |
| Outubro | 0,43±0,25 | 0,110±0,040 | <0,0013 (d) | <0,0023 (d) | 0,0183±0,0030 | 0,0083±0,0032 | 0,042±0,013 |
| Novembro | <0,45 (a) | 0,186±0,050 | <0,0010 (d) | <0,0029 (d) | 0,0089±0,0017 | 0,0044±0,0020 | 0,0155±0,0068 |
| Dezembro | <0,46 (a) | 0,082±0,031 | <0,0010 (d) | <0,0032 (d) | 0,0062±0,0014 | 0,0040±0,0016 | 0,0170±0,0068 |

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

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

| Data de Colheita | Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$ | | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$ |
|------------------|--|-------------|-------------|-------------|---------------|---------------|---|
| | 3H | 7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | <0,46 (a) | 0,126±0,042 | <0,0011 (c) | <0,0030 (d) | 0,0067±0,0016 | 0,0047±0,0018 | <0,013 (e) |
| Fevereiro | <0,43 (a) | 0,076±0,025 | <0,0011 (c) | <0,0031 (d) | 0,0275±0,0025 | 0,0192±0,0034 | 0,0131±0,0079 |
| Março | <0,44 (a) | 0,072±0,026 | <0,0012 (c) | <0,0022 (d) | 0,0145±0,0024 | 0,0094±0,0027 | 0,0159±0,0078 |
| Abril | <0,42 (a) | 0,178±0,035 | (f) | <0,0031 (d) | 0,0077±0,0021 | 0,0059±0,0024 | 0,0156±0,0064 |
| Maiο | 0,44±0,25 | 0,068±0,034 | <0,0011 (c) | <0,0034 (d) | (f) | (f) | 0,0134±0,0079 |
| Junho | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) |
| Julho | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) |
| Agosto | <0,42 (a) | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | 0,0211±0,0065 |
| Setembro | 0,94±0,30 | (f) | (f) | (f) | (f) | (f) | 0,067±0,022 |
| Outubro | <0,37 (a) | 0,063±0,039 | <0,0013 (c) | <0,0025 (d) | 0,0262±0,0038 | 0,0079±0,0028 | 0,0259±0,0066 |
| Novembro | <0,44 (a) | <0,048 (b) | <0,0011 (c) | <0,0032 (d) | 0,0119±0,0020 | 0,0103±0,0025 | 0,0326±0,0072 |
| Dezembro | <0,46 (a) | 0,132±0,039 | <0,0010 (c) | <0,0031 (d) | 0,0267±0,0028 | 0,0100±0,0024 | <0,011 (e) |

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

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

| Data de colheita | Precipitação* (mm) | 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 | 127,8 | (a) | 19,9±5,4 | (d) | (a) | 1,34±0,18 | 0,55±0,23 | 1,8±1,0 |
| Fevereiro | 77,3 | (a) | 8,9±3,2 | (a) | (a) | 1,55±0,22 | (a) | 2,36±0,70 |
| Março | 34,1 | (a) | (a) | (d) | (a) | 1,07±0,11 | 0,41±0,11 | 1,13±0,55 |
| Abril | 91,6 | (a) | 12,1±3,4 | (g) | (a) | 1,88±0,21 | 0,92±0,28 | 0,92±0,57 |
| Maiο | 133,4 | (a) | 16,7±6,4 | (a) | (a) | (d) | (d) | 3,1±1,1 |
| Junho | 1,4 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Julho | 0,0 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Agosto | 0,0 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Setembro | 14,0 | (a) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | 0,186±0,087 |
| Outubro | 57,9 | 25±14 | 6,4±2,3 | (a) | (a) | 1,06±0,17 | 0,48±0,19 | 2,43±0,75 |
| Novembro | 127,9 | (a) | 23,8±6,4 | (a) | (a) | 1,14±0,22 | 0,56±0,26 | 1,98±0,87 |
| Dezembro | 113,8 | (a) | 9,3±3,5 | (a) | (a) | 0,71±0,16 | 0,46±0,18 | 1,94±0,77 |

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); volume de amostra insuficiente para análise (d); perda de amostra durante a análise (g).

*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 $\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$ | | | | | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$ |
|------------------|--------------------|--------------|--|------------------|-------------------|------------|------------|---|
| | | | ^7Be | ^{90}Sr | ^{137}Cs | Beta total | Alfa total | Beta total |
| Janeiro | 107,8 | (a) | 13,6±4,5 | (a) | (a) | 0,72±0,17 | 0,51±0,19 | (a) |
| Fevereiro | 53,6 | (a) | 4,1±1,3 | (a) | (a) | 1,47±0,13 | 1,03±0,18 | 0,70±0,42 |
| Março | 42,5 | (a) | 3,1±1,1 | (a) | (a) | 0,62±0,10 | 0,40±0,12 | 0,68±0,33 |
| Abril | 153,2 | (a) | 27,3±5,4 | (a) | (a) | 1,18±0,32 | 0,90±0,37 | 2,39±0,98 |
| Mai | 133,0 | 59±33 | 9,0±4,5 | (a) | (a) | (d) | (d) | 1,8±1,1 |
| Junho | 1,5 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Julho | 15,3 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) |
| Agosto | 1,4 | (a) | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | 0,0295±0,0091 |
| Setembro | 10,6 | 10,0±3,2 | (d) | (d) | (d) | (d) | (d) | 0,71±0,23 |
| Outubro | 101,8 | (a) | 6,4±4,0 | (a) | (a) | 2,67±0,39 | 0,80±0,29 | 2,64±0,67 |
| Novembro | 173,1 | (a) | (a) | (a) | (a) | 2,06±0,35 | 1,78±0,43 | 5,6±1,2 |
| Dezembro | 46,7 | (a) | 6,2±1,8 | (a) | (a) | 1,25±0,13 | 0,47±0,11 | (a) |

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

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

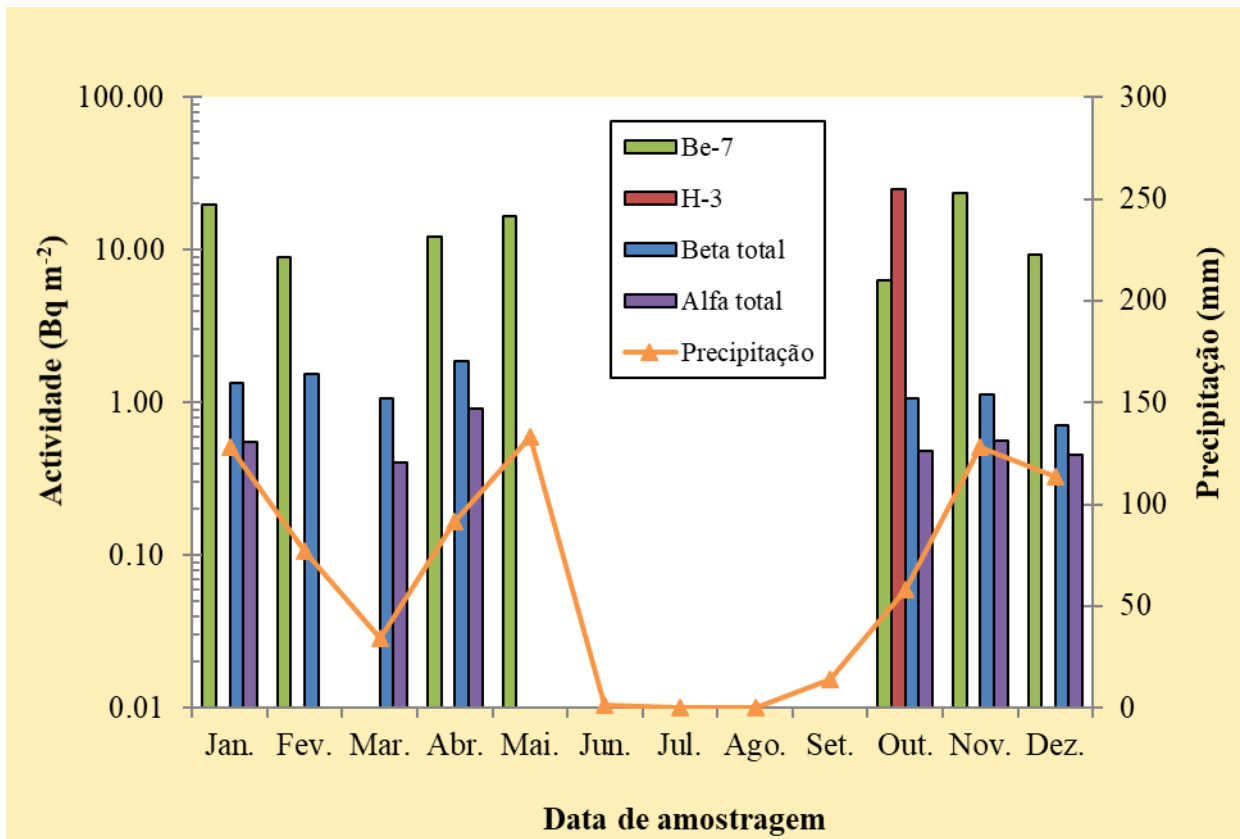


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

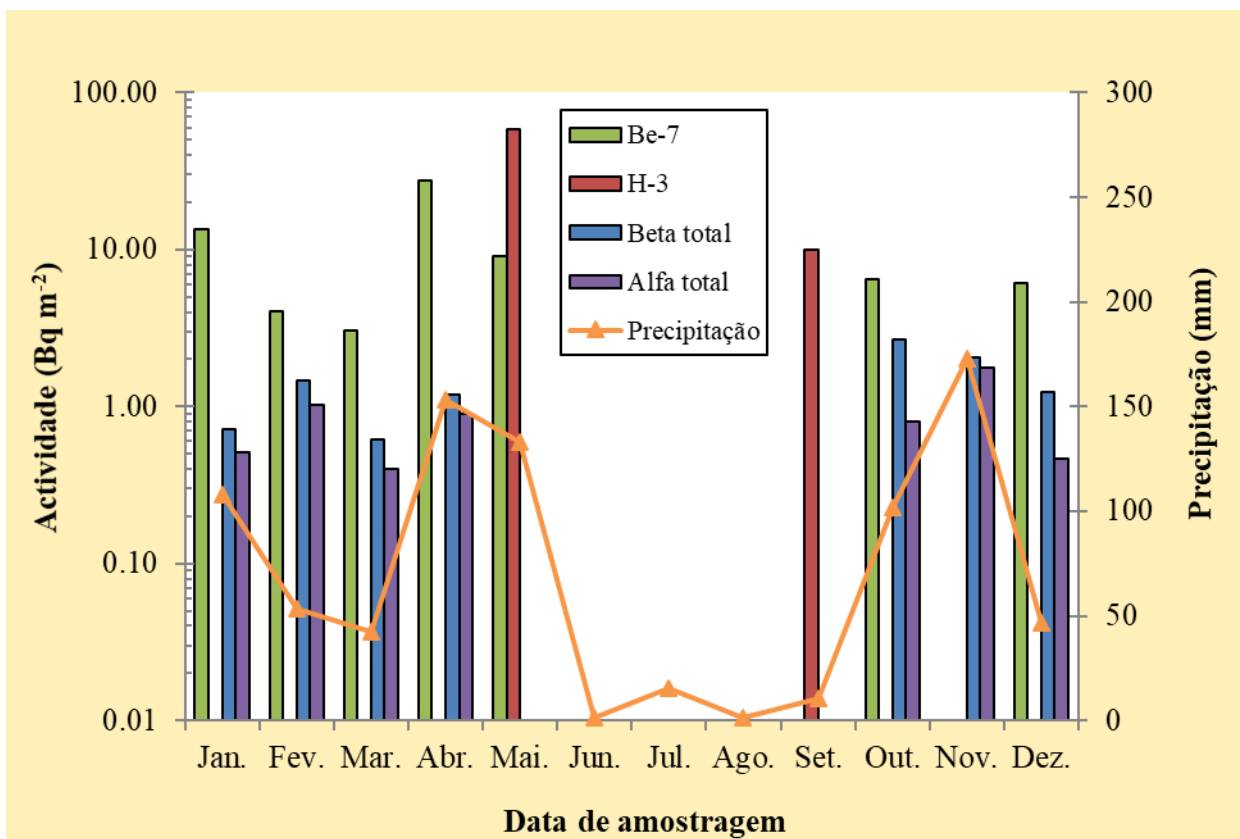


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

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. A determinação dos teores de radioatividade na vegetação aquática, dada a sua capacidade na fixação de elementos dispersos no ambiente, pode dar informação quantitativa consistente sobre as concentrações de radionuclídeos naturais e artificiais nos ecossistemas. 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 (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 e/ou após um acidente nuclear.

I.3.1.1 Materiais 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 em bidons de plástico, de acordo com as Normas ISO 5667-5 (1996), e devidamente identificadas.

A amostragem dos sedimentos foi efetuada por arrasto de fundo com o auxílio de um colhedor de sedimentos (cone de Berthois). As amostras foram transportadas para o laboratório em caixas de plástico devidamente identificadas.

As plantas aquáticas foram colhidas manualmente, com o auxílio de um ancinho, junto à margem e até uma profundidade máxima ao alcance do operador (~1,50 m de profundidade). As plantas emergentes (*Cyperus eragrostis*) foram arrancadas pelas raízes, desagregando-se com um ancinho o sedimento em que se inseriam, para facilitar a extração manual. As plantas submersas e fixas ao sedimento com rizomas ou raízes (*Potamogeton pectinatus*) foram extraídas por meio de arrasto do fundo com o ancinho. Todas as plantas recolhidas foram lavadas nas águas do rio para remoção de sedimentos agregados às raízes e rizomas e remoção de impurezas agregadas às partes foliares. No trajeto para o laboratório foram acondicionadas em sacos de plástico.

No rio Tejo (Figuras I.1, I.2 e I.9) 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, como este local de colheita se situa a montante de Fratel, sob a influência do regolho da albufeira de Fratel, considerou-se a utilização dos caudais horários afluentes a esta albufeira como indicativos dos caudais em Vila Velha de Ródão. Através do Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Portuguesa do Ambiente, foi possível a obtenção desses dados que se apresentam na Tabela I.6.



Figura I.9- Colheita de amostras de água, sedimentos e plantas aquáticas no Rio Tejo

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 ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$). Na água filtrada procedeu-se à determinação das atividades alfa total e beta total seguindo a metodologia para água não salinas – método por fonte concentrada (NRA_PT_01) baseada nas Normas ISO 9696 (2017) e ISO 9697 (2015) respetivamente. O ^{40}K , radionuclido de origem natural, existe em proporções elevadas no ambiente contribuindo em grande percentagem para a atividade beta total. A atividade beta residual (Gomes *et al.*, 2005) é obtida pela diferença entre a atividade beta total e a atividade em ^{40}K . Nas amostras de água filtrada, determinou-se a concentração em potássio por absorção atómica, a qual após conversão em ^{40}K , permitiu calcular a atividade beta residual.

Nas amostras de água filtrada, efetuaram-se ainda as determinações de concentração de atividade em ^{137}Cs , por espectrometria gama e, em ^{90}Sr e ^3H , por métodos radioquímicos, seguidos de medição beta. As metodologias utilizadas estão descritas em I.2.2.1.

Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a $110 \text{ }^\circ\text{C}$, desagregados e tamisados tendo-se recolhido para análise a fração de sedimento inferior a $63\mu\text{m}$ (silte/argila). Amostras representativas foram colocadas em caixa de Petri, devidamente seladas e, posteriormente, (após cerca de 30 dias, tempo necessário para o restabelecimento do equilíbrio secular entre todos os descendentes das famílias radioativas naturais) determinada a concentração de atividade dos radionuclidos por espectrometria gama (NRA_PT_11).

Plantas aquáticas

Em laboratório, as plantas foram lavadas abundantemente sob um fluxo de água da torneira, para remoção definitiva de sedimentos e de outros materiais considerados como impurezas. Nestes, incluíram-se pequenos organismos invertebrados que se mantiveram agregados às plantas e cuja remoção no próprio local de colheita nunca é totalmente conseguida. Em *C. eragrostis* fez-se a separação de raízes e partes aéreas para análises em separado. Os sedimentos foram removidos das raízes, após lavagem em água corrente, e no final procedeu-se à lavagem das plantas mergulhando-as em água destilada. O material vegetal foi picado com “*cutter*” ou tesoura e distribuído em lotes para pesagem, registando-se a massa antes e após secagem (72 h) em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$. O material seco foi homogeneizado num triturador e acondicionado em frascos de plástico devidamente selados para posterior (cerca de 30 dias, o tempo necessário para o restabelecimento do equilíbrio secular entre todos os descendentes das famílias radioativas naturais) determinação da concentração de atividade dos radionuclidos por espectrometria gama (NRA_PT_11).

I.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores da concentração de atividade, 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.7 a I.10, respetivamente.

No rio Tejo, verifica-se que os valores médios para as concentrações de atividade alfa total e beta total na água (matéria dissolvida) são $<33 \text{ mBq L}^{-1}$ e $110 \pm 18 \text{ mBq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e $<29 \text{ mBq L}^{-1}$ e $91 \pm 24 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada (Tabela I.8a) respetivamente. Na água do rio Tejo a contribuição da atividade em ^{40}K para a atividade beta total é bastante elevada (cerca de 100%) originando valores não quantificáveis de atividade beta residual. Isto significa que a atividade beta total é devida exclusivamente à atividade em ^{40}K . Os valores de atividade alfa total e beta total são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2017) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2011, 2013, 2014, 2015, 2017).

Os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.7a a I.10a). Os valores médios anuais de concentração de atividade em ^{90}Sr são inferiores a $1,63 \text{ mBq L}^{-1}$ e $1,77 \text{ mBq L}^{-1}$ 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 $3,01 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $3,02 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2017).

Os valores de concentração de atividade média anual, A , em ^3H no rio Tejo são $4,7 \pm 1,8 \text{ Bq L}^{-1}$ e $<3,01 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $3,22 \pm 0,78 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $6,10 \pm 0,63 \text{ Bq L}^{-1}$ (maio) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $1,76 \pm 0,34 \text{ Bq L}^{-1}$ (fevereiro) e $5,51 \pm 0,59 \text{ Bq L}^{-1}$ (maio) (Tabela I.10). No troço do rio Tejo, em Espanha, os valores de concentração de atividade em ^3H , variaram entre aproximadamente 5 Bq L^{-1} e 100 Bq L^{-1} nos anos 2011 a 2015 (Heredia *et al.*, 2013 a 2017).

Na Figura I.10 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em ^3H no rio Tejo, em V. Velha de Ródão e Valada do Ribatejo, durante os anos 2010 a 2016. Pode observar-se que, a atividade em ^3H tem vindo a variar ao longo dos meses e dos anos, em ambas as estações, sendo a variação mais acentuada em V. Velha de Ródão. Em 2015, a variação ao longo do ano foi bastante acentuada, em ambas as estações, tendo-se atingido o valor mais elevado nos meses de setembro/outubro. Em 2016, os valores medidos foram mais

baixos comparativamente com 2015 e apresentaram menor variação. A variação observada ao longo dos anos pode, contudo, estar relacionada com o normal funcionamento da Central Nuclear de Almaraz, localizada em Espanha, cujos efluentes são descarregados no rio Tejo e, com o sistema de descargas das barragens hídricas ao longo do rio Tejo. A análise do gráfico indica, em geral, valores de atividade em ^3H mais baixos em Valada, o que é de esperar, devido à diluição ao longo do rio.

Na Figura I.11, que representa a variação da concentração de atividade em ^3H com o valor do caudal do rio em V. Velha de Ródão durante os anos de 2014 a 2016, parece observar-se uma relação entre o valor do caudal do rio no momento de colheita da amostra de água e a respetiva concentração em ^3H . Por exemplo, em situações de caudal mais elevado a atividade em ^3H diminuiu, o que também já se vinha a observar em anos anteriores (2014 e 2015).

Nas Tabelas I.11 e I.11a estão expressos os valores da concentração em atividade, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (barragem de Castelo de Bode). O valor médio anual da concentração em atividade alfa total ($<6,1 \text{ mBq L}^{-1}$) e beta total ($33\pm 3,6 \text{ mBq L}^{-1}$) na matéria dissolvida é cerca de três vezes inferior ao valor medido no rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a). Tal como observado para o rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a) a atividade beta total é devida na quase totalidade à concentração em ^{40}K (Tabela I.11a).

Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr no rio Zêzere (Tabela I.11a) 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 radionuclidos está relacionada com a deposição atmosférica e não com o normal funcionamento das centrais nucleares espanholas existentes no rio Tejo (troço espanhol) uma vez que o rio Zêzere não está sujeito à influência dessas centrais. Os valores obtidos para a concentração de atividade em ^3H no rio Zêzere (Tabela I.11) situam-se entre $0,36 \text{ Bq L}^{-1}$ (valor de atividade mínima detetável) e $0,51\pm 0,27 \text{ Bq L}^{-1}$ sendo cerca de uma ordem de grandeza inferior aos observados para o rio Tejo. No rio Zêzere, contrariamente ao observado para o rio Tejo, os valores de concentração de atividade em ^3H têm-se mantido baixos e constantes ao longo dos anos (Figura I.12) indicando que este rio não foi influenciado por nenhuma fonte de origem antropogénica.

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores de concentração de atividade 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 as atividades alfa total e beta total, ^{137}Cs e ^{90}Sr são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo. Os valores de concentração em atividade em ^3H são inferiores aos medidos no rio Tejo e da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere, o que denota a influência no rio Tejo da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

Tabela I.6 – Valores do caudal afluyente à Barragem de Fratel, no rio Tejo, durante a colheita das amostras de água de superfície em Vila Velha de Ródão

| Data de colheita | Hora da colheita | Caudal afluyente m³ s⁻¹ |
|-------------------------|-------------------------|--|
| 28/01/2016 | 13h | 0 |
| 29/02/2016 | 13h | 146 |
| 28/03/2016 | 14h | 0,94 |
| 21/04/2016 | 13h | 291 |
| 23/05/2016 | 14h | 680 |
| 29/06/2016 | 14h | 273 |
| 25/07/2016 | 13h | 372 |
| 29/08/2016 | 14h | 632 |
| 28/09/2016 | 13h | 1 |
| 24/10/2016 | 13h | 509 |
| 24/11/2016 | 13h | 1 |
| 15/12/2016 | 13h | 999 |

Tabela I.7 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 | 1,89±0,37 | 1,8±0,3 | <0,013 (b) |
| Fevereiro | 5,71±0,61 | 0,9±0,3 | <0,012 (b) |
| Março | 5,45±0,61 | 5,1±0,3 | 0,0114±0,0062 |
| Abril | 6,5± 0,68 | 1,4±0,3 | <0,0099 (b) |
| Maiο | 6,21±0,64 | 1,7±0,3 | <0,013 (b) |
| Junho | 7,27±0,74 | 1,0±0,3 | <0,011 (b) |
| Julho | 5,66±0,61 | 2,0±0,3 | <0,011 (b) |
| Agosto | 4,32±0,51 | 3,2±0,3 | <0,010 (b) |
| Setembro | 4,53±0,52 | 2,6±0,3 | 0,0147±0,0063 |
| Outubro | 3,51±0,46 | 2,0±0,3 | 0,0153±0,0063 |
| Novembro | 3,04±0,41 | 1,7±0,3 | 0,0161±0,0068 |
| Dezembro | 1,78±0,36 | (a) | <0,011 (b) |
| Média ± σ | 4,7±1,8 (n=12) | 2,1±1,2 (n=11) | <0,012 (n=12) |

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a); Atividade mínima detetável em beta total (b).

Tabela I.7a - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K 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 | Alfa Total | Beta Total | ^{40}K | Beta Residual |
|------------------------------------|--|--|---------------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------|
| Janeiro | 201,5±0,3 | 2,80±0,28 | <3,46 (a) | 2,02±0,54 | 24±13 | 88±12 | 77,5±7,8 | (e) |
| Fevereiro | 219,7±0,3 | 3,10±0,31 | <3,37 (a) | 1,69±0,58 | 27±16 | 99±13 | 85,8±8,6 | (e) |
| Março | 261,8±0,3 | 3,40±0,34 | <3,09 (a) | 2,00±0,81 | 26±16 | 110±15 | 94,1±9,5 | (e) |
| Abril | 226,0±0,3 | 3,30±0,33 | <3,02 (a) | (d) | <17 (c) | 88±13 | 91,4±9,2 | (e) |
| Mai | 210,8±0,3 | 3,30±0,33 | <3,13 (a) | 1,46±0,50 | 18±12 | 89±12 | 91,0±9,2 | (e) |
| Junho | 366,4±0,3 | 3,60±0,36 | <3,38 (a) | <1,22 (b) | 33±20 | 113±19 | 100±10 | (e) |
| Julho | 330,9±0,3 | 3,80±0,38 | <3,23 (a) | 0,99±0,54 | 55±24 | 111±18 | 105±11 | (e) |
| Agosto | 396,6±0,3 | 4,00±0,40 | <2,43 (a) | 1,64±0,89 | 34±25 | 112±22 | 111±11 | (e) |
| Setembro | 370,3±0,3 | 4,30±0,43 | <2,79 (a) | 1,68±0,86 | 31±20 | 116±20 | 119±12 | (e) |
| Outubro | 400,4±0,3 | 4,60±0,46 | <2,43 (a) | <0,86 (b) | 66±28 | 148±22 | 127±13 | (e) |
| Novembro | 342,0±0,3 | 4,60±0,46 | <2,60 (a) | 1,62±0,82 | 42±22 | 131±19 | 127±13 | (e) |
| Dezembro | 224,1±0,3 | 3,70±0,37 | <3,20 (a) | 2,77±0,65 | 21±15 | 110±14 | 102±10 | (e) |
| Média ± σ | 295,9±78,7 (n=12) | 3,71±0,58 (n=12) | <3,01 (n=12) | <1,63 (n=11) | <33 (n=12) | 110±18 (n=12) | 103±16 (n=12) | - |

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

Tabela I.8 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 | <0,45 (a) | 1,6 \pm 0,3 | <0,013 (b) |
| Fevereiro | 1,32 \pm 0,34 | 3,7 \pm 0,3 | <0,012 (b) |
| Março | 2,20 \pm 0,39 | 1,2 \pm 0,3 | <0,0098 (b) |
| Abril | 3,59 \pm 0,47 | 1,6 \pm 0,3 | <0,0099 (b) |
| Mai | 4,59 \pm 0,52 | 2,0 \pm 0,3 | <0,013 (b) |
| Junho | 4,82 \pm 0,56 | 1,4 \pm 0,3 | <0,011 (b) |
| Julho | 5,28 \pm 0,59 | 3,1 \pm 0,3 | <0,011 (b) |
| Agosto | 4,40 \pm 0,52 | 6,5 \pm 0,3 | 0,0125 \pm 0,0063 |
| Setembro | 2,36 \pm 0,38 | 2,1 \pm 0,3 | 0,0126 \pm 0,0062 |
| Outubro | 3,01 \pm 0,42 | 1,5 \pm 0,3 | 0,0128 \pm 0,0062 |
| Novembro | 2,49 \pm 0,38 | 3,4 \pm 0,3 | 0,0137 \pm 0,0068 |
| Dezembro | 1,58 \pm 0,34 | 0,6 \pm 0,3 | <0,011 (b) |
| Média $\pm \sigma$ (n=12) | <3,01 | 2,4\pm1,6 | <0,012 |

Atividade mínima detetável em trítio (a); Atividade mínima detetável em atividade beta total (b).

Tabela I.8a - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K 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 | Alfa Total | Beta Total | ^{40}K | Beta Residual |
|------------------------------------|--|--|---------------------------|--------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|---------------|
| Janeiro | 195,9±0,3 | 2,20±0,22 | <3,70 (a) | 1,81±0,56 | <15 (c) | 73±11 | 60,9±6,1 | (f) |
| Fevereiro | 180,8±0,3 | 1,70±0,17 | <3,49 (a) | 2,96±0,72 | 34±15 | 63±10 | 47,1±4,7 | 16±11 |
| Março | 215,1±0,3 | 2,30±0,23 | <3,38 (a) | 1,93±0,72 | 27±14 | 79±12 | 63,7±6,4 | 15±14 |
| Abril | 206,2±0,3 | 2,60±0,26 | <3,22 (a) | (d) | 17±12 | 69±12 | 72,0±7,2 | (f) |
| Mai | 183,9±0,3 | 2,70±0,27 | <3,21 (a) | (d) | 14±10 | 67±10 | 74,8±7,5 | (f) |
| Junho | 252,6±0,3 | 3,30±0,33 | <3,21 (a) | (e) | 56±20 | 94±14 | 91,4±9,2 | (f) |
| Julho | 312,7±0,3 | 4,20±0,42 | <3,03 (a) | 2,28±0,77 | 30±19 | 100±16 | 116±12 | (f) |
| Agosto | 280,3±0,3 | 3,70±0,37 | <2,38 (a) | 1,78±0,99 | <24 (c) | 109±17 | 102±10 | (f) |
| Setembro | 228,7±0,3 | 3,00±0,30 | <2,52 (a) | 1,46±0,47 | 25±13 | 88±13 | 83,1±8,4 | (f) |
| Outubro | 394,6±0,3 | 4,60±0,46 | <2,57 (a) | 1,22±0,58 | 49±25 | 150±22 | 127±13 | (f) |
| Novembro | 298,0±0,3 | 3,90±0,39 | <2,50 (a) | 1,42±0,61 | 30±18 | 97±16 | 108±11 | (f) |
| Dezembro | 225,8 ± 0,3 | 3,50±0,35 | <2,97 (a) | <1,08 (b) | 25±15 | 98±13 | 97±10 | (f) |
| Média ± σ | 248±63 (n=12) | 3,14±0,88 (n=12) | <3,02 (n=12) | <1,77 (n=9) | <29 (n=12) | 91±24 (n=12) | 87±24 (n=12) | - |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b) e atividade alfa total (c); Perda de amostra durante a análise (d); Volume de amostra <30 L (e); Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (f).

Tabela I.9 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 | 3,93±0,49 | (a) | <0,012 (b) |
| Mai | 6,10±0,63 | 1,7±0,3 | <0,013 (b) |
| Agosto | 4,18±0,50 | 4,1±0,3 | 0,0219±0,0066 |
| Novembro | 3,22±0,78 | 1,8±0,3 | 0,0205±0,0069 |

Tabela I.10 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 | 1,76±0,34 | 1,1±0,3 | <0,010 (b) |
| Mai | 5,51±0,59 | 1,2±0,3 | <0,013 (b) |
| Agosto | 3,14±0,43 | 4,5±0,3 | <0,010 (b) |
| Novembro | 3,62±0,45 | 1,6±0,3 | 0,0149±0,0068 |

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a); Atividade mínima detetável em atividade beta total (b).

Tabela I.9a – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, alfa total, beta total, ⁴⁰K 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 | Alfa Total | Beta Total | ⁴⁰ K | Beta Residual |
|------------------|---|---|-------------------|------------------|------------|------------|-----------------|---------------|
| Fevereiro | 165,5±0,3 | 2,50±0,25 | <3,21 (a) | 3,22±0,77 | 26±13 | 88±11 | 69,2±7,0 | 19±13 |
| Mai | 219,8±0,3 | 3,40±0,34 | <3,29 (a) | 1,52±0,54 | 20±13 | 89±12 | 94,0±9,5 | (d) |
| Agosto | 312,5±0,3 | 3,90±0,39 | <2,33 (a) | 1,19±0,50 | 34±21 | 100±18 | 108±11 | (d) |
| Novembro | 425,5±0,3 | 4,70±0,47 | <3,13 (a) | 2,74±0,71 | <33 (c) | 162±25 | 130±13 | 32±28 |

Tabela I.10a – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, alfa total, beta total, ⁴⁰K 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 | Alfa Total | Beta Total | ⁴⁰ K | Beta Residual |
|------------------|---|---|-------------------|------------------|------------|------------|-----------------|---------------|
| Fevereiro | 104,9±0,3 | 1,60±0,16 | <3,40 (a) | 1,79±0,57 | 11,4±7,8 | 48,7±7,2 | 44,3±4,5 | (d) |
| Mai | 271,6±0,3 | 3,20±0,32 | <3,18 (a) | 1,16±0,40 | <21 (c) | 104±16 | 88,6±8,9 | (d) |
| Agosto | 206,1±0,3 | 2,80±0,28 | <2,22 (a) | 1,81±0,79 | <18 (c) | 84±13 | 77,5±7,8 | (d) |
| Novembro | 369,10,3 | 4,80±0,48 | <2,30 (a) | <1,24 (b) | 51±25 | 147±21 | 133±13 | (d) |

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

Tabela I.11 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 | <0,45 (a) | 1,0±0,3 | <0,011 (c) |
| Fevereiro | <0,42 (a) | (b) | <0,010 (c) |
| Março | <0,45 (a) | 2,3±0,3 | <0,0082 (c) |
| Abril | <0,43 (a) | 0,9±0,3 | <0,0083 (c) |
| Maió | <0,36 (a) | 2,3±0,3 | <0,013 (c) |
| Junho | <0,45 (a) | 1,4±0,3 | <0,0094 (c) |
| Julho | <0,42 (a) | 2,1±0,3 | <0,0088 (c) |
| Agosto | 0,51±0,27 | 3,0±0,3 | <0,0084 (c) |
| Setembro | <0,42 (a) | 0,9±0,3 | <0,0082 (c) |
| Outubro | <0,43 (a) | 1,7±0,3 | 0,0120±0,0052 |
| Novembro | 0,45±0,26 | 1,2±0,3 | 0,0117±0,0057 |
| Dezembro | <0,45 (a) | (b) | <0,0090 (c) |
| Média ± σ | <0,44 (n=12) | 1,7±0,7 (n=10) | <0,0098 (n=12) |

Atividade mínima detetável em 3H (a); Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b); Atividade mínima detetável em atividade beta total (c).

Tabela I.11a – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($mBq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K 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 | 50,6±0,3 | 1,00±0,10 | <3,20 (b) | 1,08±0,45 | <4,1 (d) | 26,7±3,3 | 27,7±2,8 | (g) |
| Fevereiro | 51,9±0,3 | 1,10±0,11 | <3,35 (b) | 1,88±0,60 | 5,7±3,7 | 35,8±3,8 | 30,5±3,1 | 6,0±5,0 |
| Março | 45,1±0,3 | 1,20±0,12 | <3,19 (b) | 1,45±0,70 | 5,1±3,3 | 30,5±3,6 | 33,2±3,3 | (g) |
| Abril | 47,1±0,3 | <1,00 (a) | <2,21 (b) | (e) | <6,0 (d) | 28,5±3,4 | (f) | (f) |
| Maió | 49,7±0,3 | <1,00 (a) | <3,07 (b) | 1,40±0,55 | 11,2±4,1 | 30,9±3,3 | (f) | (f) |
| Junho | 47,6±0,3 | 1,00±0,10 | <3,17 (b) | <1,48 (c) | 3,8±2,6 | 33,1±3,3 | 27,7±2,8 | 5,0±4,0 |
| Julho | 50,1±0,3 | 1,10±0,11 | <3,60 (b) | <1,40 (c) | 6,8±3,4 | 33,2±3,7 | 30,5±3,1 | (g) |
| Agosto | 51,5±0,3 | 1,03±0,13 | <3,04 (b) | 1,22±0,70 | 6,7±3,5 | 39,6±3,6 | 36,0±3,6 | (g) |
| Setembro | 54,0±0,3 | 1,10±0,11 | <2,66 (b) | 1,00±0,45 | <3,4 (d) | 34,3±3,6 | 30,± 3,1 | (g) |
| Outubro | 50,8±0,3 | 1,10±0,11 | <2,53 (b) | 1,51±0,56 | 7,2±3,4 | 37,6±3,6 | 30,5±3,1 | 8,0±5,0 |
| Novembro | 55,3±0,3 | <1,00 (a) | <2,59 (b) | 2,22±0,70 | 7,8±3,8 | 33,3±3,7 | (f) | (f) |
| Dezembro | 52,8±0,3 | <1,00 (a) | <3,20 (b) | 1,83±0,69 | <4,8 (d) | 32,5±3,9 | (f) | (f) |
| Média ± σ | 50,5±2,9 (n=12) | <1,05 (n=12) | <2,98 (n=12) | <1,47 (n=11) | <6,1 (n=12) | 33,0±3,6 (n=12) | 30,9±3,0 (n=8) | - |

Limite de deteção (a); Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (b), ^{90}Sr (c) e atividade alfa total (d); Perda de amostra durante a análise (e); Não foi possível calcular porque a $[K^+]$ < LD (f); Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (g).

Tabela I.12 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e 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 Colheita | 3H | Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$ | |
|---|-----------|---|-------------|
| | | Concentração $mg L^{-1}$ | Beta Total |
| Rio Guadiana <i>(Barragem de Alqueva)</i> | <0,44 (a) | 1,3±0,3 | <0,0083 (b) |
| Rio Mondego <i>(Barragem da Aguieira)</i> | <0,44 (a) | 1,0±0,3 | <0,011 (b) |
| Rio Douro <i>(Barragem do Pocinho)</i> | <0,45 (a) | 1,1±0,3 | <0,011 (b) |

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

Tabela I.12a - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K 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 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 |
|--|---|---|-------------------|------------------|----------------|----------------|-----------------|---------------|
| Rio Guadiana (Barragem de Alqueva) | 303,0 \pm 0,3 | 6,00 \pm 0,60 | <3,21 (a) | (c) | 52 \pm 22 | 154 \pm 19 | 166 \pm 17 | (d) |
| Rio Mondego (Barragem da Aguieira) | 44,5 \pm 0,3 | 1,40 \pm 0,14 | <3,57 (a) | <1,32 (b) | 21,6 \pm 7,3 | 44,2 \pm 7,2 | 38,8 \pm 3,9 | (d) |
| Rio Douro (Barragem do Pocinho) | 189,9 \pm 0,3 | 1,9 \pm 0,19 | <3,03 (a) | <1,28 (b) | 40 \pm 15 | 73 \pm 10 | 52,6 \pm 5,3 | 20 \pm 11 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b); Perda de amostra durante a análise (c); Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (d).

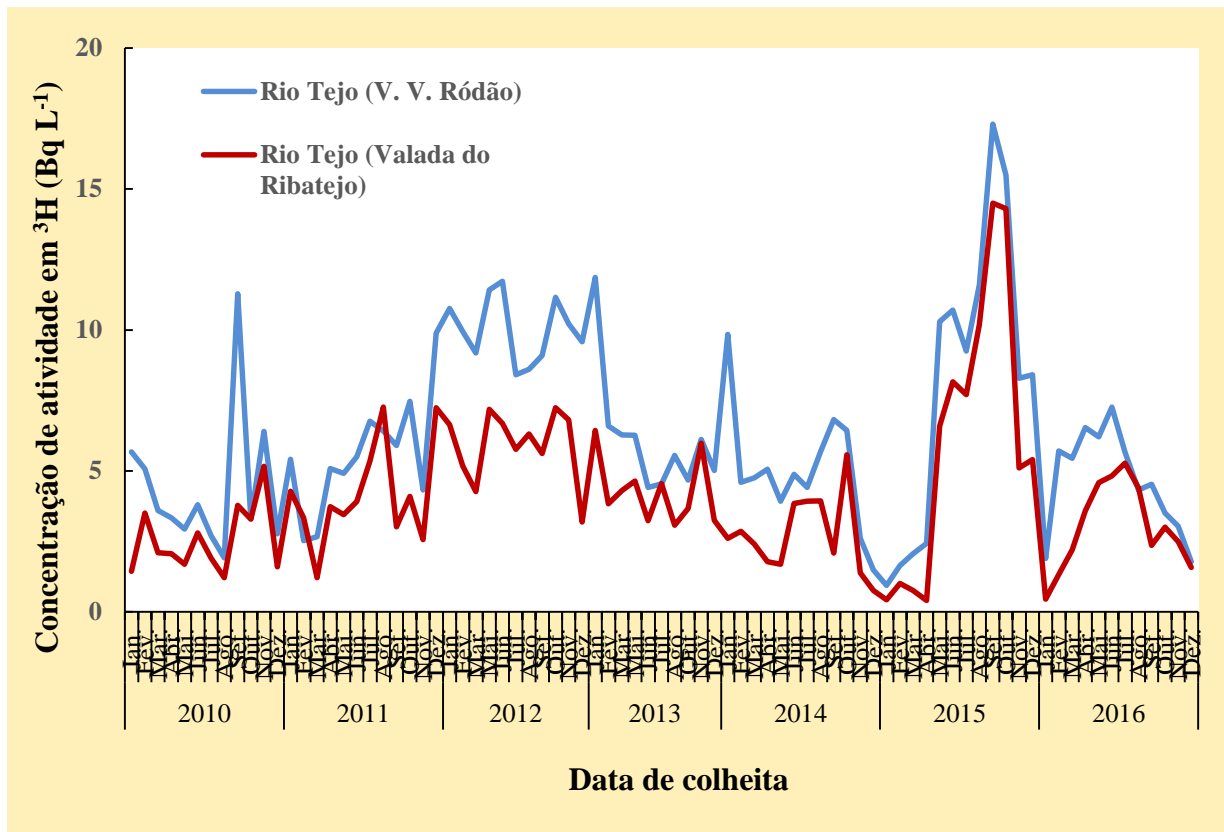


Figura I.10 - Evolução da concentração de atividade em ³H (Bq L⁻¹) no Rio Tejo (Vila Velha de Ródão e Valada do Ribatejo), durante os anos 2010 a 2016

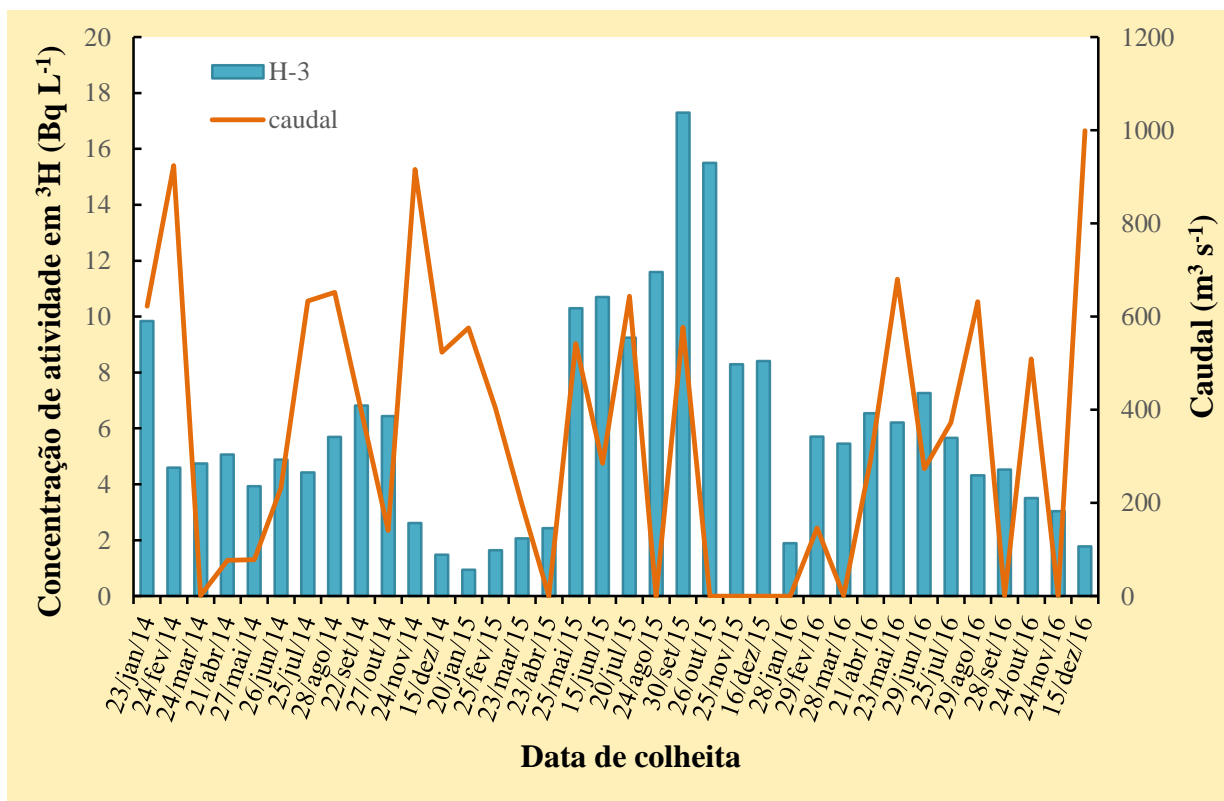


Figura I.11 - Evolução da concentração de atividade em ³H (Bq L⁻¹) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo) durante os anos 2014 a 2016

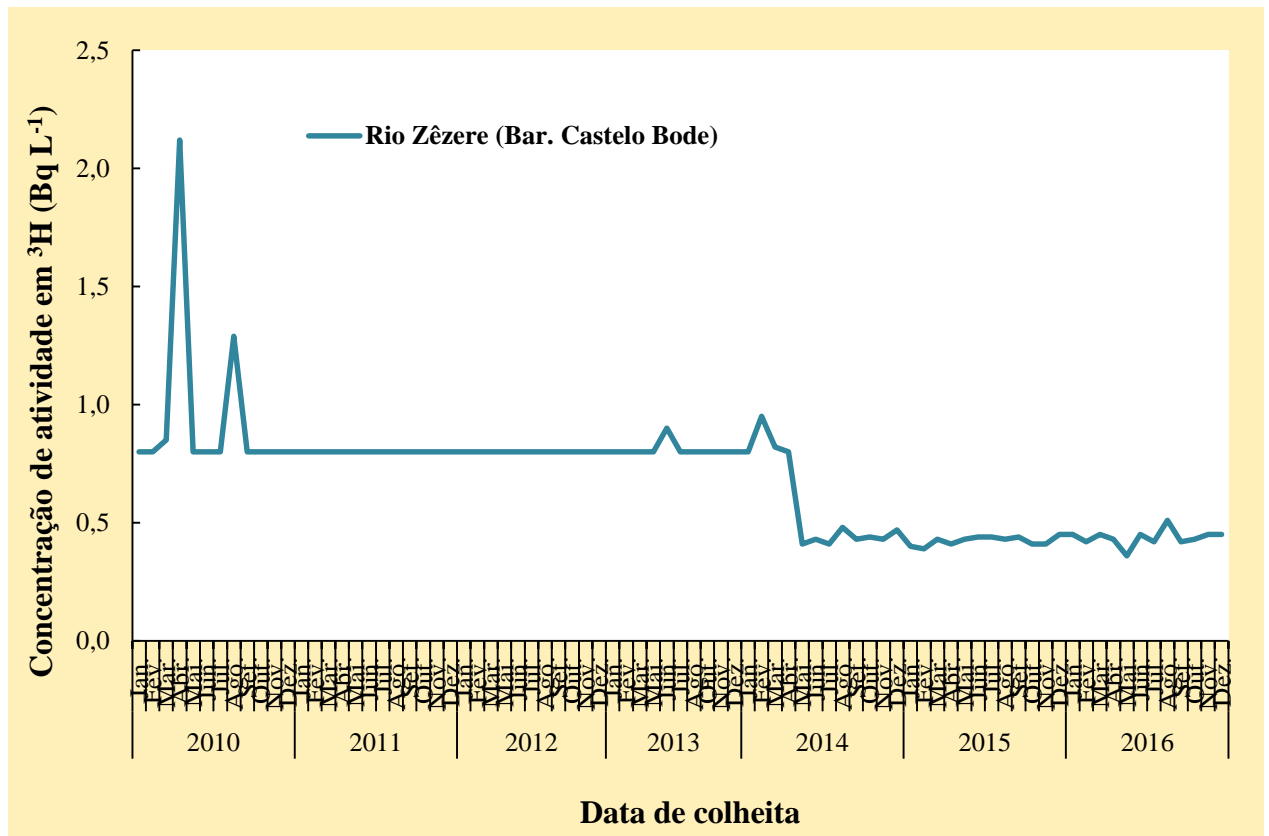


Figura I.12 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L $^{-1}$) no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode) durante os anos 2010 a 2016

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores de concentração de atividade, A, (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos detetados na fração silte/argila ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) em sedimentos colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada do Ribatejo e na barragem de Belver.

Em V. Velha de Ródão, os valores da concentração de atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra na fração silte/argila apresentam uma grande dispersão variando entre $59,5 \pm 7,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $253 \pm 13 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $45,5 \pm 5,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $192 \pm 17 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A concentração de atividade em ^{40}K apresenta uma menor dispersão variando entre $571 \pm 76 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $791 \pm 69 \text{ Bq kg}^{-1}$. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $3,6 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das concentrações de atividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos, na mesma fração granulométrica ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$), em sedimentos colhidos em Valada do Ribatejo (Tabela I.14) e na barragem de Belver (Tabela I.15) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão.

Constata-se que, em termos de valores médios, a razão entre as concentrações de atividade $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 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 consequentemente menor mobilidade geoquímica do ^{232}Th relativamente ao ^{238}U .

Os valores da concentração de atividade dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o rio Tejo.

Em geral, 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 a 2017).

Tabela I.13 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama, na fração silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) em sedimentos colhidos no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|---|---------------|---------------|---------------|----------------|---------------|
| Janeiro | <16 (a) | 253±13 | 166,1±8,5 | <3,6 (a) | 719±73 |
| Fevereiro | <20 (a) | 102,8±6,9 | 76,9±8,6 | 4,28±0,95 | 761±78 |
| Março | <13 (a) | 137,5±7,7 | 94,6±5,2 | <2,5 (a) | 791±69 |
| Abril | <13 (a) | 134,2±7,6 | 99,4±5,6 | <2,9 (a) | 784±70 |
| Maiο | <26 (a) | 181±11 | 139±11 | <4,7 (a) | 571±76 |
| Junho | <22 (a) | 237±23 | 192±17 | <4,3 (a) | 587±70 |
| Julho | 8,7±5,3 | 59,5±7,7 | 45,5±5,6 | <2,3 (a) | 714±62 |
| Agosto | <17 (a) | 234±21 | 153±13 | <5,2 (a) | 742±70 |
| Setembro | <19 (a) | 80±11 | 83±10 | <3,2 (a) | 773±76 |
| Outubro | <14 (a) | 172±18 | 128±12 | <3,9 (a) | 786±79 |
| Novembro | 13,8±6,8 | 243±21 | 155±12 | <2,3 (a) | 759±63 |
| Dezembro* | - | - | - | - | - |
| Média ± σ (n=11) | <17 | 167±69 | 121±45 | <3,6 | 726±77 |

Tabela I.14. – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama na fração silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) em sedimentos colhidos no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|---|---------------|---------------|--------------|----------------|---------------|
| Janeiro | <15 (a) | 108,9±6,5 | 91,6±5,1 | <2,1 (a) | 762±68 |
| Fevereiro | <18 (a) | 85,4±8,2 | 60,0±5,9 | <2,2 (a) | 804±73 |
| Março | <11 (a) | 131,1±7,3 | 83,5±4,5 | <2,1 (a) | 808±68 |
| Abril | <15 (a) | 80±5,2 | 53,6±6,4 | <2,2 (a) | 794±68 |
| Maiο | <18 (a) | 230±12 | 163±11 | <3,4 (a) | 687±72 |
| Junho | <17 (a) | 275±25 | 193±17 | <3,6 (a) | 664±72 |
| Julho | <9,2 (a) | 56,9±7,1 | 46,0±5,6 | <1,4 (a) | 839±66 |
| Agosto | <8,2 (a) | 69,8±8,6 | 61,7±6,6 | <1,9 (a) | 818±69 |
| Setembro | <15 (a) | 37,9±7,1 | 38,5±5,8 | <2,4 (a) | 849±73 |
| Outubro | <10 (a) | 92,2±9,2 | 68,7±6,5 | <2,1 (a) | 757±60 |
| Novembro | <13 (a) | 95±11 | 68,2±7,5 | <2,4 (a) | 749±67 |
| Dezembro | <12 (a) | 97±10 | 71,7±7,4 | <2,2 (a) | 843±69 |
| Média ± σ (n=12) | <13 | 113±70 | 83±47 | <2,3 | 781±60 |

Atividade mínima detetável (a); * Não se recolheu a amostra porque as margens estavam inundadas não sendo tecnicamente possível aceder ao local de colheita.

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

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|-------------------|-----------|------------|------------|------------|----------|
| Fevereiro* | - | - | - | - | - |
| Maio | <24 (a) | 220±13 | 163,9±9,2 | <6,0 (a) | 625±80 |
| Agosto | <16 (a) | 49,2±8,8 | 47,7±6,1 | <2,2 (a) | 954±78 |
| Novembro | <14 (a) | 66,1±8,2 | 53,1±6,8 | 3,3±1,4 | 774±66 |

Atividade mínima detetável (a); *Não se recolheu a amostra porque devido a obras na ponte de acesso ao rio foi impossível aceder ao local de colheita.

Tabela I.16 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama na fração silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) em sedimentos colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana

| Data de colheita | Local de amostragem | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{137}Cs | ^{40}K |
|------------------|---|-----------|------------|------------|------------|----------|
| Junho | Rio Douro (Barragem Pocinho) | 20,1±8,5 | 109±12 | 124±11 | 3,7±2,1 | 596±62 |
| Junho | Rio Mondego (Barragem Aguieira) | <22 (a) | 99±14 | 100±12 | <4,6 (a) | 489±69 |
| Abril | Rio Guadiana (Barragem Alqueva) | <7,7 (a) | 67,5±5,9 | 34,3±2,6 | <1,5 (a) | 480±45 |

Atividade mínima detetável (a);

Plantas aquáticas

Nas Tabelas I.17 e I.18 estão expressos os valores de concentração de atividade, A (Bq kg⁻¹, peso seco), de radionuclídeos naturais e artificiais determinados respetivamente nos rizomas e nas partes aéreas da planta aquática emergente *Cyperus eragrostis* colhida no rio Tejo, em V. Velha de Ródão. Para o hidrófito submerso, *Potamogeton pectinatus* (limo mestre), colhido no mesmo local de amostragem, os resultados estão presentes na Tabela I.19. Pode observar-se que, em ambos os casos, a amostragem não foi efetuada mensalmente por na data da colheita não haver plantas disponíveis ou, por não ser possível aceder às plantas, devido à profundidade do rio. Foram detetados radionuclídeos naturais das series radioativas do Urânio (²²⁶Ra e ²¹⁰Pb) e Tório (²²⁸Ra), o ⁴⁰K e o radionuclídeo de origem artificial, ¹³⁷Cs. Para a planta emergente (*Cyperus eragrostis*) destaca-se o decréscimo da concentração de atividade do rizoma para as partes aéreas para todos os radionuclídeos, exceto para o ⁴⁰K. Por exemplo, no caso do ²²⁸Ra os valores variaram entre valores inferiores a 7 Bq kg⁻¹ e 27,2±6,1 Bq kg⁻¹ para o rizoma e entre valores inferiores a 4,3 Bq kg⁻¹ e 11,4±4,3 Bq kg⁻¹ para as partes aéreas. O quociente entre as concentrações médias de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra na planta e nos sedimentos fluviais varia, sendo mais elevado para os rizomas: [²²⁶Ra]_{rizoma}/[²²⁶Ra]_{sed.}= 0,22, [²²⁸Ra]_{rizoma}/[²²⁸Ra]_{sed.}= 0,11 comparativamente com as partes aéreas: [²²⁶Ra]_{p. aéreas}/[²²⁶Ra]_{sed.}= 0,16, [²²⁸Ra]_{p. aéreas}/[²²⁸Ra]_{sed.}= 0,045.

As plantas submersas sem raiz (*Potamogeton pectinatus*) apresentam valores médios anuais de concentração de atividade (Tabela I.19) mais elevados para o ²²⁶Ra (102±32 Bq kg⁻¹), e ²²⁸Ra (59±16 Bq kg⁻¹). Em geral, os níveis em ¹³⁷Cs são muito baixos, o que é expectável devido às baixas concentrações deste radionuclídeo na água, na ordem dos milibecquerel, e nos sedimentos. A concentração mais elevada de ⁴⁰K nas partes aéreas de *C. eragrostis* (Tabela I.18) e nos talos flutuantes de *P. pectinatus* (Tabela I.19) é consistente com a translocação do potássio para as partes verdes das plantas onde pode atingir concentrações citoplasmáticas de 50 a 250 mM (Rodríguez-Navarro, 2000). Este elemento desempenha funções fisiologicamente relevantes (Marschner, 1995; Taiz e Zeiger, 1998), sendo o principal soluto inorgânico osmorregulador controlando a turgência e volume celulares e com isso a proliferação celular e o crescimento da planta.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclídeos analisados para as mesmas espécies de plantas são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em 2014 e 2015 (Madruga *et al.*, 2016 & 2017).

Tabela I.17 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama em rizomas da planta emergente *Cyperus eragrostis* presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{137}Cs | ^{40}K |
|--|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------------|---------------|
| Janeiro | 7,6±3,6 | 16,7±3,1 | 22,5±2,5 | 38,1±9,4 | <1,1 (a) | 223±35 |
| Fevereiro | 5,8±3,4 | 17,1±3,5 | 23,6±2,5 | 32,1±9,0 | <1,3 (a) | 238±37 |
| Março | 9,5±2,6 | 27,2±6,1 | 30,6±2,8 | 32,3±9,7 | <1,4 (a) | 391±53 |
| Abril | 8,7±3,5 | 20,9±3,6 | 30,4±2,2 | 29,1±8,9 | <1,5 (a) | 451±40 |
| Mai | 6,0±3,5 | <7,0 (a) | 19,8±2,2 | 32,8±8,9 | <1,2 (a) | 286±31 |
| Junho | 7,7±3,1 | 9,2±5,1 | 16,7±2,5 | 32±11 | <1,5 (a) | 231±34 |
| Julho | <6,6 (a) | 14,3±6,1 | 24,6±4,6 | 43±11 | <1,2 (a) | 203±34 |
| Setembro | <11 (a) | 23,0±9,5 | 43,3±6,1 | 47±13 | <2,3 (a) | 157±35 |
| Média±σ (n=8) | <7,9 | 18,3±5,9 | 26,4±5,8 | 35,8±4,4 | <1,4 | 272±69 |

Tabela I.18 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama nas partes aéreas da planta emergente *Cyperus eragrostis* presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{137}Cs | ^{40}K |
|--|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------------|
| Janeiro | <4,1 (a) | 9,9±2,2 | 75,2±6,2 | 37,5±7,7 | <0,81 (a) | 764±55 |
| Fevereiro | <3,9 (a) | 8,0±2,2 | 7,7±1,5 | 20,1±6,3 | <1,0 (a) | 780±57 |
| Março | <3,5 (a) | 11,2±2,4 | 13,3±1,2 | 14,4±5,6 | <0,75 (a) | 764±55 |
| Abril | <4,4 (a) | <4,7 (a) | 7,7±1,8 | 15,0±7,1 | <0,88 (a) | 932±68 |
| Mai | <5,0 (a) | 7,2±4,6 | 13,7±1,9 | 15,2±7,4 | <1,1 (a) | 945±69 |
| Junho | <3,6 (a) | <4,4 (a) | <2,6 (a) | <7,7 (a) | <0,74 (a) | 700±52 |
| Julho | <4,9 (a) | <4,3(a) | 4,5±2,0 | 8,5±5,2 | <0,79 (a) | 686±52 |
| Setembro | <5,6 (a) | 11,4±4,3 | 25,8±3,4 | <5,3 (a) | <1,0 (a) | 674±53 |
| Média±σ (n=8) | <4,4 | <7,6 | <18,8 | <15,5 | <0,88 | 781±73 |

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.19 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama no hidrófito submerso *Potamogeton pectinatus* (limo mestre) presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

| Data de colheita | ^{235}U | ^{228}Ra | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{137}Cs | ^{40}K |
|--|-----------|------------|------------|------------|------------|----------|
| Janeiro | <3,3 (a) | 69,0±6,0 | 135,3±9,6 | 11,9±5,6 | <0,82 (a) | 1876±226 |
| Fevereiro | <3,7 (a) | 55,2±3,9 | 91,9±3,9 | 11,0±6,6 | <0,84 (a) | 1504±102 |
| Março | <3,4 (a) | 35,1±2,8 | 57,3±2,6 | <9,2 (a) | <1,07 (a) | 1049±95 |
| Abril | <3,2 (a) | 38,3±4,1 | 64,2±2,8 | 15,6±5,6 | <0,81 (a) | 1067±74 |
| Setembro | <4,5 (a) | 51,5±8,3 | 82±10 | 6,2±3,5 | <0,79 (a) | 1554±188 |
| Outubro | <3,1 (a) | 65±11 | 103±13 | 26±11 | <1,2 (a) | 1512±184 |
| Novembro | <3,7 (a) | 99±12 | 180±13 | 4,4±1,8 | <2,4 (a) | 1538±108 |
| Média±σ (n=7) | <3,6 | 59±16 | 102±32 | <12,0 | <1,1 | 1494±177 |

Atividade mínima detetável (a).

I.3.2 Mar

I.3.2.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma colheita anual de amostras de mexilhões em diferentes locais na Costa Atlântica e no Estuário do Sado (Figura I.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 10 g. 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.

I.3.2.2 Resultados e Discussão

Os resultados da concentração de atividade, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco), em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado estão expressos nas Tabelas I.20 e I.21 para os radionuclídeos de origem artificial e natural, respetivamente.

Verifica-se que os valores da concentração de atividade do radionuclídeo artificial $^{239+240}\text{Pu}$ variam entre valores inferiores a $7,96 \times 10^{-4} \text{ Bq kg}^{-1}$ e $(2,44 \pm 1,14) \times 10^{-3} \text{ Bq kg}^{-1}$. Para os radionuclídeos ^{238}Pu e ^{137}Cs os valores medidos situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável, $3,07 \times 10^{-3}$ e $0,44 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. As concentrações de atividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes (Tabela I.21). A razão entre as concentrações de atividade 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 1,7 (Cabo de S. Vicente) e 38 (Matosinhos). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em ^{210}Po (variando entre $39 \pm 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $128 \pm 10 \text{ Bq kg}^{-1}$) 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 a 2017) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

Tabela I.20 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado

| Local de amostragem | $^{239+240}\text{Pu}$ | ^{238}Pu | ^{137}Cs |
|---------------------------|----------------------------------|-----------------------------|-------------------|
| Matosinhos | $(1,30 \pm 0,65) \times 10^{-3}$ | $< 2,42 \times 10^{-4}$ (a) | $< 0,16$ (a) |
| Figueira da Foz | $< 5,58 \times 10^{-3}$ (a) | $< 3,07 \times 10^{-3}$ (a) | $< 0,44$ (a) |
| Cascais | $(2,44 \pm 1,14) \times 10^{-3}$ | $< 7,98 \times 10^{-4}$ (a) | $< 0,13$ (a) |
| Cabo de S. Vicente | $(1,70 \pm 1,40) \times 10^{-3}$ | $< 6,12 \times 10^{-4}$ (a) | $< 0,19$ (a) |
| Quarteira | $< 6,19 \times 10^{-4}$ (a) | $< 3,47 \times 10^{-4}$ (a) | $< 0,17$ (a) |
| Estuário do Sado | $< 7,96 \times 10^{-4}$ (a) | $< 5,24 \times 10^{-4}$ (a) | $< 0,13$ (a) |

Atividade mínima detetável (a);

Tabela I.21 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem natural em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado

| Local de amostragem | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th | ^{40}K |
|---------------------------|-----------|-------------|-----------|-------------|------------|------------|------------|-------------|----------|
| Matosinhos | 0,26±0,02 | 0,013±0,006 | 0,28±0,02 | 0,040±0,008 | 0,05±0,02 | 1,9±0,2 | 57±8 | 0,032±0,008 | 35,9±4,4 |
| Figueira da Foz | 0,37±0,08 | 0,019±0,008 | 0,42±0,08 | 0,12±0,04 | 0,08±0,02 | 1,7±0,2 | 90±12 | 0,083±0,032 | 61,0±6,3 |
| Cascais | 0,31±0,04 | 0,008±0,006 | 0,33±0,04 | 0,076±0,001 | 0,42±0,18 | 3,0±0,2 | 128±10 | 0,051±0,010 | 27,0±3,4 |
| Cabo de S. Vicente | 0,24±0,04 | 0,009±0,004 | 0,29±0,04 | 0,036±0,010 | 1,5±0,6 | 2,5±0,2 | 65±4 | 0,028±0,010 | 25,9±4,0 |
| Quarteira | 0,32±0,06 | 0,016±0,006 | 0,35±0,06 | 0,015±0,004 | 0,07±0,02 | 1,1±0,2 | 68±6 | 0,022±0,006 | 37,8±4,5 |
| Estuário do Sado | 0,30±0,04 | 0,009±0,006 | 0,35±0,04 | 0,045±0,010 | 0,05±0,02 | 0,8±0,2 | 39±2 | 0,039±0,012 | 19,2±2,9 |

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos de origem natural estão presentes na crosta terrestre e consequentemente nas águas naturais, entrando facilmente no ciclo da água para consumo humano. A contribuição da água para consumo humano, quer seja de origem superficial ou de profundidade, para a exposição total à radioatividade é diminuta e devida maioritariamente aos radionuclídeos naturais das séries radioativas do Urânio (^{226}Ra , ^{222}Rn e descendentes) e do Tório (^{228}Ra). Além destes radionuclídeos poderão ser detetados o ^{40}K , radionuclídeo de origem natural, e outros radionuclídeos (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra) que podem surgir no ambiente devido à atividade humana (centrais nucleares, atividade mineira, etc.). A determinação da radioatividade em água para consumo humano pode ser efetuada através das medições de atividades alfa total e beta total, as quais dão uma indicação dos níveis globais de concentração de atividade devida aos radionuclídeos naturais e artificiais emissores alfa e beta e/ou através da análise de radionuclídeos específicos.

I.4.1 Materiais e Métodos

Recolheram-se amostras de água para consumo humano em Lisboa (Figura I.1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se ainda 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.

A metodologia utilizada para a determinação da concentração de atividade em ^3H está expressa em I.2.2.1. Para a determinação das atividades alfa total e beta total utilizou-se o método por cintilação em meio líquido (NRA_PT_02) baseado na norma ISO/CD 11704 (2010). Nesta técnica, após a determinação prévia do teor em sais, a amostra é concentrada por evaporação lenta, procedendo-se ao ajuste do pH (aproximadamente $1,5 \pm 0,5$) com ácido nítrico antes da sua concentração, dependendo o fator de concentração a aplicar do teor em sais da amostra. Este valor pode variar entre 1 (medida direta para amostras com teor em sais $> 0,5 \text{ g L}^{-1}$) a 10, que é o valor normalmente utilizado em águas pouco salinas. Após concentração, uma alíquota de amostra (8 mL) é transferida para um frasco de cintilação em meio líquido, à qual se adiciona um cocktail de cintilação apropriado. A amostra é medida num espectrómetro de cintilação em meio líquido (Packard Tri-Carb 3170 TR/SL) previamente calibrado e otimizado para a discriminação alfa/beta. A eficiência de contagem é determinada por medição de fontes de calibração alfa (^{241}Am) e beta (^{90}Sr) puras, preparadas nas mesmas condições das amostras (Figura I.13). Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se ainda à determinação das concentrações em atividade em ^{137}Cs , por espectrometria gama, e em ^{90}Sr , por medição beta de acordo com o procedimento descrito em I.2.2.1.



Figura I.13- Preparação e medição de amostras de água para consumo humano para a determinação da concentração de atividade em radionuclídeos emissores alfa/beta e beta.

1.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.22 e I.23 estão expressos os valores de concentração de atividade, A (Bq L^{-1}), em ^3H , e da atividade alfa total e atividade beta total, em amostras de água para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respetivamente. Na Tabela I.22 apresentam-se ainda os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $2,96 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr a maioria dos valores são mensuráveis, variando entre $1,00 \pm 0,40 \text{ mBq L}^{-1}$ (outubro) e $2,11 \pm 0,69 \text{ mBq L}^{-1}$ (janeiro) e da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o ^{137}Cs . Estes valores são semelhantes aos reportados nos relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009) e nos relatórios anuais do Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) em Espanha. Por exemplo, em Espanha reportaram, para o ano 2015, valores anuais de concentração de atividade de 80 mBq L^{-1} e de 19 mBq L^{-1} para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente (Heredia *et al.*, 2017).

Os valores de atividade alfa total são inferiores à atividade mínima detetável, variando entre 0,025 Bq L⁻¹ e 0,044 Bq L⁻¹. Para a atividade beta total a maioria dos valores são mensuráveis e situam-se entre 0,114±0,061 Bq L⁻¹ e 0,174±0,056 Bq L⁻¹.

Os valores das atividades alfa total e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.23) são, em geral, da mesma ordem de grandeza dos medidos em Lisboa. Estes valores são muito inferiores (cerca de uma ordem de grandeza) aos valores paramétricos recomendados (alfa total: 0,1 Bq L⁻¹; beta total: 1 Bq L⁻¹) na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM e no Decreto-Lei n° 152/2017 de 7 de dezembro.

Os valores de concentração de atividade em ³H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.22) situam-se abaixo ou muito próximo do valor da atividade mínima detetável, variando os valores mensuráveis entre 0,48±0,25 Bq L⁻¹ e 0,75±0,24 Bq L⁻¹. Nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.23) os valores são todos inferiores ao valor da atividade mínima detetável. Em geral, os valores observados são da ordem de grandeza dos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009b, 2009d, 2010 a 2017) e muito inferiores a 100 Bq L⁻¹, valor paramétrico recomendado na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM e no Decreto-Lei n° 152/2017 de 7 de dezembro.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por ingestão os valores máximos das atividades em ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs e ³H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.22), considerando os respetivos coeficientes de dose, 2,8×10⁻⁸ Sv Bq⁻¹ (⁹⁰Sr), 1,3×10⁻⁸ Sv Bq⁻¹ (¹³⁷Cs) e 1,8×10⁻¹¹ Sv Bq⁻¹ (³H) (Decreto-Lei n° 222/2008 de 17 de novembro; ICRP 119, 2012) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011). Para a dose efetiva devida à ingestão desta água obteve-se o valor de 0,07 μSv a⁻¹ sendo a contribuição para essa dose semelhante para ambos os radionuclídeos, ⁹⁰Sr (47%) e ¹³⁷Cs (43%). A contribuição do ³H foi de apenas 10%. Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2017). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos, ³H, ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs através da água para consumo humano variou entre 0,02 μSv a⁻¹ e 0,3 μSv a⁻¹ de 2012 a 2016 (STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017). No Reino Unido a dose efetiva de radiação (radionuclídeos artificiais) devida à ingestão de água foi <1 μSv a⁻¹ de 2011 a 2016 (RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014; RIFE-20, 2015; RIFE-21, 2016; RIFE-22, 2017).

Tabela I.22 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , alfa total e beta total em água para consumo humano colhida em Lisboa

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{90}Sr | 3H | Alfa total | Beta total |
|--------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| Janeiro | $<3,02 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,11 \pm 0,69) \times 10^{-3}$ | $<0,45$ (c) | $<0,031$ (d) | $<0,092$ (e) |
| Fevereiro | $<3,34 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,34 \pm 0,67) \times 10^{-3}$ | $<0,43$ (c) | $<0,044$ (d) | $<0,138$ (e) |
| Março | $<3,33 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,61 \pm 0,64) \times 10^{-3}$ | $<0,42$ (c) | $<0,029$ (d) | $<0,090$ (e) |
| Abril | $<3,07 \times 10^{-3}$ (a) | (f) | $0,75 \pm 0,24$ | $<0,026$ (d) | $0,154 \pm 0,053$ |
| Maiο | $<3,25 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,45 \pm 0,44) \times 10^{-3}$ | $0,51 \pm 0,29$ | $<0,033$ (d) | $<0,103$ (e) |
| Junho | $<3,24 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,26 \times 10^{-3}$ (b) | $<0,44$ (c) | $<0,026$ (d) | $0,122 \pm 0,051$ |
| Julho | $<3,06 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,42 \pm 0,60) \times 10^{-3}$ | $<0,42$ (c) | $<0,025$ (d) | $<0,083$ (e) |
| Agosto | $<2,44 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,82 \pm 0,75) \times 10^{-3}$ | $<0,43$ (c) | $<0,026$ (d) | $0,148 \pm 0,053$ |
| Setembro | $<2,31 \times 10^{-3}$ (a) | $(2,07 \pm 0,86) \times 10^{-3}$ | $0,68 \pm 0,27$ | $<0,029$ (d) | $0,174 \pm 0,056$ |
| Outubro | $<2,77 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,00 \pm 0,40) \times 10^{-3}$ | $<0,42$ (c) | $<0,028$ (d) | $0,132 \pm 0,057$ |
| Novembro | $<2,80 \times 10^{-3}$ (a) | $(1,72 \pm 0,68) \times 10^{-3}$ | $0,48 \pm 0,25$ | $<0,032$ (d) | $0,114 \pm 0,061$ |
| Dezembro | $<2,93 \times 10^{-3}$ (a) | $<1,01 \times 10^{-3}$ (b) | $<0,46$ (c) | $<0,026$ (d) | $0,127 \pm 0,053$ |
| Média $\pm \sigma$ | $<2,96 \times 10^{-3}$ (n=12) | $<1,53 \times 10^{-3}$ (n=11) | $<0,49$ (n=12) | $<0,029$ (n=12) | $<0,123$ (n=12) |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b), 3H (c), atividade alfa total (d) e atividade beta total (e); Amostra perdida durante a análise (f).

Tabela I.23 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , alfa total e beta total em água para consumo humano colhida em vários locais do país

| Data de colheita | Local de Amostragem | 3H | Alfa total | Beta total |
|------------------|---------------------|-----------|------------|-------------|
| Abril | Monsaraz | <0,39 (a) | <0,029 (b) | 0,231±0,60 |
| Junho | Guarda | <0,44 (a) | <0,025 (b) | 0,155±0,055 |
| Junho | Aguieira | <0,42 (a) | <0,025 (b) | <0,085 (c) |
| Junho | Arcozelo da Serra | <0,43 (a) | <0,025 (b) | <0,080 (c) |
| Junho | Barca d'Alva | <0,42 (a) | <0,028 (b) | 0,178±0,057 |

Atividade mínima detetável em 3H (a), atividade alfa total (b) e atividade beta total (c).

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 da cadeia alimentar. 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 radiológico dá uma indicação imediata da contaminação radioativa das pastagens, originada pela deposição atmosférica ou pela utilização na rega de água proveniente de aquíferos contaminados (ex. zonas de exploração de minério radioativo). Em caso de contaminação os radionuclídeos artificiais normalmente detetados são o ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr . O ^{40}K , sendo um radionuclídeo de origem natural, está também presente no leite. O ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr são radionuclídeos de origem artificial que poderão ser libertados para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

1.5.1 Materiais 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) através de um protocolo de colaboração entre o IST e a ASAE, e nas Regiões Autónomas pela Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura I.2); e *ii*) uma amostragem anual (carne, fruta, vegetal, farinha, peixe, marisco) adquirida em supermercados da região de Lisboa (Figura I.2). Com este plano, procurou-se que as amostragens dos diferentes componentes fossem tão representativas quanto possível da situação nacional.

As amostras de refeição completa (correspondendo ao almoço e jantar) foram recolhidas, mensalmente, na cantina da Universidade de Lisboa (Figura I.1). A composição de cada amostra está descrita na Tabela I.25.

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”. A determinação da concentração de atividade nos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K foi efetuada por espectrometria gama (Figura I.14) de acordo com o procedimento técnico (NRA_PT_11). Para a determinação do ^{90}Sr , procedeu-se à separação deste radionuclídeo 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 concentração de 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.

Nestas amostras determinou-se a concentração de atividade para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K . Para a determinação da concentração de atividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama, em geometria “Marinelli”, (NRA_PT_11) efetuada diretamente em uma amostra de 1 litro de leite (Figura I.14). Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.

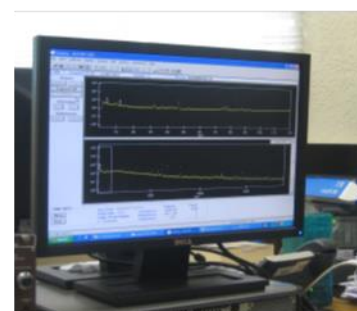


Figura I.14- Preparação de amostras de produtos alimentares e medição por espectrometria gama

I.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.24 estão expressos os valores das concentrações de atividade, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos ^{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 possível existência de radionuclídeos artificiais nestes alimentos é devida à deposição atmosférica diretamente em alimentos de folhas (couve) e indiretamente através das pastagens até aos animais e conseqüentemente à carne.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.24 constata-se que a concentração de atividade em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,06 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,16 \text{ Bq kg}^{-1}$ dependendo das condições de medição). Os valores em ^{131}I apresentam-se abaixo da atividade mínima detetável. Relativamente à atividade em ^{90}Sr a maioria dos resultados é inferior à atividade mínima detetável que se situa entre $0,020 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,087 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores quantificáveis variando entre $0,070 \pm 0,016 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) e $0,226 \pm 0,032 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $24,4 \pm 2,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ (pera) e $147 \pm 10 \text{ Bq kg}^{-1}$ (batata). É importante salientar que a dispersão dos resultados em ^{40}K é devida principalmente ao tipo de amostra, apresentado valores mais elevados as amostras de carne e 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 a 2017).

Os valores da concentração de atividade, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.25. Os valores de concentração de atividade dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr são inferiores à atividade mínima detetável, variando entre $0,03 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,07 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $0,032 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,070 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. Os valores em ^{40}K variam entre $38,4 \pm 2,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $60,5 \pm 4,2 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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 a 2017).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2016 (RIFE-22, 2017) valores inferiores a $0,05 \text{ Bq kg}^{-1}$ e valores variando entre $0,027$ e $0,032 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente, em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 82 - 86 Bq kg^{-1} . Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em anos anteriores (RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014; RIFE-20, 2015; RIFE-21, 2016).

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 concentração em atividade medida (Bq kg^{-1}) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a atividade dos radionuclidos ingeridos por dia/*per capita* (Bq d^{-1}). Os resultados obtidos (*em itálico*), presentes na Tabela I.25, são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010 a 2017) e inferiores aos publicados por outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais *per capita* variando entre $<0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e $3,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e entre $<0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $4,9 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre $<0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e 11 Bq d^{-1} para o ^{137}Cs e entre $<0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,45 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Relativamente ao ^{40}K o valor típico em ambos os casos é de 100 Bq d^{-1} .

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração a concentração de atividade referente aos radionuclidos artificiais ^{137}Cs e ^{90}Sr (Tabela I.25), a dose de radiação estimada devida à ingestão destes radionuclidos através da refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $1,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição (70%) devida ao ^{90}Sr . Contrariamente, na Finlândia (STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017), a maior contribuição tem sido devida ao ^{137}Cs (aproximadamente 90%) provavelmente devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl. O valor de dose de radiação reportado para 2016 foi inferior a $5 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B 215, 2017).

Tabela I.24 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, 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 | Portalegre | Couve | <0,12 (a) | <0,20 (b) | <0,082 (c) | 71,4±6,1 |
| | | | Batata | <0,12 (a) | <0,20 (b) | - | 128,4±9,4 |
| | | Évora Portalegre | Laranja | <0,10 (a) | <0,15 (b) | - | 36,6±3,4 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,09 (a) | <0,17 (b) | <0,066 (c) | 106,2±7,6 |
| ASAE (Região Centro) | Janeiro | Coimbra | Couve | <0,09 (a) | <0,12 (b) | <0,020 (c) | 56,8±4,6 |
| | | | Batata | <0,10 (a) | <0,16 (b) | - | 147±10 |
| | | | Laranja | <0,11 (a) | <0,11 (b) | - | 48,0±3,9 |
| | | Santarém | Carne (Suíno) | <0,12 (a) | <0,16 (b) | <0,087 (c) | 104,0±7,7 |
| ASAE (Região Norte) | Fevereiro | Porto | Couve | <0,16 (a) | <0,23 (b) | 0,226±0,032 | 105,7±8,2 |
| | | | Cebola | <0,11 (a) | <0,15 (b) | - | 35,1±3,5 |
| | | Viseu Porto | Maçã | <0,10 (a) | <0,20 (b) | - | 32,4±3,2 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,10 (a) | <0,26 (b) | <0,068 (c) | 100,4±7,5 |
| ASAE (Região Algarve) | Março | Faro | Nabiça | <0,29 (a) | <0,19 (b) | - | 84,0±6,8 |
| | | | Batata | <0,13 (a) | <0,15 (b) | - | 121,6±9,0 |
| | | | Laranja | <0,09 (a) | <0,16 (b) | - | 36,0±3,2 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,08 (a) | <0,41 (b) | <0,048 (c) | 119,8±8,0 |
| Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira | Março | Santana | Couve | <0,12 (a) | <0,20 (b) | <0,056 (c) | 79,1±6,1 |
| | | | Batata | <0,10 (a) | <0,13 (b) | - | 129,4±9,2 |
| | | | Kiwi | <0,11 (a) | <0,16 (b) | - | 64,8±5,2 |
| | | Funchal | Carne (Bovino) | <0,12 (a) | <0,18 (b) | <0,045 (c) | 98,6±7,3 |
| Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores) | Abril | Horta | Favas | <0,15 (a) | <0,13 (b) | - | 114,8±8,7 |
| | | | Batata | <0,11 (a) | <0,12 (b) | - | 123,1±8,8 |
| | | | Banana | <0,15 (a) | <0,13 (b) | - | 114,8±8,7 |
| | | | Carne (Bovino) | <0,14 (a) | <0,20 (b) | <0,030 (c) | 100,6±7,5 |
| ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo) | Abril | Lisboa | Alface | <0,10 (a) | <0,25 (b) | - | 88,7±6,7 |
| | | | Batata | <0,11 (a) | <0,17 (b) | - | 113,4±8,5 |
| | | Setúbal | Pera | <0,13 (a) | <0,17 (b) | - | 24,4±2,9 |
| | | | Carne (Suíno) | <0,13 (a) | <0,40 (b) | <0,062 (c) | 114,3±8,4 |
| ASAE (Região Centro) | Maio | Aveiro | Couve | <0,13 (a) | <0,22 (b) | <0,050 (c) | 100,9±7,9 |
| | | | Batata | <0,11 (a) | <0,31 (b) | - | 128,4±9,4 |
| | | Leiria | Laranja | <0,11 (a) | <0,31 (b) | - | 38,8±3,3 |
| | | | Viseu | Carne (Bovino) | <0,08 (a) | <0,12 (b) | <0,046 (c) |
| ASAE (Região Alentejo) | Junho | Beja | Alface | <0,14 (a) | <0,21 (b) | - | 81,6±6,4 |
| | | | Batata | <0,10 (a) | <0,25 (b) | - | 105,8±7,6 |
| | | | Franboesa | <0,11 (a) | <0,11 (b) | - | 48,3±4,2 |
| | | Portalegre | Carne (Bovino) | <0,11 (a) | <0,15 (b) | <0,043 (c) | 94,4±6,8 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.24: 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 | Alface | <0,13 (a) | <0,20 (b) | - | 78,5±6,4 | |
| | | | Batata | <0,09 (a) | <0,16 (b) | - | 127,5±9,0 | |
| | | Braga | Maçã | <0,13 (a) | <0,13 (b) | - | 26,2±3,0 | |
| | | | Carne (Bovino) | <0,11 (a) | <0,15 (b) | <0,071 (c) | 106,9±7,6 | |
| Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica | Julho | Supermercado Região de Lisboa | Tomate | <0,09 (a) | <0,11 (b) | - | 48,6±4,0 | |
| | | | Melão | <0,12 (a) | <0,24 (b) | - | 56,0±4,8 | |
| | | | Farinha | <0,12 (a) | <0,24 (b) | - | 50,9±4,4 | |
| | | | Sardinhas | <0,13 (a) | <0,13 (b) | - | 105,6±8,0 | |
| | | | Mexilhão | <0,10 (a) | <0,21 (b) | - | 46,1±4,1 | |
| | | | Carne (Perú) | <0,08 (a) | <0,15 (b) | <0,054 (c) | 116,2±8,2 | |
| ASAE (Região Algarve) | Setembro | Faro | Alface | <0,10 (a) | <0,11 (b) | - | 90,6±6,7 | |
| | | | Batata doce | <0,11 (a) | <0,16 (b) | - | 68,2±5,3 | |
| | | | Laranja | <0,11 (a) | <0,12 (b) | - | 48,3±4,3 | |
| | | | Carne (Bovino) | <0,10 (a) | <0,12 (b) | <0,066 (c) | 122,1±8,6 | |
| ASAE (Região Centro) | Outubro | Coimbra | Couve | <0,10 (a) | <0,40 (b) | <0,046 (c) | 102,0±7,5 | |
| | | | Batata | <0,09 (a) | <0,54 (b) | - | 80,2±5,9 | |
| | | Aveiro | Maçã | <0,11 (a) | <0,56 (b) | - | 34,1±3,1 | |
| | | | Coimbra | Carne (Ovino) | <0,08 (a) | <200 (b) | 0,120±0,024 | 89,6±6,5 |
| Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira | Outubro | Santana | Couve | <0,08 (a) | <0,46 (b) | <0,046 (c) | 65,4±5,1 | |
| | | | Batata | <0,12 (a) | <0,84 (b) | - | 131,6±9,3 | |
| | | | Pera abacate | <0,06 (a) | <0,35 (b) | - | 117,4±8,4 | |
| | | Calheta | Carne (Bovino) | (d) | (d) | (d) | (d) | |
| ASAE (Região Norte) | Novembro | Porto | Couve | <0,09 (a) | <0,20 (b) | 0,119±0,012 | 59,4±4,7 | |
| | | | Batata | <0,11 (a) | <0,21 (b) | - | 123,4±8,7 | |
| | | Porto | Viseu | Maçã | <0,07 (a) | <0,16 (b) | - | 30,9±2,8 |
| | | | Porto | Carne (Bovino) | <0,09 (a) | <9,2 (b) | <0,037 (c) | 108,4±7,7 |
| Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores | Dezembro | Horta | Couve | <0,10 (a) | <1,0 (b) | 0,070±0,016 | 82,6±6,2 | |
| | | | Batata | <0,11 (a) | <1,1 (b) | - | 136,6±9,6 | |
| | | | Banana | <0,09 (a) | <0,16 (b) | - | 128,3±9,2 | |
| | | | Carne (Bovino) | <0,11 (a) | <4,6 (b) | <0,043 (c) | 94,8±6,8 | |
| ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo) | Dezembro | Lisboa | Couve | <0,09 (a) | <0,68 (b) | <0,039 (c) | 54,1±4,2 | |
| | | | Cenoura | <0,08 (a) | <0,35 (b) | - | 89,7±6,5 | |
| | | Setúbal | Maçã | <0,08 (a) | <0,56 (b) | - | 39,8±3,4 | |
| | | | Lisboa | Carne (Suíno) | <0,10 (a) | <1,0 (b) | <0,063 (c) | 110,1±7,6 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c). (d) perda da amostra.

Tabela I.25 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ (k=2) em Bq kg⁻¹ (peso fresco) e em Bq d⁻¹ por pessoa (valores em *itálico*) para os radionuclídeos ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr e ⁴⁰K em refeições completas adquiridas na cantina da Universidade de Lisboa

| Data de Colheita | Composição das refeições | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | ⁴⁰ K |
|-------------------------|---|------------------------|--------------------------|-----------------------|
| Janeiro | Sopa de espinafres, empadão de atum com salada de alface e cenoura ralada, carne de porco assada com esparguete, pudim de baunilha. | <0,06 (a) <0,08 (a) | <0,036 (b) <0,046 (b) | 58,7±4,2 75,7±12,5 |
| Fevereiro | Sopa de macedónia com massinhas, febras fritas com esparguete, bacalhau com natas, pudim flan. | <0,05 (a) <0,08 (a) | <0,070 (b) <0,097 (b) | 50,8±3,7 70,6±10,8 |
| Março | Sopa de espinafres, empadão com salada de alface e tomate, lombo de porco assado no forno com esparguete e macedónia cozida, gelatina de pêssego. | <0,06 (a) <0,07 (a) | <0,052 (b) <0,061 (b) | 50,9±3,7 59,6±10,8 |
| Abril | Sopa de espinafres com arroz, bife de vaca grelhado com batata frita e salada de tomate e cenoura ralada, carne de vaca estufada com esparguete e salada de alface, pudim flan. | <0,07 (a) <0,09 (a) | <0,033 (b) <0,045 (b) | 55,1±4,0 74,1±11,7 |
| Mai | Creme de legumes, empadão com salada de alface, tomate e cenoura ralada, salada russa com atum, gelatina de morango. | <0,07 (a) <0,09 (a) | <0,035 (b) <0,045 (b) | 54,8±4,0 65,4±11,7 |
| Junho | Creme de legumes, empadão com salada de alface e cenoura ralada, esparguete à bolonhesa, gelatina de morango. | <0,05 (a) <0,07 (a) | <0,063 (b) <0,092 (b) | 44,4±3,2 64,6±9,4 |
| Julho | Creme de cenoura com massa pevide, febras grelhadas com arroz branco, alheira com batata frita e ovo estrelado, gelatina de pêssego. | <0,05 (a) <0,06 (a) | <0,043 (b) <0,055 (b) | 49,7±3,5 63,7±10,5 |
| Setembro | Caldo verde, bacalhau com natas e salada de alface e cenoura ralada, febras fritas com esparguete, maçã assada. | <0,04 (a) <0,05 (a) | <0,032 (b) <0,047 (b) | 38,6±2,8 56,6±8,2 |
| Outubro | Sopa Juliana, bacalhau com natas e salada de alface e cenoura ralada, febras fritas com esparguete, maçã assada. | <0,03 (a) <0,04 (a) | <0,043 (b) <0,063 (b) | 45,4±3,2 66,6±9,6 |
| Novembro | Sopa de feijão com lombardo, salada russa com atum, empadão com salada de tomate e cenoura ralada, maçã assada. | <0,04 (a) <0,07 (a) | <0,034 (b) <0,055 (b) | 60,5±4,2 98,7±12,8 |
| Dezembro | Canja, frango grelhado com arroz branco e macedónia cozida, salada russa com atum, gelatina de morango. | <0,05 (a) <0,06 (a) | <0,046 (b) <0,058 (b) | 38,4±2,8 48,4±8,2 |

Atividade mínima detetável em ¹³⁷Cs (a) e ⁹⁰Sr (b).

Leite

Nas Tabelas I.26 a I.30 estão presentes os valores de concentração de atividade, A (Bq L⁻¹) em ¹³⁷Cs, ¹³¹I, ⁹⁰Sr e ⁴⁰K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Regiões Autónomas.

Verifica-se que os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável, variando entre 70 mBq L⁻¹ e 140 mBq L⁻¹ (dependendo das condições de medição). Os valores em ¹³¹I situam-se abaixo do mínimo detetável e são da ordem de grandeza dos obtidos para o ¹³⁷Cs. Relativamente ao ⁹⁰Sr, os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre 15 mBq L⁻¹ e 26 mBq L⁻¹. Valores mensuráveis, mas da ordem de grandeza da atividade mínima detetável, foram detetados em algumas das 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 ¹³⁷Cs e valores inferiores a 0,2 Bq L⁻¹ e 0,37 Bq L⁻¹ para o ⁹⁰Sr respetivamente. Os valores da concentração de atividade em ⁴⁰K são mais elevados do que os obtidos para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e relativamente constantes variando entre 39,0±3,3 Bq L⁻¹ e 71,1±5,4 Bq L⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2017).

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 concentração de atividade mínima e máxima em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e nos respetivos coeficientes de dose (Decreto-Lei n.º 222/2008 de 17 de novembro; ICRP119, 2012) 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 radionuclídeos que variam entre 0,27 µSv a⁻¹ e 1,1 µSv a⁻¹ sendo, neste caso, a maior contribuição (68%) devida ao ¹³⁷Cs. 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 a 2017). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr variando entre 0,5 µSv a⁻¹ e 2,0 µSv a⁻¹ (STUK-B159, 2013; STUK-B174, 2014; STUK-B190, 2015; STUK-B204, 2016; STUK-B215, 2017) considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

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

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Janeiro | <0,11 (a) | <0,12 (b) | <0,021 (c) | 49,4±4,3 |
| Fevereiro | <0,09 (a) | <0,11 (b) | <0,017 (c) | 47,2±3,8 |
| Março | <0,10 (a) | <0,11 (b) | 0,014±0,008 | 49,7±4,3 |
| Abril | <0,07 (a) | <0,12 (b) | 0,124±0,021 | 48,6±3,9 |
| Mai | <0,10 (a) | <0,20 (b) | <0,016 (c) | 49,4±4,3 |
| Junho | <0,11 (a) | <0,08 (b) | <0,024 (c) | 49,3±3,8 |
| Julho | <0,08 (a) | <0,12 (b) | 0,017±0,010 | 50,8±4,0 |
| Agosto | <0,10 (a) | <0,11 (b) | <0,017 (c) | 48,6±4,3 |
| Setembro | <0,08 (a) | <0,20 (b) | 0,014±0,006 | 48,0±3,9 |
| Outubro | <0,09 (a) | <0,15 (b) | <0,015 (c) | 50,4±4,0 |
| Novembro | <0,08 (a) | <0,11 (b) | <0,017 (c) | 49,7±4,0 |
| Dezembro | <0,08 (a) | <0,08 (b) | 0,040±0,014 | 48,9±3,9 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

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

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Janeiro | <0,08 (a) | <0,07 (b) | <0,015 (c) | 50,5±4,0 |
| Fevereiro | <0,08 (a) | <0,08 (b) | <0,017 (c) | 45,2±3,7 |
| Março | <0,10 (a) | <0,15 (b) | <0,018 (c) | 49,2±4,3 |
| Abril | <0,10 (a) | <0,12 (b) | <0,016 (c) | 48,5±4,2 |
| Mai | <0,11 (a) | <0,11 (b) | <0,017 (c) | 49,1±4,3 |
| Junho | <0,13 (a) | <0,10 (b) | 0,022±0,012 | 49,6±4,3 |
| Julho | <0,11 (a) | <0,12 (b) | <0,020 (c) | 47,5±5,0 |
| Agosto | <0,11 (a) | <0,18 (b) | <0,023 (c) | 49,8±4,3 |
| Setembro | <0,14 (a) | <0,14 (b) | <0,026 (c) | 44,9±4,0 |
| Outubro | <0,11 (a) | <0,27 (b) | <0,019 (c) | 49,7±4,0 |
| Novembro | <0,10 (a) | <0,14 (b) | <0,017 (c) | 71,1±5,4 |
| Dezembro | <0,07 (a) | <0,08 (b) | <0,025 (c) | 50,6±4,0 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

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

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Janeiro | <0,08 (a) | <0,09 (b) | <0,020 (c) | 49,9±4,0 |
| Abril | <0,11 (a) | <0,20 (b) | 0,023±0,013 | 39,8±3,5 |
| Julho | <0,12 (a) | <0,10 (b) | <0,026 (c) | 51,6±4,4 |
| Outubro | <0,07 (a) | <0,24 (b) | 0,032±0,019 | 47,3±3,8 |

Tabela I.29 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Parmalat (Águas de Moura)

| Data de colheita | ^{137}Cs | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Março | <0,08 (a) | <0,08 (b) | 0,026±0,012 | 49,6±4,0 |
| Junho | <0,12 (a) | <0,17 (b) | <0,023 (c) | 51,5±4,4 |
| Setembro | <0,10 (a) | <0,12 (b) | <0,019 (c) | 48,2±4,2 |
| Dezembro | <0,12 (a) | <0,13 (b) | <0,018 (c) | 50,4±4,0 |

Tabela I.30 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}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 | ^{131}I | ^{90}Sr | ^{40}K |
|------------------|-------------------------------|------------|-----------|-------------|----------|
| Março | Madeira (Funchal) | <0,09 (a) | <0,09 (b) | <0,020 (c) | 39,0±3,3 |
| Outubro | Madeira (Funchal) | <0,11 (a) | <0,16 (b) | 0,021±0,009 | 44,3±3,6 |
| Abril | Açores (Ilha da Horta) | <0,11 (a) | <0,09 (b) | 0,076±0,016 | 51,8±4,1 |
| Novembro | Açores (Ilha da Horta) | <0,09 (a) | <0,12 (b) | <0,023 (c) | 50,0±4,0 |

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS

I.6.1 Materiais 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 local 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 40 °C, desagregados e passados por um peneiro com um crivo de 1000 µm 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 (NRA_PT_11) processou-se ao fim de um mês de modo a assegurar o equilíbrio radioativo entre os radionuclidos das séries radioativas do ^{238}U e do ^{232}Th e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.31 estão presentes os valores de concentração de atividade, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores de concentração de atividade em ^{235}U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do obtido em Vila Velha de Ródão. Os valores de concentração de atividade em ^{228}Ra e ^{226}Ra são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre $23,4 \pm 1,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $59,6 \pm 5,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $13,98 \pm 0,83 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $85,3 \pm 3,5 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A razão entre as concentrações de atividade em ^{210}Pb e ^{226}Ra é superior 1 para todos os solos analisados, indicando a existência de não equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclidos. A concentração de atividade em ^{40}K varia entre $435 \pm 31 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Mourão) e $822 \pm 56 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Barca D'Alva). Os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs situam-se entre $2,22 \pm 0,42 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Mourão) e $11,9 \pm 1,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Sra. Ribeira). Valores variando entre $1,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e 35 Bq kg^{-1} foram reportados para a concentração de atividade em ^{137}Cs em solos espanhóis (Heredia *et al.*, 2017). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos recolhidos ao longo do país (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2017).

Tabela I.31 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos 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 |
|---|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|---------------|
| <i>Mourão</i> | <2,3 (a) | 23,4±1,9 | 13,98±0,83 | 29,6±6,7 | 2,22±0,42 | 435±31 | <11 (a) |
| <i>Barca D'Alva</i> | <3,8 (a) | 44,0±3,1 | 85,3±3,5 | 95±15 | 10,43±0,94 | 822±56 | <7,3 (a) |
| <i>Sra. Ribeira (Pinheiro de Ázere)</i> | <3,0 (a) | 36,9±2,0 | 50,5±3,6 | 73±12 | 11,9±1,0 | 500±36 | <8,8 (a) |
| <i>V. V. Rodão</i> | 8,0±2,1 | 59,6±5,4 | 62,6±4,7 | 99±15 | 4,24±0,64 | 720±51 | <21 (a) |

Atividade mínima detetável (a).

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2016 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 e Porto.

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 carácter 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, os dosímetros são colocados no Campus de Gambelas da Universidade do Algarve e em Lisboa e no Porto, nos Institutos Geofísicos das respetivas Universidades, sítios em Lisboa e em Vila Nova de Gaia.

Em 2016 utilizou-se a metodologia descrita anteriormente (Alves *et al.*, 1999; Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2006a & 2006b; Pereira *et al.*, 2016). Realizaram-se quatro campanhas de monitorização, correspondendo aproximadamente, 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.

O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro Harshaw 8855 contendo um cartão com dois detetores TLD-100, calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$ (Pereira *et al.*, 2016). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada detetor corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004, 2006a, 2006b & 2006c). Em cada ponto de medida foram colocados seis dosímetros, agrupados em três conjuntos de dois, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de dois dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de dois dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de exposição; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os conjuntos irradiados antes e depois do período de exposição no exterior, 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 exposição (Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2016). Para cada ponto de medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os dosímetros não irradiados.

Os resultados apresentados estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente, \dot{H}^* (10), em unidades de nSv.h⁻¹.

1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.32 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2016, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2016, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.15.

Os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente 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 2016 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2015. Os valores medidos em 2016 e apresentados na Tabela I.32 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.32 – 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 2016 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|----------|
| Bragança | 78±6 | 70±16 | 84±9 | 86±8 | 80±10 |
| Castelo Branco | 135±3 | 142±10 | 167±22 | 160±14 | 151±17 |
| Faro | 77±2 | 72±4 | 71±1 | 70±2 | 73±4 |
| Funchal | 83±7 | 79±3 | 81±3 | 89±10 | 83±7 |
| Lisboa | 93±2 | 87±1 | 100±3 | 93±4 | 93±5 |
| Penhas Douradas | 153±10 | 161±1 | 185±7 | 163±3 | 166±13 |
| Ponta Delgada | 124±5 | 123±8 | 140±2 | 127±4 | 128±8 |
| Porto | 158±9 | 155±18 | 163±6 | 163±20 | 160±12 |

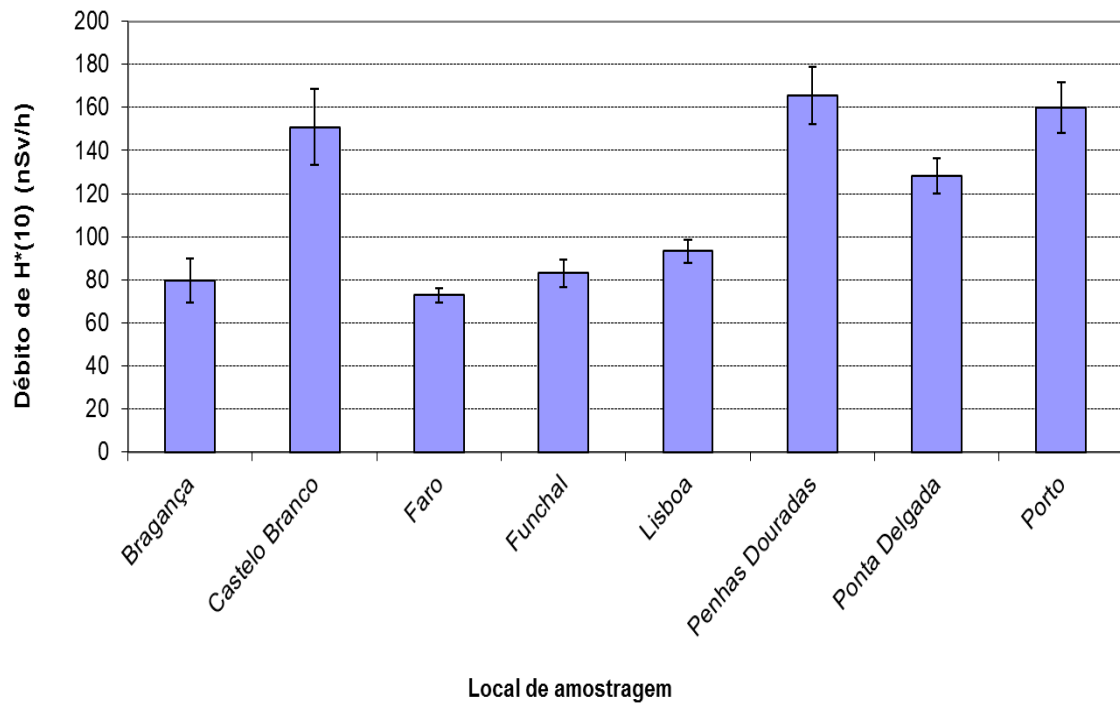


Figura I.15 – Valor médio anual para 2016 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

I.8 CONCLUSÕES

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

A estimativa de dose de radiação devida à inalação e ingestão de radionuclídeos 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} (Decreto Lei 222/2008, de 17 de novembro).

Os níveis de radioatividade detetados em 2016, não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo para o ambiente e para a saúde da população Portuguesa.

AGRADECIMENTOS

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE) que, através do protocolo de colaboração entre o IST e a ASAE, procede à colheita de amostras de géneros alimentícios em Portugal Continental.
- À Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira pelo apoio prestado na colheita e envio de amostras de géneros alimentícios das respetivas regiões autónomas.
- Às Empresas Lactogal-Produtos Alimentares S.A, Serraleite-Cooperativa Agrícola dos Produtores de Leite de Portalegre CRL e Parmalat Portugal Lda pela disponibilidade na cedência das amostras de leite.
- Aos Serviços de Ação Social da Universidade de Lisboa (SASUL) pela cedência das amostras de refeição completa.
- À Câmara Municipal de Lisboa/Divisão do Ambiente 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 (Serra do Pilar, Vila Nova de Gaia), por terem permitido a colocação e pela 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., 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Carvalho A.C., Reis M., Silva L., Madruga M.J. (2013). A decade of ^7Be and ^{210}Pb activity in surface aerosols measured over the western Iberian Peninsula. *Atmospheric Environment*, 67, 193-202
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioproteção* 2: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, nº 191, 27th July 2000.
- Decreto-Lei nº 222/2008 de 17 de novembro (D.R. nº 223, 1^a Série).
- Decreto-Lei nº 152/2017 de 7 de dezembro (D.R. nº 235, 1^a Série).
- Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM of 22 October 2013-laying down requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption. OJEU L296/12, 7.11.2013.
- 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.
- Dueñas C., Orza J.A.G., Cabello M., Fernández M.C., Cañete S., Pérez M., Gordo E. (2011). Air mass origin and its influence on radionuclide activities (^7Be and ^{210}Pb) in aerosol particles at a coastal site in the Western Mediterranean, *Atmospheric Research* 101, 205-214.
- 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.
- 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. *4º Encontro Nacional de Cromatografia*, Universidade de Évora, 12-14 de dezembro 2005.
- Gomes A.R., Abrantes J., Libânio A., Madruga M.J., Reis M. Determination of tritium in water using electrolytic enrichment: methodology improvements. *J Radioanal Nucl Chem* (2017) 314: 669-674. doi: 10.1007/s10967-017-5456-y.
- 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.
- Heinrich P., Coindreau O., Grillon Y., Blanchard X., Gross P. (2007). Simulation of the atmospheric concentrations of ²¹⁰Pb 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. (2011). 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.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2013). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2011. Colección Informes Técnicos, 35.2012. Referencia INT-04.28, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-8953-2013.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2014). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2013. Colección Informes Técnicos, 41.2014. Referencia INT-04.35, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-32338-2014.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Salvador L. (2015). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2014. Colección Informes Técnicos, 47.2015. Referencia INT-04.37, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-36774-2015.
- Heredia S., Vivas P., Tovar I., Gómez A., Castillo C., Collantes R., Salvador L. (2017). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2015. Colección Informes Técnicos, 48.2017. Referencia INT-04.38, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-10458-2017.
- Hernandez F., Karlsson L., Hernandez-Armas J. (2007). Impact of the tropical storm Delta on the gross alpha, gross beta, ⁹⁰Sr, ²¹⁰Pb, ⁷Be, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs activities measured in atmospheric aerosol and water samples collected in Tenerife (Canary Islands). *Atmospheric Environment*, 41, 4940-4948.
- ICRP 119 (2012). Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. Vol 41 supplement 1, ISBN 978-1-4557-5430-4.
- Ioannidou A., Papastefanou C. (2006). Precipitation scavenging of ⁷Be and ¹³⁷Cs 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 (2017). Water quality - Measurement of gross alpha activity in non-saline water - Thick source method, outubro 2007.
- ISO 9697 (2015). Water quality - Gross beta activity in non-saline water –Thick source method, abril 2015.
- ISO/CD 11704 (2010). Water quality-Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water-Liquid scintillation counting method, julho 2010.
- ISO 9698 (2010). Water Quality - Determination of Tritium Activity Concentration – Liquid Scintillation Counting Method, 2nd ed., 2010.
- Leppänen A-P, Usoskin I.G., Kovaltsov G.A., Paatero J. (2012). Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in Finland: Production, observed periodicities and the connection to climatic phenomena, *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 74, 164-180.
- 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., 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.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 UPSR, 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 UPSR, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2013) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). *Internal Report LPSR, Série A, nº39/2013, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2014) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012). *Internal Report LPSR, Série A, nº40/2014, ISBN 978-989-96542-8-0, pp. 137.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2015) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013). *Internal Report LPSR, Série A, nº41/2015, ISBN 978-989-96542-9-7, pp. 135.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Santos M., Pereira M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Gomes A.R., Andrade E. (2016) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014). *Internal Report LPSR, Série A, nº42/2016, ISBN 978-989-20-6528-1, pp. 149.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Andrade E., Pereira J. (2017) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015). *Internal Report LPSR, Série A, nº43/2017, ISBN 978-989-99833-0-4, pp. 144.*
- Marschner H (1995). Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 889 pp.
- NRA_PT_01 (2017). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_02 (2017). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por cintilação em meio líquido. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_11 (2017). Determinação da atividade de uma amostra por espectrometria gama com detectors HPGe. Publicação interna IST/LPSR.

- 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., J. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, L.M. Santos, J.V. Cardoso, J.G. Alves, Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345 (2016) doi:10.1093/rpd/ncv479.
- RIFE-18 (2013). Radioactivity in Food and the Environment, 2012. 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, 2013.
- RIFE-19 (2014). Radioactivity in Food and the Environment, 2013. 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, 2014.
- RIFE-20 (2015). Radioactivity in Food and the Environment, 2014. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources, Northern Ireland Environment Agency, ISSN 1365-6414, 2015.
- RIFE-21 (2016). Radioactivity in Food and the Environment, 2015. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources, Northern Ireland Environment Agency, ISSN 1365-6414, 2016.
- RIFE-22 (2017). Radioactivity in Food and the Environment, 2016. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources Wales, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2017.
- 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.
- Rodriguez-Navarro A (2000). Potassium transport in fungi and plants. *Biochim. Biophys. Acta*, 1469: 1-3
- STUK-B 159 (2013). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2012, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-831-1.
- STUK-B 174 (2014). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2013, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-158-0.
- STUK-B 190 (2015). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2014, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-267-9 (pdf).
- STUK-B 204 (2016). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2015, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-328-7 (pdf).
- STUK-B 215 (2017). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2015, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-379-9 (pdf).

Taiz L e Zeiger E (1998). *Plant Physiology*. Sinauer Associates, 792 pp.

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

Técnicos Superiores

Alfredo Baptista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Joana Pereira
João Abrantes
Lídia Silva
Marta Santos
Miguel Pereira
Pedro Pereira

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 radionuclídeos 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.

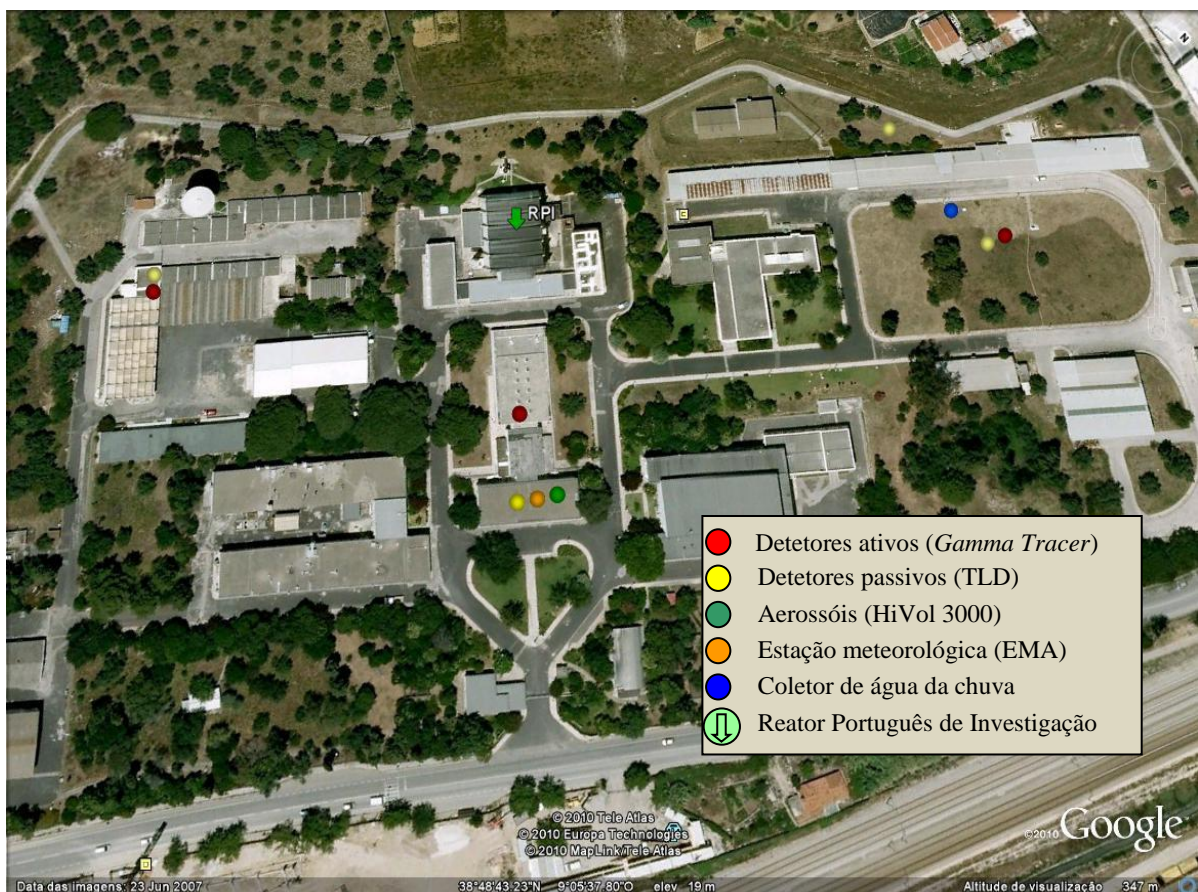


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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. Durante o ano de 2016 não se detetaram radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol, para além de concentrações vestigiais de ^{137}Cs em duas amostras referentes aos meses de fevereiro e agosto ($0,32\pm 0,16 \mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,41\pm 0,24 \mu\text{Bq m}^{-3}$). Esta ocorrência não está relacionada com nenhuma emissão pontual, devendo-se provavelmente a fenómenos de ressuspensão originados por ventos mais fortes cuja ocorrência coincidiu com os períodos de amostragem de aerossol em que foram detetadas concentrações vestigiais de ^{137}Cs (conforme explicado no Capítulo I).

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 concentração de atividade, 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 2016 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.2 e I.4 e na Figura I.9 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 concentração de atividade 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 da mesma ordem de grandeza dos observados em 2015, tendo sido a precipitação acumulada ao longo de 2016 (779 mm) idêntica à precipitação acumulada no ano anterior (803 mm).

No caso do ^{137}Cs e do ^{90}Sr , radionuclídeos antropogénicos, 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 (3 Bq m^{-2} e 9 Bq m^{-2} , respetivamente) são ligeiramente inferiores aos registados em 2015 (9 Bq m^{-2} e 26 Bq m^{-2} , respetivamente), sendo 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 concentração de atividade (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 concentração de atividade em ¹³⁷Cs variaram entre 3,33±0,49 Bq kg⁻¹ e 8,2±0,7 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 (3,57±0,68 Bq kg⁻¹ a 8,0±1,0 Bq kg⁻¹).

À semelhança do ocorrido em 2015, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2016, 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 concentração de atividade em ¹³⁷Cs para o ano de 2016 foram sempre inferiores à atividade mínima detetável. À semelhança do que se verificou para o ponto de amostragem situado no interior do *campus* do CTN, os valores de concentração de atividade 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 concentração de atividade, $A \pm 2\sigma$ (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 | ¹³¹ I | ⁴⁰ K | ⁷ Be |
|---|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| Janeiro | 11,6 ± 2,3 | 50,1 ± 2,5 | 42,6 ± 1,9 | 52 ± 10 | 6,5 ± 1,0 | <0,81 (a) | 581 ± 43 | <11 (a) |
| Fevereiro | 12,2 ± 2,2 | 43,6 ± 2,5 | 38,0 ± 1,9 | 68 ± 11 | 5,98 ± 0,64 | <0,49 (a) | 569 ± 40 | <4,8 (a) |
| Março | 6,4 ± 1,8 | 27,0 ± 1,5 | 27,3 ± 1,2 | 36,5 ± 7,4 | 3,33 ± 0,49 | <0,48 (a) | 371 ± 27 | <4,2 (a) |
| Abril | 6,5 ± 1,9 | 44,0 ± 2,3 | 38,0 ± 2,3 | 52,6 ± 9,4 | 6,40 ± 0,78 | <0,77 (a) | 523 ± 38 | <6,9 (a) |
| Mai | 15,2 ± 2,6 | 48,7 ± 3,6 | 48,3 ± 2,1 | 64 ± 12 | 7,36 ± 0,81 | <0,75 (a) | 635 ± 45 | <7,3 (a) |
| Junho | 6,0 ± 2,1 | 39,2 ± 2,1 | 43,0 ± 1,9 | 78 ± 12 | 7,19 ± 0,73 | <0,90 (a) | 500 ± 37 | <5,0 (a) |
| Julho | 5,9 ± 1,8 | 36,5 ± 1,9 | 33,0 ± 1,5 | 54,9 ± 9,9 | 5,15 ± 0,66 | <0,49 (a) | 482 ± 34 | <4,0 (a) |
| Agosto | 7,8 ± 2,1 | 43,5 ± 3,9 | 36,4 ± 2,9 | 70 ± 11 | 6,3 ± 1,0 | <1,0 (a) | 565 ± 43 | <5,5 (a) |
| Setembro | 12,8 ± 2,2 | 52,6 ± 4,6 | 42,3 ± 3,3 | 57 ± 10 | 8,2 ± 0,7 | <0,71 (a) | 637 ± 45 | <5,3 (a) |
| Outubro | 6,3 ± 1,7 | 37,1 ± 3,4 | 34,9 ± 2,7 | 50,1 ± 9,0 | 4,62 ± 0,55 | <0,48 (a) | 481 ± 34 | <2,9 (a) |
| Novembro | 14,6 ± 2,5 | 50,4 ± 4,4 | 48,1 ± 3,6 | 55 ± 10 | 7,09 ± 0,73 | <0,65 (a) | 638 ± 44 | <4,4 (a) |
| Dezembro | 11,6 ± 2,4 | 46,8 ± 4,1 | 56,8 ± 4,2 | 57 ± 11 | 6,88 ± 0,60 | <73 (a) | 583 ± 41 | <7,0 (a) |
| Média ± σ (n=12) | 9,7 ± 3,6 | 43 ± 7 | 41 ± 8 | 58 ± 11 | 6,3 ± 1,3 | < 6,7 | 547 ± 80 | < 5,7 |

Atividade mínima detetável (a)

Tabela II.2 – Valores de concentração de atividade, $A \pm 2\sigma$ (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 | ¹³¹ I | ⁴⁰ K | ⁷ Be |
|-----------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| Janeiro | <2,5 (a) | 30,9 ± 1,7 | 26,1 ± 1,3 | 38,4 ± 8,0 | <0,63 (a) | <0,64 (a) | 628 ± 45 | <5,8 (a) |
| Fevereiro | <3,2 (a) | 36,8 ± 1,9 | 24,5 ± 1,2 | 45,8 ± 8,4 | <0,56 (a) | <0,71 (a) | 586 ± 42 | 9,8 ± 3,4 |
| Março | <2,2 (a) | 37,0 ± 1,9 | 25,5 ± 1,2 | 32,3 ± 7,2 | <0,55 (a) | <0,70 (a) | 606 ± 43 | <5,0 (a) |
| Abril | <2,4 (a) | 41,0 ± 2,1 | 26,8 ± 1,3 | 34,4 ± 7,8 | <0,61 (a) | <0,60 (a) | 583 ± 41 | <7,7 (a) |
| Maió | <3,0 (a) | 34,5 ± 1,8 | 24,2 ± 1,2 | 34,2 ± 7,5 | <0,52 (a) | <0,58 (a) | 618 ± 44 | <4,9 (a) |
| Junho | <2,6 (a) | 38,3 ± 1,9 | 25,2 ± 1,2 | 32,5 ± 7,5 | <0,52 (a) | <0,70 (a) | 605 ± 43 | <5,6 (a) |
| Julho | <2,3 (a) | 38,6 ± 2,3 | 25,9 ± 1,2 | 24,6 ± 5,5 | <0,79 (a) | <0,32 (a) | 613 ± 42 | <2,9 (a) |
| Agosto | <2,7 (a) | 36,5 ± 3,2 | 24,3 ± 2,0 | 32,7 ± 7,1 | <0,71 (a) | <0,65 (a) | 617 ± 43 | <5,0 (a) |
| Setembro | <2,4 (a) | 29,9 ± 2,9 | 24,3 ± 2,3 | 41,3 ± 7,5 | <0,67 (a) | <0,87 (a) | 616 ± 44 | <5,9 (a) |
| Outubro | <2,6 (a) | 34,2 ± 3,2 | 23,6 ± 2,0 | 45,8 ± 8,3 | <0,69 (a) | <0,66 (a) | 646 ± 46 | <5,3 (a) |
| Novembro | <2,8 (a) | 35,2 ± 3,2 | 23,1 ± 2,0 | 27,3 ± 6,5 | <0,42 (a) | <0,44 (a) | 645 ± 44 | <4,7 (a) |
| Dezembro | <2,5 (a) | 34,6 ± 3,2 | 24,2 ± 2,0 | 38,0 ± 7,5 | <0,60 (a) | <0,47 (a) | 629 ± 43 | <2,9 (a) |
| Média ± σ (n=12) | < 2,6 | 36 ± 3 | 25 ± 1 | 36 ± 7 | < 0,6 | < 0,6 | 616 ± 20 | < 5,5 |

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 (LPSR) 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 uma maior sensibilidade para baixas doses e outra 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 2016, entre 90 e 111 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício da Biblioteca (Administração), entre 88 e 117 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 139 e 175 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto ao LPSR (referido como PPR1 relativamente aos detetores passivos). Os valores médios anuais foram, respetivamente, 98±2 nSv h⁻¹, 102±2 nSv h⁻¹ e 156±4 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a evolução dos valores médios mensais no período compreendido entre 2010 e 2016.

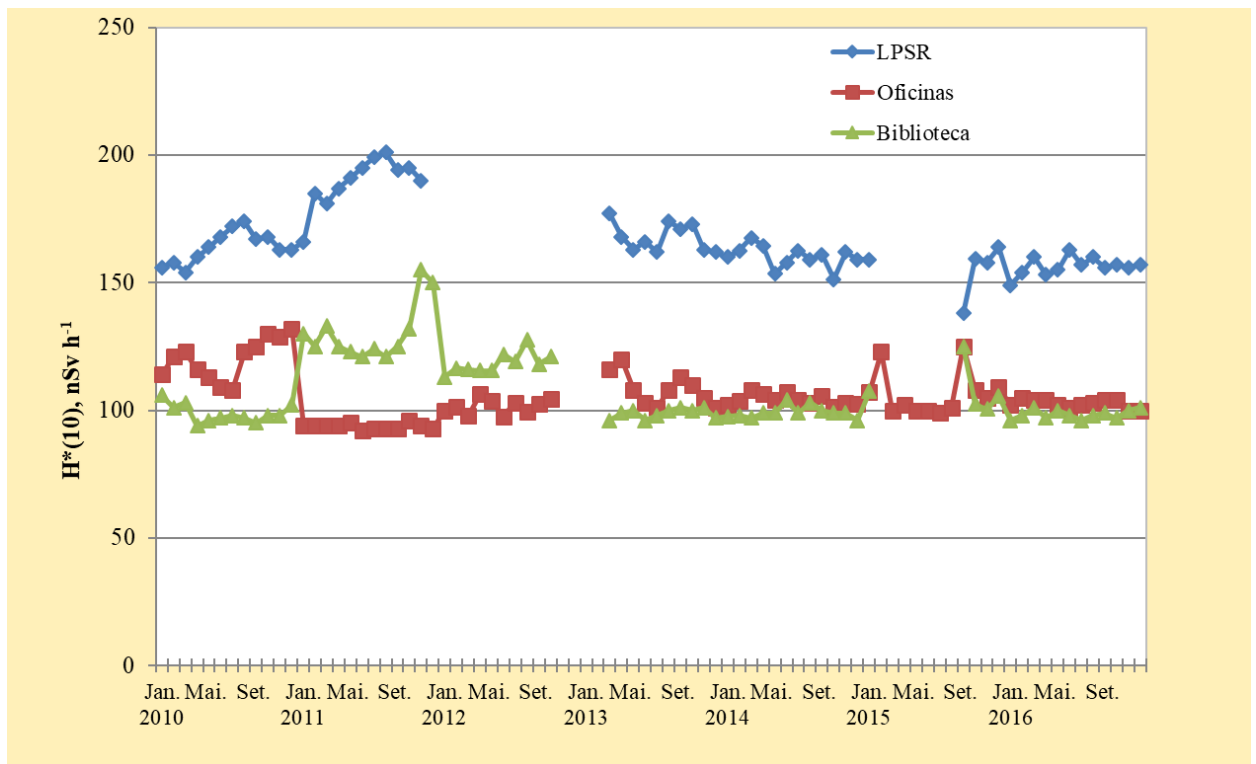


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que 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 ao LPSR). Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto ao LPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais. A persistência na ocorrência de valores mais elevados neste ponto de medição deve-se ao facto de a sonda estar localizada na proximidade do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e baixa atividade do CTN. Este facto é confirmado pelos resultados obtidos através de detetores passivos, concretamente os

localizados na envolvente do Pavilhão de Resíduos (PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4), cujo valor médio do débito de equivalente de dose ambiente variou entre 147 nSv h^{-1} e 181 nSv h^{-1} .

Em termos relativos, os resultados apresentados são consistentes com os obtidos através de detetores passivos (ver capítulo II.4.2, Tabela II.3), não indiciando a ocorrência de qualquer emissão acidental.

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2016 monitorizou-se a dose de radiação gama ambiental no CTN em Sacavém com detetores passivos termoluminescentes do mesmo tipo dos usados nas medidas realizadas no País (Madruga *et al.*, 2009 a 2017). Monitorizam-se sete pontos de medida, designadamente, Administração, Oficinas, LMRI, PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4. Os dosímetros foram colocados a um metro do plano de referência em suportes que não oferecem resistência ao vento sendo que os dosímetros identificados como LMRI, PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4 estão posicionados a um metro do solo e os dosímetros identificados como Administração e Oficinas se encontram a um metro sobre os terraços dos respetivos edifícios.



Figura II.4 – Localização dos pontos de medida, de acordo com a numeração indicada na Tabela II.3



Figura II.5 – Dosímetros ambientais expostos no ponto de medida PRR1.

Em cada trimestre colocaram-se em cada ponto de medida dois conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes aos períodos de integração mínimo e máximo, variando de 90 até cerca de 150 dias, fazendo coincidir o último conjunto avaliado em cada trimestre com o último dosímetro devolvido pelas estações de monitorização espalhadas no País. Em média, durante cada trimestre do ano, realizaram-se duas avaliações em cada ponto de medida.

O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro Harshaw 8855 contendo um cartão com dois detetores de TLD-100, calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$ (Pereira *et al.*, 2016a). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, 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, 2006a, 2006b & 2006c). Para cada período de integração, em cada ponto de medida, colocaram-se dois grupos de seis dosímetros, agrupados em três conjuntos de dois, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de dois dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de dois dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de exposição; 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 conjuntos irradiados antes e depois do período de exposição no exterior, 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.*, 2016a). Para cada ponto de medida, determinou-se o respetivo fator de correção

de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os dosímetros não irradiados (Pereira *et al.*, 2016b). Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respectivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram todos processados (lidos) no mesmo dia em que foram removidos.

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 nSv.h⁻¹.

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 apresentam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos localizados no CTN, calculados a partir das leituras realizadas nos quatro trimestres de 2016. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão dos valores medidos. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2016, 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.6.

Tabela II.3 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada ponto de medida no CTN em cada trimestre e respetivo valor médio anual (valores expressos em nSv.h⁻¹)

| Ponto de medida | I | II | III | IV | Ano 2016 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|----------|
| Administração | 82±6 | 105±6 | 80±3 | 86±6 | 88±11 |
| Oficinas | 91±9 | 107±14 | 93±12 | 95±7 | 96±12 |
| LMRI | 97±3 | 101±10 | 107±8 | 101±6 | 102±7 |
| PRR1 | 144±12 | 146±12 | 156±8 | 143±10 | 147±11 |
| PRR2 | 153±20 | 164±17 | 170±23 | 159±15 | 162±19 |
| PRR3 | 173±14 | 191±25 | 177±2 | 183±13 | 181±16 |
| PRR4 | 137±9 | 146±8 | 156±7 | 151±8 | 148±9 |

Observa-se que os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos pontos Oficinas, Administração e LMRI são muito próximos entre si, e que os valores medidos nos pontos de medida PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4 são sistematicamente mais elevados. Tal como sugerido nos relatórios de anos anteriores, estes últimos pontos de medida localizam-se próximos do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e baixa atividade, e provavelmente, por esta razão os valores medidos são sistematicamente mais elevados do que os registados nos outros três pontos de medida.

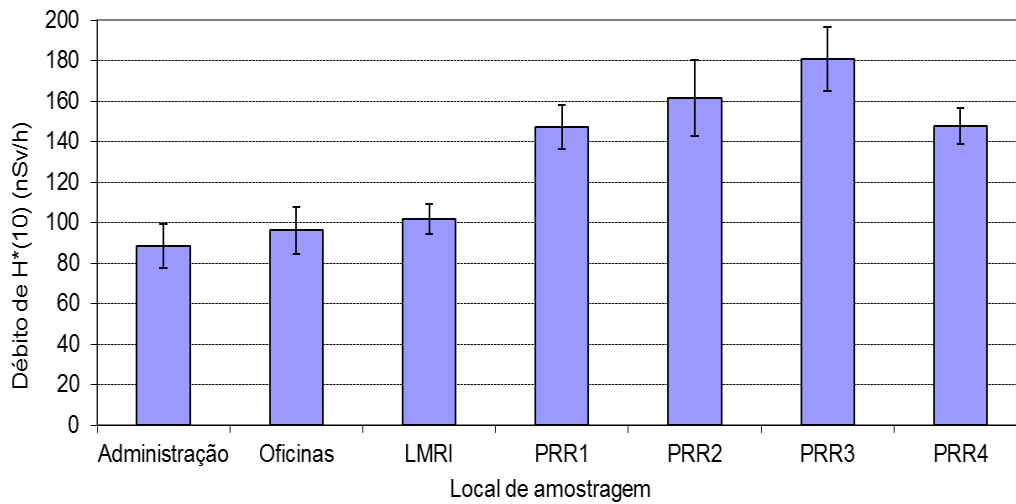


Figura II.6 – Valores médios anuais para 2016 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2009 a 2017). Os valores medidos 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 2016, 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. As análises às amostras de efluentes foram realizadas no laboratório de medida do Núcleo Operacional de Proteção Radiológica (NOPR).

Na Figura II.7 são apresentadas as atividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de atividade total.

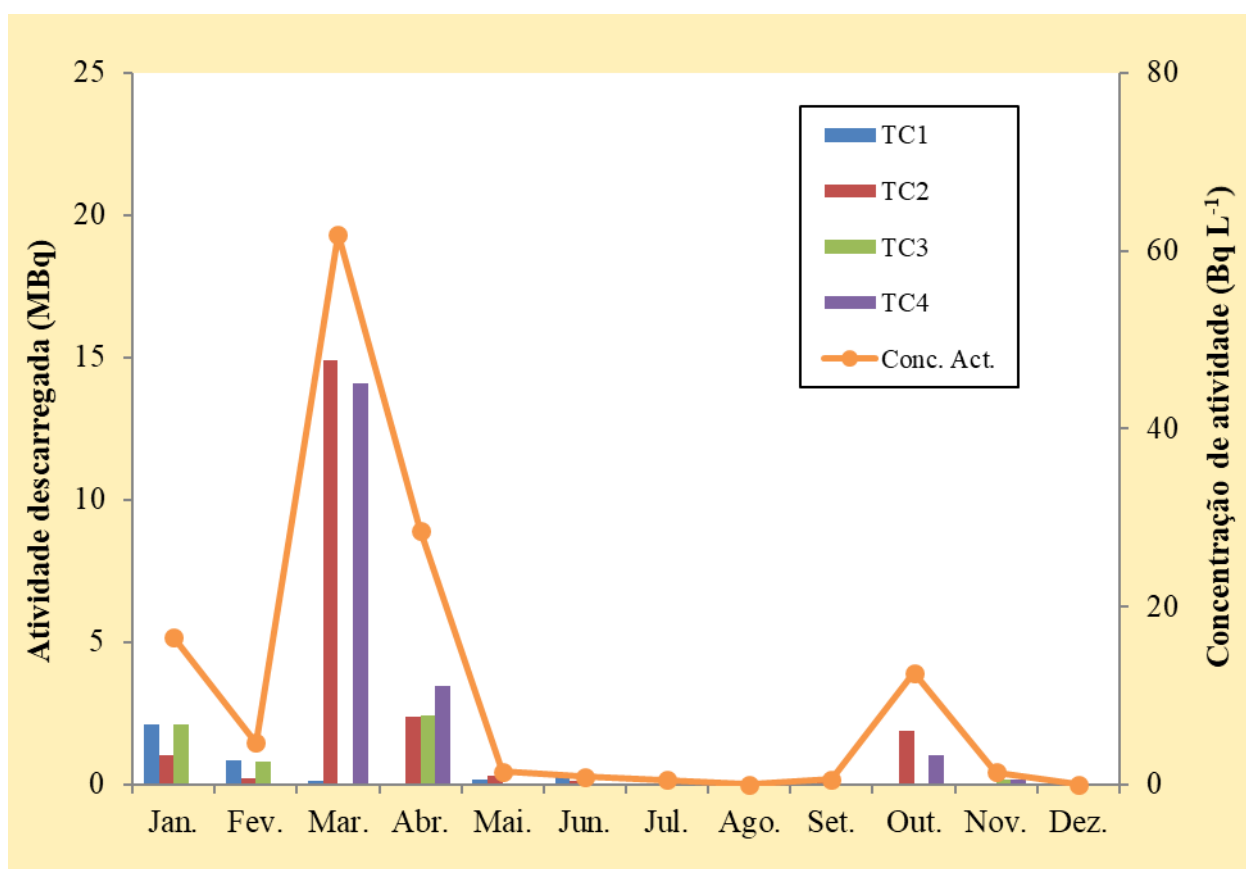


Figura II.7 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2016 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2016 foi 49 MBq, muito inferior à atividade total descarregada em anos anteriores (89 MBq em 2015, 437 MBq em 2014 e 222 MBq em 2013). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC2 (21 MBq), ao contrário do ocorrido em 2015 cuja maior contribuição proveio do tanque TC1 (com um valor de 48 MBq). Como se pode observar através da Figura II.7, a concentração de atividade variou entre 0 Bq L⁻¹ nos

meses de agosto e dezembro (em que não se registaram descargas) e 62 Bq L^{-1} no mês de março, 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 2016 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I 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., Muñoz 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., Abrantes J.N., Margo O., Rangel S., Santos L., (2004). Long-Term Stability of a TLD-Based Individual Monitoring System. *Radiation Protection Dosimetry*, 120, 1-4, 289-292.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A., (2006a). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006b). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal).
- 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.
- 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.
- 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.
- 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* UPSR, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.
- Madruga M.J., F.P. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J.A. Corisco, I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, Y. Romanets, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva, A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, J. Melo, M. Pereira (2013). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). *Internal*

- Report LPSR, Série A, nº39/13, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2014) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012). *Internal Report LPSR*, Série A, nº40/2014, ISBN 978-989-96542-8-0, pp. 137.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2015) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013). *Internal Report LPSR*, Série A, nº41/2015, ISBN 978-989-96542-9-7, pp. 135.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Santos M., Pereira M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Gomes A.R., Andrade E. (2016) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014). *Internal Report LPSR*, Série A, nº42/2016, ISBN 978-989-20-6528-1, pp. 149.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Andrade E., Pereira J. (2017) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015). *Internal Report LPSR*, Série A, nº43/2017, ISBN 978-989-99833-0-4, pp. 144.
- 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 J., M.F. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, J.G. Alves, (2016a) Fading effect of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P for Ext-Rad and wholebody detectors. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 177-180, doi:10.1093/rpd/ncv445.
- Pereira M.F., J. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, L.M. Santos, J.V. Cardoso, J.G. Alves, (2016b) Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345, doi:10.1093/rpd/ncv479.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira
Margarida Malta

III.1. OBJECTIVOS

III.1.1 Introdução

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

A necessidade deste programa de monitorização resulta da intensa atividade mineira decorrida em Portugal entre 1908 e 2001 e, em particular, da exploração de 60 depósitos de minérios radioativos para a produção de rádio e de urânio. Em 2001, com o encerramento 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 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 a ser extinta e a atividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros foi transferida para a EDM (Nero et al., 2005; Santiago Baptista, 2005).

Ao IST/LPSR incumbe agora *«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 das regiões das antigas minas de urânio, procedendo-se à determinação das concentrações dos radionuclidos da família do urânio no ambiente (Figura III.1). 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, e mereceram aprovação dessa Missão.

O Programa de Monitorização das Antigas Zonas Mineiras de Urânio, não constituiu, no entanto, o início dos trabalhos do Departamento de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear neste domínio (Carvalho, 2011, 2014). 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).

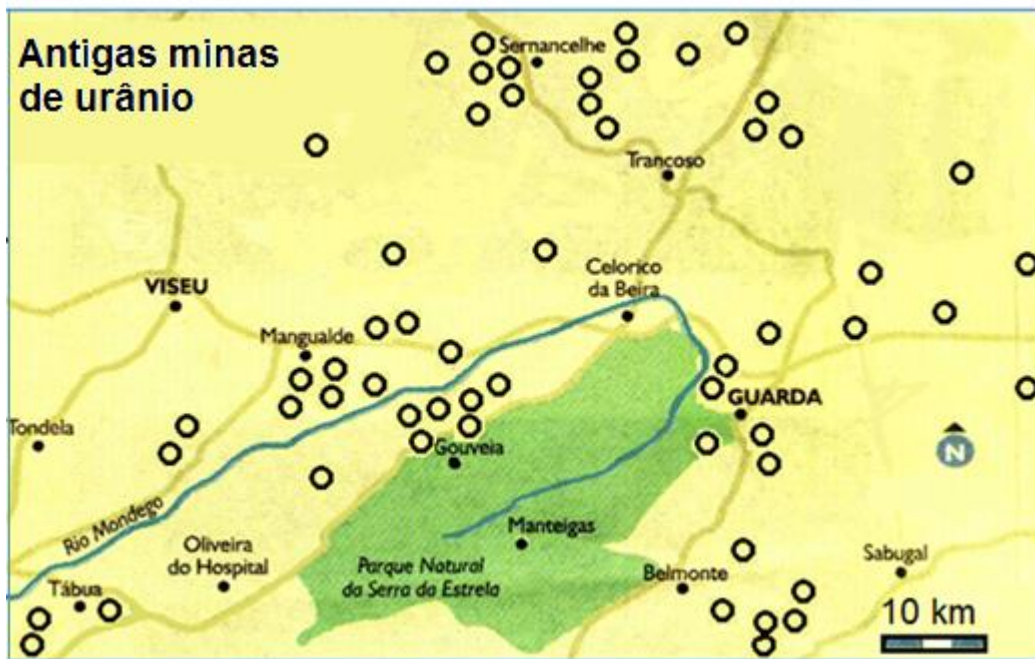


Figura III. 1- Mapa da região centro do país e localização das antigas minas de urânio (círculos).

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 contaminação ambiental em diversas áreas e a exposição de membros do público a radiações ionizantes acima do fundo radioativo natural, as recomendações efetuadas pelo Projecto “MinUrar” incluíram a realização de trabalhos de remediação ambiental, a monitorização periódica da radioatividade no ambiente 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 eventualmente mais espaçada para assegurar o controlo da exposição radiológica das populações a longo termo (Marinho Falcão et al., 2005, 2006, 2007; Carvalho et al., 2005 a,b, 2007).

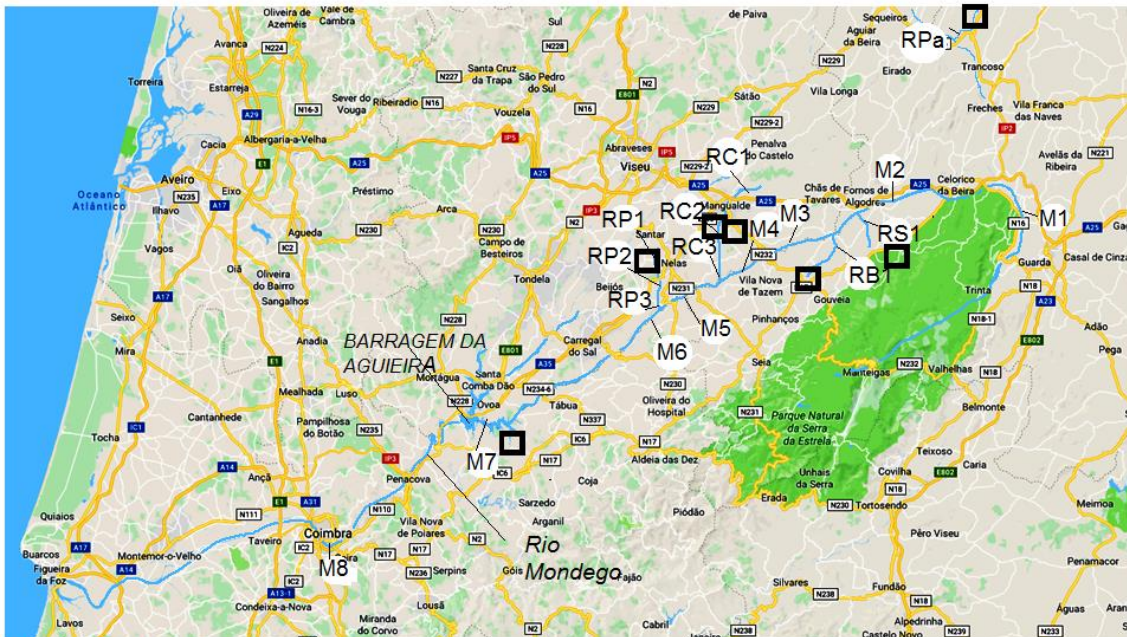
A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluída em 2007 pela EDM. Os trabalhos consistiram na transferência de várias escombrelas de menor volume existentes na área e sua colocação sobre os resíduos acumulados na Barragem Velha, juntamente com os escombros e entulhos provenientes do desmantelamento das antigas instalações de tratamento de minério e limpeza da área. 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, 2011). Os trabalhos de remediação foram estendidos a outras áreas, e iniciados na zona da Cunha-Baixa durante 2011 tendo prosseguido em 2012-2013 (Carvalho, 2010a, 2010b). Outras áreas foram, entretanto, também já intervencionadas embora muito reste ainda por fazer. Diversos trabalhos de estudo e monitorização da radioatividade das zonas das antigas minas de urânio têm sido publicados (Carvalho et al. 2005 a,b, 2007, 2009 a,b, 2014 a,b,c,d,e,f 2015; Caetano et al., 2014; Pereira et al., 2014).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2016

Incluíram-se no plano de monitorização de 2016:

- A) Escombros, águas e sedimentos de várias antigas minas de urânio situadas sobretudo na bacia do Rio Mondego.
- B) Águas superficiais na bacia hidrográfica do Rio Mondego, incluindo os afluentes Ribeira do Castelo, Ribeira da Pantanha, Ribeira de São Paio e Ribeira do Bôco, em cujas bacias existem minas e escombrelas de antigas minas de urânio.
- C) Monitorização da dose de radiação ambiente (dose externa) nas áreas de várias antigas minas de urânio nos distritos de Viseu e da Guarda.
- D) Água para consumo humano.
- E) Aerossóis na atmosfera exterior.
- F) Radão no interior de edifícios em várias localidades.

G) Análises de produtos hortícolas de aldeias próximas de antigas áreas mineiras de urânio e de uma área de referência.



M1 Vila Cortês Mondego
 M2 Fornos de Algodres
 M3 Ribamondego
 M4 PóvoadeCervães
 M5 Montante C. Felgueiras
 M6 Jusante C. Felgueiras
 M7 Barragem da Aguieira
 M8 Coimbra

RC1 Mesquitela
 RC2 Anta, C.Baixa
 RC3 Póvoa Luzianes
 RP1 Valinhos
 RP2 Ponte jusante BN
 RP3 Caldas de Felgueira

RPa Reboleiro
 RS1 Rib São Paio
 RB1 Rib do Boco
 ■ Minas

Figura III.2- Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego. As estações M1 a M8 correspondem aos locais de colheita no Rio Mondego. As estações RC correspondem a Ribeira do Castelo; RP corresponde a Ribeira da Pantanha; RS, corresponde a Ribeira de São Paio; RB, corresponde a Ribeira do Bôco; RPa, corresponde a Ribeira de Palhais. Apenas as minas maiores estão indicadas.



Figura III.3- Sítios de antigas minas de urânio na bacia do Rio Mondego, Guarda e Trancoso.

- A. Cratera da Mina da Quinta do Bispo com a escombreira de lixiviados em primeiro plano (julho 2014).
- B. Mina da Cunha-Baixa com a bacia do tratamento secundário de efluentes (“wetland”) em primeiro plano e, ao fundo, a escombreira recoberta e aldeia da Cunha-Baixa (julho 2014).
- C. Ribeira da Pantanha no local da estação RP3. Ao fundo a Barragem Nova.
- D. Albufeira da Barragem da Agueira e cratera da Mina Mondego Sul (à direita).
- E. Monitorização da zona da Mina do Forte Velho com um “drone” equipado com detetor de radiação gama. Vista do sítio da mina para oeste, com a escombreira em primeiro plano.
- F. Hortas das casas no centro da povoação do Reboleiro; ao fundo escombreira da antiga Mina do Reboleiro.

III.2. MATERIAIS E MÉTODOS

III.2.1. Amostragem

A monitorização ambiental efetuada pelo IST/LPSR assenta sobretudo na recolha de amostras ambientais, nas áreas selecionadas, para a determinação das concentrações dos radionuclídeos através de análises feitas no laboratório. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada em duas missões de campo, uma em junho (20-24) e outra em Agosto (22-26) de 2016. As missões incidiram sobre a amostragem de antigos sítios mineiros, cursos de água, hortas e poços de rega, águas das redes públicas de abastecimento, aerossóis e, ainda, na medição contínua do radão no interior de casas.

Nas zonas de antigas minas de urânio procedeu-se à amostragem de escombros mineiros, da água e dos sedimentos das crateras mineiras, e à medição da dose de radiação ambiente, a 1 metro acima do solo, com um monitor portátil Thermo Scientific FH-40. Na bacia hidrográfica do Rio Mondego, incluindo dois afluentes na margem direita e dois na margem esquerda do Mondego, procedeu-se à recolha de sedimentos do leito com um amostrador cónico em aço inox (cone de Berthois) e da água dos ribeiros e rios (Figura III.2). Nas hortas das povoações junto a áreas mineiras foram recolhidas amostras de água dos poços ou furos, de solos agrícolas e de produtos hortícolas.

A determinação da concentração de radão (^{222}Rn) no ar foi efetuada em contínuo com analisadores-registadores baseados em detetores de barreira de silício (SARAD, GmbH). Estes detetores foram colocados sobre móveis no interior de casas nas povoações da Cunha-Baixa e do Reboleiro.

A amostragem de poeiras atmosféricas foi efetuada com amostradores High Volume Andersen no centro da povoação de Cunha-Baixa (no terreno da Junta de Freguesia) e numa quinta (Casal de S. José) nas proximidades da Barragem Velha na Urgeiriça.

Procedeu-se à recolha de água da torneira, fornecida pelas redes públicas de distribuição de água para consumo humano, nas localidades de Trancoso, Reboleiro, Mangualde, Canas de Senhorim, Coimbra, e ainda Lisboa para comparação. Estas amostras de água foram analisadas tal qual, isto é, sem filtração prévia, tal como seriam consumidas.

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 com uma sonda multi-paramétrica HORIBA U-2.

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 $0,45\ \mu\text{m}$ de poro para a determinação em separado das concentrações de radionuclídeos na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram de seguida acidificadas com HNO_3 a $\text{pH} < 2$ e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura III.4).

As amostras de solos e de escombros mineiros foram transportadas para o laboratório, secas a $60^\circ\ \text{C}$ e peneiradas através de crivos com $63\ \mu\text{m}$ de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração inferior a $63\ \mu\text{m}$ para as análises.

As poeiras em suspensão no ar de superfície (cerca de 1,5 m acima do solo) foram recolhidas com amostradores de ar de grande caudal (Andersen) sobre filtros de microfibras de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras no ar (Figura III.4).



Figura III.4- Aspectos da amostragem no terreno.

A, Filtração das amostras de água no local da colheita.

B, Filtros com a matéria em suspensão.

C, Amostrador de aerossóis.

As amostras de produtos hortícolas disponíveis foram lavadas como se faria para consumo, e, uma vez transportadas para o laboratório do LPSR/IST, foram liofilizadas,

homogeneizadas e as determinações de radionuclídeos efetuadas sobre alíquotas dessas amostras.

III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclídeos

Após homogeneização das amostras foram preparadas 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.

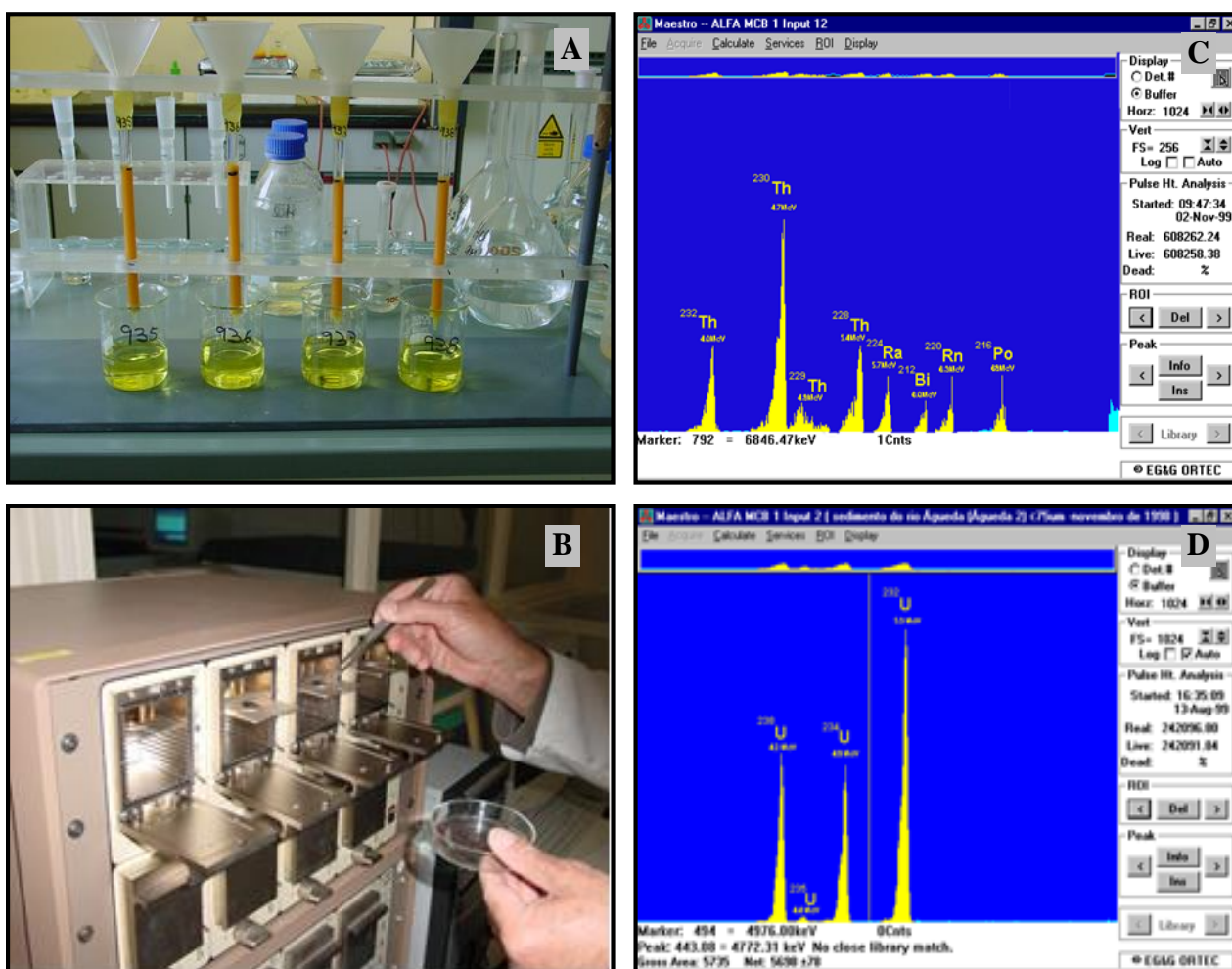


Figura III.5- Análise de radionuclídeos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, Espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, Espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

Os radioelementos foram electrodepositados em discos metálicos, de aço inox ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detectores 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., 2005a; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira 2007, 2009) (Figura III.5).

O controlo de qualidade analítica foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações dos radionuclídeos conhecidas e através da participação em exercícios de inter-comparação laboratorial com amostras desconhecidas, periodicamente 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; Carvalho e Edge, 2013; Pham et al., 2014).

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A) Escombros e águas de mina de antigas minas de urânio

Os resultados analíticos para as amostras de escombros, sedimentos de crateras mineiras e águas de mina são apresentados nas Tabelas III.1.a, 1.b, 1.c e 1.d.

Várias antigas minas de urânio têm escombros de materiais contaminados, geralmente depositados à superfície e perto da mina. As amostras recolhidas nestas escombros mostraram concentrações elevadas de radionuclídeos da família do urânio e confirmam resultados de anos anteriores. Por exemplo, a Mina do Tintinholho (Guarda), situada numa antiga concessão mineira ainda não remediada, apresenta uma escombros, uma galeria de mina com acesso não bloqueado e escorrência de água da mina que alimenta uma charca no exterior, usada para dessedentar rebanhos de ovinos e irrigar hortas ocasionais. Os materiais da escombros têm concentrações elevadas de urânio com 84740 ± 3900 Bq/kg de ^{238}U , 45570 ± 3400 Bq/kg de ^{226}Ra e 22160 ± 1480 Bq/kg de ^{210}Pb (Tabela III.1.a). O sedimento acumulado na charca de água da mina apresentou concentrações menos elevadas que os escombros, e designadamente continha 4930 ± 190 Bq/kg de ^{238}U , 2760 ± 140 Bq/kg de ^{226}Ra entre outros radionuclídeos da família do urânio. Ainda assim estas concentrações estão muito acima (5 a 10 vezes) das concentrações destes radionuclídeos nos solos da região, como se verá mais adiante.

Outras minas monitorizadas, incluindo as minas da Quinta do Bispo, Cunha-Baixa, Castelejo, Mondego Sul, Canto do Lagar e Bôco têm escombros ou sedimento das águas de mina com concentrações de radionuclídeos também elevadas. Por exemplo, os sedimentos acumulados na bacia de saída da água da mina subterrânea da Cunha-Baixa continham 13310 ± 520 Bq/kg de ^{238}U e 8340 ± 420 Bq/kg de ^{226}Ra . Por outro lado, os escombros existentes nas pequenas minas de Canto do Lagar e Póvoa de Cervães têm concentrações de radionuclídeos mais baixas pois os materiais ali acumulados foram essencialmente escombros mineiros e não resíduos da extração química do urânio (Tabela III.1.a).

As minas com crateras preenchidas por lagoas acumularam, com o passar dos anos, uma camada de sedimento, em grande parte resultante das escorrências da zona envolvente e das escombrelas de resíduos mineiros. A análise destes sedimentos revelou a acumulação de materiais com concentrações elevadas de urânio e seus descendentes radioativos. Os sedimentos mais radioativos analisados foram os da Mina da Cunha-Baixa e os da Mina do Castelejo, estes últimos com 8970 ± 390 Bq/kg de ^{238}U e com concentrações em atividade semelhantes de ^{230}Th , ^{226}Ra e ^{210}Pb (Tabela III.1.a). Estas concentrações elevadas devem ser tidas em conta pois, conforme o destino a dar a estes materiais nos trabalhos de limpeza e remediação ambiental futuros, o impacto radiológico pode ser relevante.

Os radionuclidos nas águas de minas distribuem-se entre a fase dissolvida e a fase particulada (Tabelas III.1.b, III.1.c). Os casos com concentrações em atividade mais elevadas foram os da Mina da Urgeiriça, Mina da Quinta do Bispo e da Mina da Cunha-Baixa. Por exemplo, a água da Mina da Urgeiriça, reunida com os lixiviados da escombrela da Barragem Velha e da Barragem Nova no Poço das Cobras, apresentava uma concentração de 8320 ± 440 mBq/L de ^{238}U , embora com uma concentração de ^{226}Ra muito baixa, de 160 ± 10 mBq/L. Já a água da mina subterrânea da Cunha-Baixa, com pH francamente ácido, apresentou elevadas concentrações de ^{226}Ra dissolvido além de concentrações também significativas de ^{238}U dissolvido (Tabela III.1.b). A água da mina subterrânea da Cunha-Baixa contrasta com a água da cratera da Mina da Quinta do Bispo, esta a céu aberto, onde a concentração de ^{226}Ra é muito mais baixa apesar da concentração de urânio ser semelhante à da Cunha-Baixa. Outras minas a céu aberto, com lagoas alimentadas pela chuva, como a Mina de Mondego Sul, Mina do Bôco e Mina do Castelejo continuam nesta ocasião águas menos contaminadas.

Em contraste com as concentrações em atividade dos radionuclidos na fase solúvel das águas de minas, a radioatividade associada à matéria particulada foi sempre mais baixa. Em todas as águas de mina as concentrações de ^{238}U na fase de partículas variou entre 6,4 e 462 mBq/L e o ^{226}Ra entre 4,2 e 35 mBq/L (Tabela III.1.c). Esta concentração (atividade na matéria particulada por unidade de volume de água) varia naturalmente com a carga de matéria em suspensão, mas geralmente representou uma pequena parte (<10%) da atividade total por litro de água. No entanto, as atividades específicas dos radionuclidos na fase particulada (Bq/kg peso seco de matéria em suspensão) foram sempre muito elevadas. Por exemplo, para o ^{238}U variaram de cerca de 309 ± 14 a 165990 ± 5839 Bq/kg, para o ^{226}Ra variaram de 198 ± 13 a 5022 ± 751 Bq/kg e para o ^{210}Po variaram de 1650 ± 60 a 16690 ± 582 Bq/kg (Tabela III.1.d), ou seja, apresentaram concentrações da mesma ordem de grandeza ou mais elevada que os escombros e sedimentos das crateras mineiras. Os fatores de partição destes radionuclidos entre

fase particulada e fase solúvel (Kd) são, portanto, sempre muito elevados, geralmente de 10^3 a 10^5 , embora variando com o pH da água e formação de complexos (Fesenko et al., 2014).

A descarga das águas de minas de urânio sem tratamento prévio para as linhas de água causaria uma contaminação radioativa ambiental assinalável. De igual modo, a utilização destas águas de mina como água de rega levaria à contaminação gradual dos solos agrícolas. Em diversas minas foram instaladas ou modernizadas pela EDM, Estações de Tratamento de Águas de Mina (ETAM) e as águas de mina são tratadas através da precipitação dos radionuclídeos e dos metais estáveis com hidróxido de cálcio e cloreto de bário. Assim, uma redução assinalável da atividade é obtida antes da descarga das águas tratadas para os cursos de água. Por exemplo, a concentração do ^{238}U dissolvido a jusante da descarga para a Ribeira da Pantanha, em RP2, foi de 322 ± 12 mBq/L e, portanto, muito inferior à concentração na água não tratada da Mina da Urgeiriça (Poço das Cobras) com 8320 ± 440 mBq/L (Tabela III.1.b e III.1.c).

As concentrações em atividade na água da Ribeira da Pantanha, embora denotem um aumento em RP2 por comparação com a estação de amostragem a montante da descarga, em RP1, não representam um aumento extremo da radioatividade como se verificou no passado na ausência de tratamento da água da mina (Carvalho 2011, Carvalho et al. 2014a).

As análises das águas de outras ribeiras afluentes do Mondego, tais como a Ribeira de São Paio que recebe águas da Mina do Castelejo, a Ribeira do Bôco que recebe águas da Mina do Bôco, e a Ribeira do Castelo que recebe águas tratadas das ETAMs das Minas da Cunha-Baixa e da Quinta do Bispo, mostraram pequenos incrementos dos níveis da radioatividade natural, tanto na fase solúvel como na fase particulada, atribuídas às descargas de águas de mina (Tabelas III.2.a e III.2.b).

B) Águas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Mondego

Os valores das concentrações de radionuclídeos na fase solúvel e das concentrações na fase particulada das águas de superfície são apresentados nas Tabelas III.2.a e III.2.b, respetivamente.

As águas do rio Mondego a montante das descargas de minas de urânio, em M1 e M2, foram analisadas a fim de determinar o nível da radioatividade natural, e servirem de referência na comparação com os valores das concentrações determinadas mais a jusante, incluindo o lago artificial da Barragem da Aguieira e a represa do Mondego junto à cidade de Coimbra (Figura III.2).

As concentrações de urânio dissolvido e seus descendentes radioactivos foram sempre baixas e variaram pouco ao longo do troço monitorizado do Rio Mondego (Tabelas III.2.a e

III.2.b). As águas das ribeiras com descargas das minas de urânio e afluentes do Mondego apresentaram valores mais elevados (Tabelas III.2.a e III.2.b).

Em particular, a Ribeira da Pantanha que atravessa a zona mineira da Urgeiriça apresentou valores de 322 ± 12 mBq/L de ^{238}U na zona das descargas (RP#2) o que corresponde um incremento de cerca de 5 vezes em comparação com as concentrações dos radionuclidos em Valinhos (RP#1), a montante da descarga. A elevação da concentração de ^{238}U na água da Ribeira da Pantanha manteve-se ainda nas Caldas da Felgueira (RP#3), onde se reúne com o Rio Mondego.

A Ribeira do Castelo, outro afluente da margem direita do Rio Mondego, apresentou um ligeiro aumento das concentrações de urânio e de rádio na estação a jusante das descargas das águas de minas de Cunha-Baixa e Quinta do Bispo (RC#2), em comparação com a estação de referência na Mesquitela (RC#1), a montante das duas minas. No entanto, estes valores são muito mais baixos do que os valores registados no passado, no mesmo local, antes da remediação ambiental (Carvalho et al., 2009a).

Nas águas das Ribeiras de São Paio e do Bôco, afluentes da margem esquerda do Mondego, não foram detetados incrementos significativos de radioatividade proveniente de descargas das minas do Castelejo e do Bôco situadas nas respetivas bacias hidrográficas (Tabelas III.2.a e III.2.b).

A Ribeira de Palhais que corre ao longo do vale da povoação do Reboleiro, perto de Trancoso, e flui para o Rio Távora, foi também analisada (Tabelas III.2.a e III.2.b). Não foram detetados aumentos das concentrações de radioatividade natural acima dos valores típicos dos cursos de água da região, determinadas em anos anteriores (Carvalho et al, 2014c, 2015)

Os sedimentos depositados no leito dos rios e ribeiras são um repositório mais permanente das contaminações de épocas anteriores, em contraste com a contaminação da água que rapidamente flui e é substancialmente renovada nos períodos de chuva.

Os sedimentos do leito do Rio Mondego mostraram uma composição razoavelmente variada em teores de radionuclidos como ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra e ^{210}Pb . Por exemplo, o ^{238}U variou de cerca de 87 ± 3 a 650 ± 21 Bq/kg e o ^{226}Ra variou de 109 ± 16 a 422 ± 33 Bq/kg (Tabela III.2.c). Deve notar-se a inflexão nas concentrações de urânio a partir da estação M7, que corresponde ao troço do Rio Mondego na região de xistos e grauvaques, os quais contêm menores concentrações de urânio que os granitos que formam o leito do rio no troço de M1 a M6. Um outro ponto a destacar é o valor mais elevado de urânio determinado em M6, o qual corresponde ao efeito das descargas da Ribeira da Pantanha e do impacto da atividade mineira da Urgeiriça ainda perceptível no registo sedimentar do Rio Mondego.

Nas ribeiras afluentes do Mondego o registo sedimentar das descargas contaminantes das antigas minas de urânio pode também ser ainda observado. Os resultados das análises de sedimentos da Ribeira da Pantanha mostraram uma tendência crescente de concentrações de ^{238}U e de ^{226}Ra da estação RP#1 para RP#3, resultante do impacto das descargas de efluentes não tratados das antigas instalações da ENU na Urgeiriça. Um registo sedimentar semelhante observa-se também na Ribeira do Castelo, com valores máximos em RC#2, perto da descarga das minas de Cunha-Baixa e da Quinta do Bispo (Tabela III.2.c).

C) Monitorização das doses de radiação ambiente

As doses de radiação ambiente foram medidas com um detetor portátil de radiação em vários locais: com escombros em áreas mineiras ainda não remediadas, em áreas mineiras nas quais os escombros foram removidos e a zona reabilitada, e, ainda, em áreas de comparação para determinar o fundo radioativo natural da região.

O fundo radioativo natural na bacia do Rio Mondego, no troço superior da bacia sobre as formações de granitos foi de 0,20 a 0,32 $\mu\text{Sv/h}$, mas foi mais baixo na zona de formações de xisto-grauvaque na área da Barragem da Aguieira onde variou entre 0,10 e 0,13 $\mu\text{Sv/h}$.

As zonas com valores de taxa de dose ambiente mais elevados e significativamente acima do fundo radioativo natural foram, sistematicamente, as escombrelas de minas, onde também as concentrações de urânio e descendentes radioativos são francamente elevadas. Assim, as taxas de dose de radiação ambiente registadas sobre as escombrelas de lixiviados na Quinta do Bispo foram de 9,7 $\mu\text{Sv/h}$, sobre escombrelas da Mina do Bôco foram 2,0 $\mu\text{Sv/h}$, e sobre as bacias de lamas da Mina do Castelejo foram de 1,2 $\mu\text{Sv/h}$. As leituras de taxa de dose ambiente mais elevadas nos novos locais monitorizados nesta missão foram registadas sobre a escombrela da Mina do Tintinholho, com um valor máximo de 5 $\mu\text{Sv/h}$ (“hot spot”) e geralmente variando entre 1 e 3 $\mu\text{Sv/h}$.

Os sítios mineiros já limpos e reabilitados, como a Mina do Forte Velho (Guarda) e a Mina do Barroco I (Gouveia), apresentaram taxas de doses de radiação ambiente de 0,30-0,38 $\mu\text{Sv/h}$ e 0,30 a 0,37 $\mu\text{Sv/h}$, respetivamente, isto é, idênticos ao fundo radioativo natural da região. É de registar que antes da remoção dos escombros contaminados, no sítio mineiro do Forte Velho a taxa de dose ambiente atingia um máximo 10 $\mu\text{Sv/h}$, geralmente com valores de 2 a 8 $\mu\text{Sv/h}$.

Os valores de taxa de dose de radiação ambiente são congruentes com as concentrações dos radionuclidos da família do urânio e, naturalmente, onde há escombros com concentrações elevadas de radionuclidos as taxas de dose de radiação elevam-se acima dos valores de radiação ambiente normais para a região.

D) Águas de consumo humano

As concentrações de radionuclídeos na água de consumo amostradas em várias povoações nos distritos mineiros do urânio são apresentadas na Tabela III.3.

As concentrações dos radionuclídeos nestas águas de consumo foram no geral baixas e comparáveis aos resultados de anos anteriores. Como os pontos de colheita das amostras de água foram as torneiras dos consumidores, esta avaliação da radioatividade nas águas para consumo humano tem aplicação direta na avaliação da dose de radiação para a população.

Cada uma das amostras analisadas apresentou uma radioatividade alfa total que não excedeu 0,1 Bq/L. A radioatividade beta total não foi diretamente determinada, mas os resultados de anos anteriores indicaram que nesta região os radionuclídeos que usualmente excedem os valores limite são os emissores alfa (Carvalho *al.*, 2005a). Não é, pois, expectável que usando as fontes superficiais para o abastecimento de água, a dose de radiação para o consumidor venha a exceder 0,1 mSv por ano, *i.e.*, a dose indicativa total indicada como limite na Lei da Água (Decreto-Lei 152/2017). Os resultados indicam, portanto, que estas águas são potáveis no que se refere à radioatividade e adequadas para o consumo humano. No entanto, compete às empresas abastecedoras de água para consumo humano proceder a análises de radioatividade, detalhadas e periódicas, para assegurar aos consumidores a boa qualidade radiológica da água.

Para uma elucidação mais ampla e através de uma comparação rápida, embora a geologia das regiões seja diferente, incluiu-se também nesta Tabela III.3 o resultado da análise de uma amostra de água da torneira da cidade de Lisboa. A região de Lisboa é abastecida com água da bacia hidrográfica do Rio Tejo e pode notar-se que as concentrações de radionuclídeos são da mesma ordem de grandeza que nas águas da região centro.

E) Aerossóis no ar de superfície

Os resultados das análises de aerossóis amostrados nas proximidades de antigas minas de urânio são apresentados na Tabela III.4.

Duas amostras recolhidas em dias consecutivos no local da Quinta de S. José, situada muito perto da Barragem Velha e da Barragem Nova de resíduos do tratamento de minério de urânio na Urgeiriça, apresentaram concentrações muito baixas dos radionuclídeos nas poeiras em suspensão na atmosfera. Os valores determinados também no ar de superfície no centro da povoação de Canas de Senhorim, no Quartel dos Bombeiros, mostraram igualmente que a proximidade das escombrelas já não é um fator de contaminação radioativa da atmosfera local. A análise de filtros com aerossóis recolhidos na povoação da Cunha-Baixa (Mangualde) e na povoação do Reboleiro (Trancoso) apresentou também valores baixos de radioatividade. Por

exemplo, o ^{238}U variou entre 120 ± 5 e 373 ± 24 Bq/kg, comparável e até inferior às concentrações em solos não contaminados (como se verá adiante, Tabela III.6.a).

A maior concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po observada nos aerossóis (Tabela III.4) em comparação com as concentrações dos progenitores da série do urânio (^{238}U , ^{230}Th e ^{226}Ra), resulta da origem diferente destes radionuclídeos e não da re-suspensão de poeiras dos escombros ou resíduos das minas de urânio. Deve sublinhar-se que os materiais contaminados das minas de urânio, como os escombros apresentados no Tabela III.1.a, por exemplo, têm concentrações de radionuclídeos da série de urânio aproximadamente em equilíbrio radioativo secular e muito mais elevadas que nos aerossóis. Nos aerossóis, as concentrações elevadas de ^{210}Pb e ^{210}Po correspondem a radionuclídeos com origem nos fogos florestais e descendentes do radão atmosférico, os quais são reconcentrados nas partículas em suspensão no ar (Carvalho et al, 2014f). Nesta região, a maior contribuição para a dose por inalação de aerossóis provem, hoje em dia, dos fumos de fogos florestais.

F) Radão no interior de edifícios

As determinações de radão incidiram no ar interior de edifícios, um na Cunha-Baixa e vários outros na aldeia do Reboleiro (Tabela III. 5). Os valores médios de radão na maioria dos locais excederam o limite recomendado pela Diretiva Europeia 59/2013 EURATOM, de 300 Bq/m^3 (média anual), o que não surpreende por se tratar de uma região granítica e, portanto, com valores geralmente elevados de radão. Estes valores confirmam as determinações efetuadas noutras casas da mesma povoação, no ano anterior.

Um dos edifícios apresentou valores de radão particularmente preocupantes, de cerca de 10000 Bq/m^3 . Poderá tratar-se de entrada de radão proveniente de galerias subterrâneas, pois existe uma antiga mina sob a povoação e existem também depósitos de urânio não explorados.

De um modo geral, estes valores apontam para a necessidade de um programa de monitorização do radão nestas regiões graníticas com mineralizações de urânio e de adopção de medidas de prevenção e de remediação para o radão, conforme recomendado pela Diretiva Europeia 59/2013 EURATOM.

G) Produtos das hortas

Os resultados das análises de solos de hortas, águas de poços e produtos hortícolas, amostrados em várias localidades, são apresentados nos Tabelas III.6.a, 6.b, 6.c, 6.d e 6.e.

A aldeia da Mesquitela está situada na margem da Ribeira do Castelo, a montante das Minas da Cunha-Baixa e da Quinta do Bispo e foi escolhida, tal como em anos anteriores, para zona de comparação com as áreas mineiras. Como fica na mesma região e não muito longe de

Canas de Senhorim, pode também ser utilizada como zona de referência para comparação com as hortas da Urgeiriça.

De um modo geral as concentrações de radionuclídeos nos solos agrícolas das hortas têm valores normais para a região, com a exceção da horta da Cunha-Baixa com 2251 ± 80 Bq/kg de ^{238}U (Tabela III.6.a). Esta horta é regada com água do respetivo poço, que apresenta valores de radioatividade muito elevados (por exemplo 2029 ± 106 mBq/L de ^{238}U dissolvido) resultantes de contaminação proveniente da antiga mina da Cunha-Baixa. A água do furo profundo da horta do Reboleiro apresenta também concentrações elevadas, com 3270 ± 185 mBq/L de ^{238}U , mas essas concentrações não resultam de um impacto mineiro, mas sim de uma ocorrência natural numa região onde há mineralizações de urânio (Tabela III.6.a).

Os produtos das hortas da Mesquitela são regados com água de poços privados de rega existentes em cada courela, tal como nas outras povoações. As amostras vegetais das várias proveniências foram agrupadas por produto (alfaces, tomates, cebolas, cenouras) e os resultados expressos em atividade por peso fresco e por peso seco. As concentrações de atividade por peso fresco dão indicação mais útil para avaliar a ingestão, mas as concentrações de atividade em peso seco devem preferencialmente ser utilizadas na comparação das várias origens (como toda a água foi eliminada antes da análise, há menor variabilidade no grau de hidratação dos produtos).

Efetuada as comparações em Bq/kg peso seco (Tabela III.6.e), constatamos que os produtos das hortas da Cunha-Baixa, da Quinta do Bispo e da aldeia do Reboleiro geralmente apresentaram concentrações mais elevadas em ^{238}U e ^{226}Ra (geralmente cerca de duas vezes mais elevadas) que os produtos idênticos da Mesquitela. Os produtos da horta da Urgeiriça tinham ainda concentrações mais baixas que os da aldeia de referência, a Mesquitela. As variações de concentrações de um mesmo produto hortícola de uma horta para outra são devidas à água utilizada para regar, pois as plantas acumulam estes radionuclídeos do solo mas, sobretudo, a partir da água de rega (Carvalho et al, 2009c). Nenhum produto hortícola analisado apresentou valores excessivamente elevados indicando contaminação radioativa com possível impacto radiológico nos consumidores.

Tabela III.1 – Escombros, águas e sedimentos de crateras mineiras.

a) Concentração em atividade (Bq/kg±1σ) dos radionuclídeos nos escombros e sedimentos das crateras mineiras (fração <63µm).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| Sedimentos, Mina Cunha-Baixa | 13310±520 | 642±32 | 12924±507 | 4755±266 | 8340±420 | 9469±528 | 152±11 |
| Escombros, Mina Qta. do Bispo | 13720±470 | 660±29 | 13028±447 | 26729±1544 | 3260±260 | 4272±270 | 53±5 |
| Escombros, Mina Mondego Sul | 6698±224 | 300±14 | 6610±221 | 6670±396 | 6952±389 | 5860±303 | 49±4 |
| Sedimentos, Mina Mondego Sul | 823±26 | 39±2 | 903±28 | 1169±74 | 1289±73 | 1054±60 | 55±4 |
| Sedimentos, Mina Castelejo | 8970±390 | 395±21 | 8849±380 | 7559±455 | 8110±450 | 6245±331 | 158±10 |
| Escombros Póvoa de Cervães | 1670±50 | 70±4 | 1693±54 | 1464±94 | 1680±100 | 1489±80 | 104±8 |
| Escombros, Mina Canto do Lagar | 5986±205 | 277±14 | 5785±198 | 4636±215 | 3736±195 | 3366±185 | 262±13 |
| Escombros, Mina Tintinholo | 84740±3900 | 4128±200 | 82236±3784 | 59067±5209 | 45570±3400 | 22160±1480 | 167±16 |
| Sedimentos, Mina Tintinholo | 4930±190 | 219±12 | 4839±187 | 2794±176 | 2760±140 | 2290±130 | 116±9 |

b) Concentração em actividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na fase solúvel das águas de minas.

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Água da Mina, Cunha-Baixa | 6116 \pm 300 | 302 \pm 18 | 5705 \pm 28 | 1,5 \pm 0,2 | 2436 \pm 163 | <0,1 | 9,7 \pm 0,4 | 0,4 \pm 0,1 |
| Água da Mina, Urgeiriça | 8320 \pm 440 | 411 \pm 24 | 7970 \pm 422 | 118 \pm 6 | 160 \pm 10 | <0,1 | 18,0 \pm 0,7 | 2,1 \pm 0,2 |
| Água da Mina, Qta. do Bispo | 6673 \pm 229 | 320 \pm 14 | 6392 \pm 220 | 1,8 \pm 0,2 | 758 \pm 50 | <0,5 | 14,1 \pm 0,8 | 0,3 \pm 0,1 |
| Água da Mina, Mondego sul | 273 \pm 9 | 12,5 \pm 0,6 | 253 \pm 8 | 0,15 \pm 0,03 | 337 \pm 24 | <0,03 | 4,2 \pm 0,2 | 0,014 \pm 0,07 |
| Água da Mina, Bôco | 42 \pm 1 | 2,1 \pm 0,1 | 42 \pm 1 | 0,22 \pm 0,04 | 7,1 \pm 0,8 | <0,05 | 4,6 \pm 0,2 | 0,11 \pm 0,03 |
| Água da Mina, Castelejo | 41 \pm 2 | 2,0 \pm 0,2 | 43 \pm 2 | 3,0 \pm 0,3 | 11,9 \pm 0,8 | 0,9 \pm 0,1 | 8,8 \pm 0,4 | 0,09 \pm 0,04 |
| Água da Mina, Canto do Lagar | 163 \pm 6 | 7,7 \pm 0,4 | 164 \pm 6 | 21 \pm 1 | 42 \pm 3 | <0,04 | 32 \pm 1 | 0,12 \pm 0,04 |
| Água da Mina, Tintinholo | 46 \pm 2 | 2,2 \pm 0,1 | 45 \pm 2 | 1,13 \pm 0,09 | 22 \pm 2 | 1,6 \pm 0,2 | 13,5 \pm 0,8 | 0,025 \pm 0,007 |

c) Concentração em actividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na fase particulada (matéria em suspensão) das águas de minas.

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|------------------------------|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Água da Mina, Cunha-Baixa | 4,2 | 462 \pm 15 | 23 \pm 1 | 448 \pm 15 | 3,7 \pm 0,2 | 9,5 \pm 0,5 | 58 \pm 3 | 31 \pm 1 | 0,13 \pm 0,03 |
| Água da Mina, Urgeiriça | 14,5 | 6,4 \pm 0,3 | 0,31 \pm 0,06 | 6,2 \pm 0,3 | 7,2 \pm 0,5 | 4,2 \pm 0,3 | 0,23 \pm 0,02 | 35 \pm 1 | 0,40 \pm 0,08 |
| Água da Mina, Qta. do Bispo | 5,7 | 950 \pm 33 | 25 \pm 1 | 913 \pm 32 | 13,2 \pm 0,8 | 12,4 \pm 0,6 | 31 \pm 2 | 22,2 \pm 0,7 | 0,7 \pm 0,1 |
| Água da Mina, Mondego Sul | 2,9 | 82 \pm 2 | 3,8 \pm 0,1 | 75 \pm 2 | 1,5 \pm 0,1 | 15 \pm 2 | 41 \pm 2 | 48 \pm 2 | 0,21 \pm 0,03 |
| Água da Mina, Bôco | 7,8 | 7,8 \pm 0,3 | 0,35 \pm 0,03 | 7,8 \pm 0,3 | 0,54 \pm 0,05 | 8,3 \pm 0,5 | 3,5 \pm 0,2 | 15,0 \pm 0,5 | 0,033 \pm 0,008 |
| Água da Mina, Castelejo | 4,8 | 7,9 \pm 0,3 | 0,38 \pm 0,03 | 7,7 \pm 0,3 | 4,4 \pm 0,2 | 17,4 \pm 1,0 | 14,4 \pm 0,9 | 27 \pm 1 | 0,017 \pm 0,006 |
| Água da Mina, Canto do Lagar | 21,2 | 51 \pm 2 | 2,6 \pm 0,1 | 51 \pm 2 | 17,8 \pm 0,8 | 35 \pm 2 | 40 \pm 4 | 58 \pm 2 | 0,25 \pm 0,03 |
| Água da Mina, Tintinholho | 5,5 | 25,2 \pm 0,9 | 1,23 \pm 0,06 | 24,8 \pm 0,9 | 4,7 \pm 0,2 | 24 \pm 2 | 5,2 \pm 0,6 | 34 \pm 1 | 0,12 \pm 0,02 |

d) Concentração em actividade (Bq/kg±1σ) dos radionuclidos na fase particulada (matéria em suspensão) das águas de minas.

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|------------------------------|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Água da Mina, Cunha-Baixa | 4,2 | 109955±3672 | 5408±271 | 106629±3567 | 875±54 | 2256±115 | 13855±828 | 7357±272 | 30±6 |
| Água da Mina, Urgeiriça | 14,5 | 309±14 | 15±3 | 291±14 | 341±24 | 198±13 | 11±1 | 1650±60 | 19±4 |
| Água da Mina, Qta. do Bispo | 5,7 | 165990±5839 | 4436±241 | 159586±5620 | 2313±147 | 2173±112 | 5341±386 | 3872±129 | 119±19 |
| Água da Mina, Mondego Sul | 2,9 | 28252±798 | 1297±46 | 25784±730 | 519±32 | 5022±751 | 13993±802 | 16690±582 | 74±9 |
| Água da Mina, Bôco | 7,8 | 1005±35 | 46±4 | 1001±35 | 69±6 | 1067±64 | 452±30 | 1923±70 | 4±1 |
| Água da Mina, Castelejo | 4,8 | 1655±58 | 80±8 | 1602±56 | 911±52 | 3639±212 | 3010±184 | 5832±239 | 4±1 |
| Água da Mina, Canto do Lagar | 21,2 | 2425±81 | 122±6 | 2411±80 | 839±39 | 1651±72 | 1894±174 | 2769±98 | 12±1 |
| Água da Mina, Tintinholo | 5,5 | 4577±166 | 224±12 | 4501±163 | 861±46 | 4395±358 | 940±106 | 6163±191 | 22±3 |

Tabela III.2 - Água e sedimento de rios.

a) Concentração em atividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na fase solúvel de águas de superfície (rios).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| M#1, Rio Mondego | 8,1 \pm 0,3 | 0,40 \pm 0,04 | 8,1 \pm 0,3 | 0,40 \pm 0,04 | 16 \pm 1 | 0,19 \pm 0,02 | 4,9 \pm 0,3 | 0,79 \pm 0,07 |
| M#2, Rio Mondego | 6,6 \pm 0,3 | 0,32 \pm 0,03 | 6,4 \pm 0,3 | 0,58 \pm 0,06 | 9 \pm 1 | 0,054 \pm 0,006 | 5,0 \pm 0,3 | 0,07 \pm 0,02 |
| M#3, Rio Mondego | 6,7 \pm 0,2 | 0,29 \pm 0,03 | 7,1 \pm 0,2 | 0,66 \pm 0,06 | 12 \pm 1 | 0,63 \pm 0,06 | 8,6 \pm 0,4 | 0,38 \pm 0,05 |
| M#4, Rio Mondego | 7,3 \pm 0,2 | 0,24 \pm 0,03 | 7,4 \pm 0,2 | 0,84 \pm 0,06 | 7,3 \pm 0,6 | <0,03 | 7,1 \pm 0,4 | 3,5 \pm 0,2 |
| M#5, Rio Mondego | 8,3 \pm 0,3 | 0,31 \pm 0,03 | 8,3 \pm 0,3 | 0,92 \pm 0,08 | 6,0 \pm 0,5 | 0,48 \pm 0,04 | 6,1 \pm 0,3 | 0,25 \pm 0,04 |
| M#6, Rio Mondego | 9,3 \pm 0,4 | 0,42 \pm 0,04 | 9,4 \pm 0,4 | 0,65 \pm 0,06 | 8,4 \pm 0,6 | <0,04 | 5,8 \pm 0,3 | 0,15 \pm 0,02 |
| M#7, Rio Mondego | 8,7 \pm 0,3 | 0,42 \pm 0,04 | 8,1 \pm 0,3 | 0,45 \pm 0,05 | 8,3 \pm 0,5 | <0,04 | 3,7 \pm 0,2 | 0,27 \pm 0,04 |
| M#8, Rio Mondego | 14,5 \pm 0,5 | 0,66 \pm 0,04 | 14,8 \pm 0,5 | 0,42 \pm 0,05 | 5,6 \pm 0,6 | <0,04 | 7,2 \pm 0,4 | 0,13 \pm 0,02 |
| RC#1, Ribeira Castelo, Mesquitela | 13,4 \pm 0,5 | 0,67 \pm 0,05 | 13,7 \pm 0,6 | 0,57 \pm 0,04 | 9,1 \pm 0,5 | 3,9 \pm 0,4 | 10,9 \pm 0,4 | 0,14 \pm 0,02 |
| RC#2, Ribeira Castelo, ponte | 30,5 \pm 0,9 | 1,35 \pm 0,07 | 29,2 \pm 0,9 | 1,6 \pm 0,1 | 32 \pm 1 | 4,3 \pm 0,4 | 12,8 \pm 0,4 | 0,09 \pm 0,02 |
| RC#3, Ribeira Castelo, Póvoa de Luzianes | 15,5 \pm 0,5 | 0,73 \pm 0,05 | 16,1 \pm 0,5 | 1,4 \pm 0,1 | 11,7 \pm 0,5 | <0,04 | 5,9 \pm 0,2 | 0,37 \pm 0,05 |
| RB#1, Ribeira do Bôco | 8,8 \pm 0,3 | 0,38 \pm 0,04 | 9,0 \pm 0,3 | 0,89 \pm 0,09 | 12,6 \pm 0,7 | 0,42 \pm 0,5 | 7,5 \pm 0,2 | 0,40 \pm 0,06 |
| RS#1, Ribeira de São Paio | 5,9 \pm 0,2 | 0,28 \pm 0,02 | 5,9 \pm 0,2 | 0,63 \pm 0,05 | 7 \pm 2 | <0,02 | 9,2 \pm 0,5 | 0,08 \pm 0,02 |
| RPa, Palhais #1, Reboleiro | 13,6 \pm 0,5 | 0,63 \pm 0,04 | 13,6 \pm 0,5 | 1,00 \pm 0,08 | 9,2 \pm 0,9 | <0,02 | 18,1 \pm 0,7 | 0,14 \pm 0,02 |
| RPa, Palhais#2, Palhais | 15,1 \pm 0,5 | 0,71 \pm 0,04 | 15,3 \pm 0,5 | 1,2 \pm 0,1 | 9,3 \pm 0,9 | <0,02 | 8,3 \pm 0,4 | 0,39 \pm 0,07 |
| RP#1, Ribeira da Pantanha, Valinhos | 59 \pm 2 | 2,9 \pm 0,2 | 60 \pm 2 | 0,95 \pm 0,07 | 10,1 \pm 0,6 | <0,02 | 8,3 \pm 0,4 | 0,10 \pm 0,02 |

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| RP#2, Ribeira da Pantanha, ponte | 322±12 | 14,2±0,8 | 322±12 | 1,31±0,09 | 20±2 | <0,02 | 14,7±0,8 | 0,024±0,006 |
| RP#3 Ribeira da Pantanha, Caldas Felgueira | 291±12 | 12,9±0,7 | 295±12 | 1,6±0,1 | 16±1 | <0,02 | 5,5±0,3 | 0,04±0,01 |

b) Concentração em atividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na matéria em suspensão (fase particulada) de águas de superfície (rios).

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| M#1, Rio Mondego | 1,4 | 2,2 \pm 0,1 | 0,10 \pm 0,01 | 2,1 \pm 0,1 | 0,40 \pm 0,03 | 2,4 \pm 0,2 | <0,04 | 2,6 \pm 0,2 | 0,10 \pm 0,01 |
| M#2, Rio Mondego | 2,5 | 2,1 \pm 0,1 | 0,11 \pm 0,02 | 2,2 \pm 0,1 | 0,86 \pm 0,07 | 4,3 \pm 0,3 | 2,2 \pm 0,2 | 3,0 \pm 0,2 | 0,16 \pm 0,03 |
| M#3, Rio Mondego | 1,6 | 1,83 \pm 0,08 | 0,07 \pm 0,01 | 1,88 \pm 0,08 | 0,79 \pm 0,07 | 3,5 \pm 0,3 | 1,2 \pm 0,1 | 4,6 \pm 0,2 | 0,16 \pm 0,02 |
| M#4, Rio Mondego | 1,9 | 1,85 \pm 0,08 | 0,08 \pm 0,01 | 2,03 \pm 0,08 | 0,69 \pm 0,06 | 2,9 \pm 0,2 | 1,2 \pm 0,1 | 3,9 \pm 0,2 | 0,17 \pm 0,02 |
| M#5, Rio Mondego | 3,1 | 2,7 \pm 0,1 | 0,12 \pm 0,02 | 2,9 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,1 | 5,0 \pm 0,4 | 1,8 \pm 0,1 | 4,3 \pm 0,3 | 0,18 \pm 0,03 |
| M#6, Rio Mondego | 2,0 | 2,7 \pm 0,1 | 0,12 \pm 0,02 | 2,6 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,1 | 3,3 \pm 0,2 | 1,6 \pm 0,1 | 4,8 \pm 0,2 | 0,24 \pm 0,03 |
| M#7, Rio Mondego | 19,6 | 4,0 \pm 0,1 | 0,20 \pm 0,02 | 4,1 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | 5,4 \pm 0,4 | 3,3 \pm 0,2 | 5,4 \pm 0,2 | 0,87 \pm 0,06 |
| M#8, Rio Mondego | 3,1 | 5,7 \pm 0,2 | 0,25 \pm 0,03 | 5,5 \pm 0,2 | 0,68 \pm 0,05 | 2,1 \pm 0,2 | 2,1 \pm 0,2 | 6,3 \pm 0,2 | 0,09 \pm 0,02 |
| RC#1, Ribeira Castelo, Mesquitela | 1,9 | 6,9 \pm 0,8 | 0,4 \pm 0,3 | 7,9 \pm 0,9 | 0,96 \pm 0,06 | 4,2 \pm 0,5 | 5,4 \pm 0,4 | 11,2 \pm 0,4 | 0,29 \pm 0,03 |
| RC#2, Ribeira Castelo, ponte | 1,7 | 9,9 \pm 0,4 | 0,41 \pm 0,02 | 9,7 \pm 0,4 | 1,6 \pm 0,1 | 14,5 \pm 1,0 | 6,3 \pm 0,5 | 12,2 \pm 0,5 | 0,21 \pm 0,02 |
| RC#3, Ribeira Castelo, Póvoa de Luzianes | 2,5 | 2,7 \pm 0,1 | 0,12 \pm 0,02 | 2,6 \pm 0,1 | 0,67 \pm 0,05 | 3,8 \pm 0,4 | 1,2 \pm 0,1 | 5,6 \pm 0,2 | 0,12 \pm 0,02 |
| RB#1, Ribeira do Bôco | 1,7 | 2,3 \pm 0,1 | 0,11 \pm 0,02 | 2,3 \pm 0,1 | 0,53 \pm 0,05 | 1,8 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,1 | 5,2 \pm 0,2 | 0,19 \pm 0,03 |
| RS#1, Ribeira de São Paio | 1,7 | 1,8 \pm 0,1 | 0,09 \pm 0,03 | 2,0 \pm 0,1 | 0,22 \pm 0,02 | 1,7 \pm 0,2 | 1,1 \pm 0,1 | 4,4 \pm 0,2 | 0,18 \pm 0,02 |
| RPa, Palhais #1, Reboleiro | 2,1 | 6,6 \pm 0,2 | 0,28 \pm 0,03 | 6,6 \pm 0,2 | 1,27 \pm 0,09 | 3,2 \pm 0,2 | 2,0 \pm 0,2 | 8,0 \pm 0,2 | 0,18 \pm 0,02 |
| RPa, Palhais #2, Palhais | 2,4 | 5,4 \pm 0,2 | 0,23 \pm 0,04 | 5,3 \pm 0,2 | 1,04 \pm 0,08 | 1,8 \pm 0,1 | 3,2 \pm 0,2 | 7,8 \pm 0,3 | 0,08 \pm 0,02 |
| RP#1, Ribeira da Pantanha, Valinhos | 5,6 | 22,3 \pm 0,7 | 1,06 \pm 0,06 | 22,3 \pm 0,7 | 1,3 \pm 0,1 | 12,1 \pm 0,7 | 9,7 \pm 0,7 | 15,2 \pm 0,7 | 0,11 \pm 0,02 |

| Designação | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| RP#2, Ribeira da Pantanha, ponte | 21,7 | 140±5 | 6,6±0,3 | 139±5 | 3,4±0,2 | 3,3±0,3 | 7,4±0,5 | 24,±1 | 0,17±0,3 |
| RP#3 Ribeira da Pantanha, Caldas Felgueira | 13,8 | 28±1 | 1,32±0,07 | 29±1 | 4,7±0,3 | 10,4±0,8 | 2,6±0,2 | 6,2±0,3 | 0,11±0,03 |

c) Concentração em atividade (Bq/kg \pm 1 σ) dos radionuclidos no sedimento do leito dos rios (fração <63 μ m).

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| M#1, Rio Mondego | 285 \pm 11 | 9 \pm 1 | 274 \pm 11 | 174 \pm 16 | 185 \pm 15 | 285 \pm 12 | 141 \pm 13 |
| M#2, Rio Mondego | 634 \pm 27 | 27 \pm 2 | 620 \pm 26 | 475 \pm 30 | 422 \pm 33 | 580 \pm 26 | 499 \pm 31 |
| M#3, Rio Mondego | 422 \pm 15 | 20 \pm 2 | 420 \pm 15 | 295 \pm 19 | 324 \pm 33 | 362 \pm 14 | 302 \pm 19 |
| M#4, Rio Mondego | 436 \pm 14 | 21 \pm 2 | 439 \pm 14 | 279 \pm 19 | 337 \pm 31 | 342 \pm 15 | 209 \pm 19 |
| M#5, Rio Mondego | 386 \pm 14 | 18 \pm 1 | 396 \pm 14 | 337 \pm 30 | 317 \pm 40 | 337 \pm 15 | 295 \pm 20 |
| M#6, Rio Mondego | 650 \pm 21 | 29 \pm 2 | 662 \pm 22 | 556 \pm 36 | 384 \pm 37 | 508 \pm 20 | 453 \pm 30 |
| M#7, Rio Mondego | 87 \pm 3 | 3,9 \pm 0,4 | 89 \pm 3 | 67 \pm 4 | 109 \pm 16 | 114 \pm 7 | 62 \pm 4 |
| M#8, Rio Mondego | 206 \pm 9 | 9,2 \pm 0,8 | 203 \pm 9 | 134 \pm 9 | 179 \pm 18 | 191 \pm 12 | 147 \pm 10 |
| RC#1, Ribeira Castelo, Mesquitela | 599 \pm 19 | 27 \pm 2 | 639 \pm 21 | 240 \pm 15 | 444 \pm 42 | 545 \pm 31 | 146 \pm 9 |
| RC#2, Ribeira Castelo, ponte | 1766 \pm 54 | 81 \pm 4 | 1709 \pm 52 | 712 \pm 40 | 1212 \pm 96 | 810 \pm 47 | 338 \pm 20 |
| RC#3, Ribeira Castelo, Póvoa de Luzianes | 885 \pm 31 | 42 \pm 3 | 873 \pm 31 | 497 \pm 28 | 537 \pm 50 | 544 \pm 30 | 372 \pm 21 |
| RB#1, Ribeira do Bôco | 683 \pm 24 | 32 \pm 3 | 689 \pm 24 | 584 \pm 38 | 382 \pm 37 | 486 \pm 28 | 392 \pm 26 |
| RS#1, Ribeira de São Paio | 461 \pm 14 | 16 \pm 1 | 469 \pm 14 | 270 \pm 17 | 287 \pm 24 | 390 \pm 23 | 324 \pm 20 |
| Ribeira Palhais #1, Reboleiro | 527 \pm 26 | 27 \pm 3 | 527 \pm 26 | 356 \pm 22 | 527 \pm 29 | 493 \pm 30 | 121 \pm 8 |
| Ribeira Palhais #2, Palhais | 610 \pm 19 | 28 \pm 2 | 620 \pm 19 | 320 \pm 19 | 529 \pm 31 | 546 \pm 32 | 126 \pm 8 |
| RP#1, Ribeira da Pantanha, Valinhos | 4801 \pm 149 | 226 \pm 10 | 5014 \pm 155 | 1590 \pm 87 | 2323 \pm 132 | 3774 \pm 212 | 162 \pm 12 |
| RP#2, Ribeira da Pantanha, ponte | 5144 \pm 168 | 217 \pm 12 | 5173 \pm 169 | 6136 \pm 299 | 880 \pm 52 | 1563 \pm 91 | 315 \pm 17 |

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | $^{210}\text{Pb}=\text{}^{210}\text{Po}$ | ^{232}Th |
|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--|-------------------|
| RP#3 | 10093±429 | 472±26 | 10178±433 | 12146±622 | 3589±192 | 3582±198 | 155±10 |

Tabela III.3 - Concentração em atividade (mBq/L±1σ) dos radionuclídeos na água da rede pública, para consumo humano, em diversas povoações.

| Designação | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|-------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Mangualde | 71±2 | 3,2±±0,2 | 91±3 | 0,18±0,02 | 44±3 | 35±2 | 8,5±0,7 | 0,05±0,01 |
| Trancoso | 7,1±0,2 | 0,34±0,03 | 7,5±0,3 | 0,36±0,04 | 10±1 | 20±2 | 8,5±0,4 | 0,25±0,03 |
| Canas de Senhorim | 4,1±0,2 | 0,17±0,02 | 4,1±0,2 | 0,18±0,02 | 5,6±0,3 | <0,04 | 10,4±0,5 | 0,18±0,002 |
| Reboleiro | 18,5±0,5 | 0,93±0,05 | 18,5±0,5 | 0,64±0,05 | 8,9±0,6 | 40±3 | 42±2 | 0,13±0,02 |
| Coimbra | 1,60±0,08 | 0,07±0,01 | 1,80±0,09 | 0,71±0,07 | 3,7±0,4 | <0,04 | 12,8±0,6 | 5,1±0,3 |
| Lisboa | 7,5±0,3 | 0,32±0,04 | 11,2±0,4 | 0,026±0,005 | 18±1 | <0,06 | <0,05 | 0,09±0,002 |

Tabela III.4 - Concentração em atividade dos radionuclídeos nos aerossóis.

| Local | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|--|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Bq/kg$\pm 1\sigma$ (de poeiras) | | | | | | | | |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 20-21.6.2016 | 266 \pm 12 | 9 \pm 2 | 260 \pm 12 | 119 \pm 7 | 150 \pm 18 | 14270 \pm 931 | 7111 \pm 573 | 77 \pm 5 |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 21-24.6.2016 | 207 \pm 8 | 9 \pm 1 | 217 \pm 8 | 141 \pm 11 | 520 \pm 59 | 25911 \pm 1915 | 11462 \pm 903 | 75 \pm 7 |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 23-25.8.2016 | 120 \pm 5 | 5,4 \pm 0,8 | 122 \pm 5 | 116 \pm 11 | - | 15333 \pm 1121 | 3890 \pm 185 | 45 \pm 5 |
| Cunha-Baixa, Junta de Freguesia, 20-22.6.2016 | 167 \pm 7 | 7,6 \pm 0,7 | 172 \pm 7 | 145 \pm 12 | - | 28691 \pm 2121 | 6250 \pm 517 | 67 \pm 6 |
| Cunha-Baixa, Junta de Freguesia, 22-25.6.2016 | 172 \pm 6 | 8,6 \pm 0,9 | 155 \pm 6 | 211 \pm 14 | - | 34357 \pm 2407 | 5295 \pm 214 | 42 \pm 4 |
| Bombeiros, Canas Senhorim 20-21.6.2016 | 373 \pm 24 | 21 \pm 8 | 432 \pm 27 | 200 \pm 12 | 382 \pm 52 | 9668 \pm 727 | 16601 \pm 617 | 179 \pm 11 |
| Reboleiro 23-25.8.2016 | 167 \pm 6 | 8 \pm 1 | 174 \pm 7 | 171 \pm 9 | 181 \pm 38 | 43501 \pm 3213 | 13275 \pm 667 | 58 \pm 4 |
| $\mu\text{Bq}/\text{m}^3\pm 1\sigma$ (de ar) | | | | | | | | |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 20-21.6.2016 | 7,2 \pm 0,3 | 0,25 \pm 0,06 | 7,0 \pm 0,3 | 3,2 \pm 0,2 | 4,0 \pm 0,5 | 384 \pm 25 | 189 \pm 15 | 2,1 \pm 0,1 |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 21-24.6.2016 | 4,5 \pm 0,2 | 0,20 \pm 0,02 | 4,7 \pm 0,2 | 3,0 \pm 0,2 | 11 \pm 1 | 561 \pm 41 | 247 \pm 20 | 1,6 \pm 0,1 |
| Urgeiriça, Quinta de São José, 23-25.8.2016 | 7,9 \pm 0,3 | 0,35 \pm 0,05 | 8,1 \pm 0,3 | 7,7 \pm 0,7 | - | 1012 \pm 74 | 257 \pm 12 | 3,0 \pm 0,3 |
| Cunha-Baixa, Junta de Freguesia, 20-22.6.2016 | 9,1 \pm 0,3 | 0,47 \pm 0,05 | 8,6 \pm 0,3 | 11,6 \pm 0,8 | - | 1889 \pm 132 | 292 \pm 12 | 2,3 \pm 0,2 |
| Cunha-Baixa, Junta de Freguesia, 22-25.6.2016 | 9,4 \pm 0,3 | 0,47 \pm 0,05 | 8,6 \pm 0,3 | 11,6 \pm 0,8 | - | 1889 \pm 132 | 292 \pm 12 | 2,3 \pm 0,2 |
| Reboleiro 23-25.8.2016 | 7,0 \pm 0,3 | 0,33 \pm 0,04 | 7,2 \pm 0,3 | 7,1 \pm 0,4 | 7 \pm 2 | 1802 \pm 133 | 582 \pm 30 | 2,4 \pm 0,2 |

Tabela III.5 - Concentrações de radão ($\text{Bq/m}^3 \pm 1\sigma$) no ar, registo contínuo.

| Local | Período | ^{222}Rn | | |
|----------------------------------|-----------------------|-------------------|--------------|--------------|
| | | Valor médio | Valor mínimo | Valor máximo |
| Reboleiro, habitação r/c | 23-6-2016 a 29-8-2018 | 381 | 3 | 1598 |
| Reboleiro, habitação r/c | 23-6-2016 a 29-8-2018 | 2227 | 3 | 7363 |
| Reboleiro, loja | 24-6-2016 a 29-8-2018 | 10095 | 21 | 61626 |
| Reboleiro, habitação r/c | 23-6-2016 a 29-8-2018 | 886 | 29 | 4951 |
| Reboleiro, habitação r/c | 23-6-2016 a 29-8-2018 | 265 | 12 | 1429 |
| Reboleiro, habitação r/c | 23-6-2016 a 29-8-2018 | 1637 | 3 | 9088 |
| Cunha-Baixa, jardim infantil r/c | 20-6-2016 a 22-8-2018 | 708 | 43 | 1629 |

Tabela III.6 - Concentração em atividade (Bq/kg $\pm 1\sigma$) de radionuclídeos nas hortas.

a) Solo

| Local | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | $^{210}\text{Pb}=\text{}^{210}\text{Po}$ | ^{232}Th |
|---------------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|--|-------------------|
| #5- Solo, horta D. A., Reboleiro | 881 \pm 27 | 40 \pm 2 | 920 \pm 28 | 746 \pm 44 | 1006 \pm 50 | 816 \pm 46 | 109 \pm 7 |
| #8- Solo, horta Sr. A., Quinta Bispo | 667 \pm 20 | 31 \pm 2 | 657 \pm 20 | 870 \pm 62 | 672 \pm 43 | 521 \pm 31 | 992 \pm 71 |
| #9- Solo, horta D. I.F., Cunha-Baixa | 2251 \pm 80 | 102 \pm 5 | 2232 \pm 79 | 1047 \pm 45 | 1374 \pm 95 | 1174 \pm 64 | 381 \pm 17 |
| #10- Solo, horta Sr. L. B., Urgeiriça | 313 \pm 10 | 16 \pm 1 | 300 \pm 10 | 256 \pm 12 | 381 \pm 39 | 300 \pm 19 | 222 \pm 11 |
| #11- Solo, horta, Mesquitela | 562 \pm 18 | 27 \pm 2 | 568 \pm 18 | 554 \pm 37 | 563 \pm 34 | 429 \pm 26 | 167 \pm 12 |

b) Concentração em atividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na fase solúvel de águas de poços de rega das hortas.

| Local | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|---------------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Água #5, poço, D. A., Reboleiro | 58 \pm 2 | 2,7 \pm 0,2 | 61 \pm 2 | 0,46 \pm 0,04 | 23 \pm 2 | 19 \pm 2 | 8,3 \pm 0,4 | 0,09 \pm 0,04 |
| Água #6, poço, Sr. J. S., Reboleiro | 87 \pm 3 | 4,0 \pm 0,2 | 89 \pm 3 | 0,890,06 | 278 \pm 25 | 144 \pm 10 | 42 \pm 2 | 0,06 \pm 0,01 |
| Água #7, furo, Reboleiro | 3270 \pm 185 | 161 \pm 10 | 4288 \pm 243 | 0,94 \pm 0,07 | 29 \pm 2 | 43 \pm 4 | 21 \pm 21 | 0,10 \pm 0,02 |
| Água #9, poço, D. I.F., C. Baixa | 2029 \pm 106 | 88 \pm 5 | 1915 \pm 100 | 0,71 \pm 0,05 | 859 \pm 105 | 152 \pm 10 | 5,2 \pm 0,2 | 0,10 \pm 0,01 |
| Água #10, poço, Sr. L., Urgeiriça | 139 \pm 5 | 7,0 \pm 0,4 | 140 \pm 5 | 0,63 \pm 0,07 | 144 \pm 8 | 26 \pm 2 | 28 \pm 1 | 0,04 \pm 0,01 |
| Água #11, poço, Mesquitela | 99 \pm 4 | 4,5 \pm 0,3 | 101 \pm 4 | 0,75 \pm 0,09 | 209 \pm 17 | 20 \pm 1 | 9,9 \pm 0,3 | 0,10 \pm 0,03 |
| Água #15, poço, Sr. L.B., C. Senhorim | 65 \pm 2 | 2,8 \pm 0,2 | 64 \pm 2 | 0,35 \pm 0,04 | 308 \pm 29 | 17 \pm 1 | 45 \pm 2 | 0,04 \pm 0,01 |

c) Concentração em atividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos na fase particulada de águas de poços de rega das hortas.

| Local | mg/L | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|-------------------------------------|------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Água #5, poço, D. A., Reboleiro | 1,0 | 4,0 \pm 0,1 | 0,17 \pm 0,02 | 3,8 \pm 0,1 | 4,0 \pm 0,2 | 4,9 \pm 0,5 | 96 \pm 6 | 23,6 \pm 0,6 | 0,17 \pm 0,02 |
| Água #9, poço, D. I.F., C. Baixa | 0,5 | 6,6 \pm 0,3 | 0,30 \pm 0,02 | 6,3 \pm 0,3 | 0,34 \pm 0,03 | 4,8 \pm 0,4 | 5,3 \pm 0,4 | 3,7 \pm 0,2 | 0,051 \pm 0,008 |
| Água #10, poço, Sr. L.B., Urgeiriça | 0,7 | 2,7 \pm 0,1 | 0,14 \pm 0,02 | 2,7 \pm 0,1 | 0,26 \pm 0,02 | 1,4 \pm 0,1 | 4,6 \pm 0,4 | 13,1 \pm 0,5 | 0,06 \pm 0,01 |
| Água #11, poço, Mesquitela | 2,1 | 8,8 \pm 0,3 | 0,42 \pm 0,03 | 8,6 \pm 0,3 | 0,84 \pm 0,07 | 1,6 \pm 0,2 | 4,8 \pm 0,4 | 8,5 \pm 0,3 | 0,16 \pm 0,02 |

Tabela III.6 - Concentração em atividade (mBq/kg fresco $\pm 1\sigma$) de radionuclídeos nos produtos das hortas.
d) Produtos hortícolas.

| Designação | PS/PH | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|-----------------------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Alfices #5-D. A., Reboleiro | 0,052 | 604 \pm 21 | 30 \pm 3 | 610 \pm 22 | 126 \pm 11 | 2095 \pm 94 | 356 \pm 21 | 268 \pm 18 | 20 \pm 5 |
| Alfices #8- Sr. A., Qta do Bispo | 0,076 | 235 \pm 12 | 11 \pm 2 | 227 \pm 12 | 130 \pm 9 | 5484 \pm 308 | 1614 \pm 63 | 311 \pm 20 | 26 \pm 3 |
| Alfices #9-D. I.F., Cunha-Baixa | 0,072 | 592 \pm 21 | 29 \pm 3 | 628 \pm 22 | 400 \pm 24 | 6257 \pm 350 | 1506 \pm 59 | 425 \pm 27 | 77 \pm 7 |
| Alfices #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,075 | 116 \pm 6 | 5 \pm 1 | 115 \pm 6 | 67 \pm 9 | 426 \pm 23 | 566 \pm 33 | 29 \pm 2 | 18 \pm 4 |
| Alfices #11- Mesquitela | 0,107 | 388 \pm 13 | 17 \pm 2 | 374 \pm 12 | 1679 \pm 128 | 1793 \pm 92 | 415 \pm 22 | 182 \pm 14 | 51 \pm 9 |
| Tomate #5- D. A., Reboleiro | 0,067 | 20 \pm 1 | 1,2 \pm 0,3 | 22 \pm 1 | 109 \pm 11 | 147 \pm 10 | 47 \pm 5 | 52 \pm 4 | 20 \pm 4 |
| Tomate #8- Sr. A., Qta do Bispo | 0,062 | 8,9 \pm 0,8 | 0,4 \pm 0,3 | 9,7 \pm 0,9 | 31 \pm 2 | 252 \pm 15 | 95 \pm 5 | 43 \pm 3 | 1,8 \pm 0,3 |
| Tomate #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,081 | 14 \pm 1 | 2,0 \pm 0,5 | 18 \pm 1 | 143 \pm 12 | 559 \pm 25 | 30 \pm 3 | 24 \pm 3 | 20 \pm 4 |
| Tomate #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,062 | 18 \pm 1 | 1,5 \pm 0,4 | 23 \pm 1 | 1192 \pm 148 | 51 \pm 4 | 123 \pm 5 | 37 \pm 2 | 22 \pm 8 |
| Tomate #11- Mesquitela | 0,065 | 5,1 \pm 0,5 | < 1 | 5,3 \pm 0,5 | 11,0 \pm 0,8 | 120 \pm 8 | 103 \pm 6 | 36 \pm 3 | 2,2 \pm 0,3 |
| Cebolas #8- Sr. A., Qta do Bispo | 0,137 | 23 \pm 1 | 1,6 \pm 0,5 | 24 \pm 2 | 114 \pm 7 | 1306 \pm 78 | 141 \pm 8 | 75 \pm 7 | 1,3 \pm 0,3 |
| Cebolas #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,085 | 19,0 \pm 0,9 | 0,6 \pm 0,2 | 18,4 \pm 0,9 | 5 \pm 1 | 1100 \pm 66 | 51 \pm 3 | 12 \pm 1 | < 4 |
| Cebolas #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,114 | 5,0 \pm 0,4 | 0,5 \pm 0,2 | 4,5 \pm 0,4 | 6 \pm 1 | 68 \pm 6 | 47 \pm 3 | 14 \pm 1 | 3,1 \pm 0,8 |
| Cebolas #11- Mesquitela | 0,115 | 5,3 \pm 0,5 | 0,4 \pm 0,3 | 7,7 \pm 0,6 | 2,4 \pm 0,7 | 491 \pm 28 | 109 \pm 5 | 2,72 \pm 0,24 | 3,5 \pm 0,9 |
| Cenouras #5- D. A., Reboleiro | 0,124 | 39 \pm 2 | 2,2 \pm 0,4 | 39 \pm 2 | 37 \pm 3 | 4850 \pm 253 | 409 \pm 17 | 84 \pm 6 | 3,7 \pm 0,9 |
| Cenouras #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,095 | 73 \pm 4 | 7 \pm 1 | 80 \pm 4 | 120 \pm 11 | 3641 \pm 194 | 222 \pm 14 | 1841 \pm 133 | 21 \pm 5 |

| Designação | PS/PH | ²³⁸ U | ²³⁵ U | ²³⁴ U | ²³⁰ Th | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Pb | ²¹⁰ Po | ²³² Th |
|------------------------------------|-------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Cenouras #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,118 | 28±2 | 3±1 | 24±2 | 113±12 | 1089±105 | 1097±48 | 174±12 | 13±4 |
| Cenouras #11- Mesquitela | 0,126 | 12±1 | 2±1 | 9±1 | 96±8 | 1918±121 | 567±37 | 65±6 | 9±2 |
| Maçã #5- Reboleiro | 0,198 | 15±1 | 0,7±0,2 | 17±1 | 20±2 | 772±50 | 170±8 | 2,82±0,23 | 4,1±0,6 |
| Batatas #5- Reboleiro | 0,189 | 20±3 | 6±4 | 14±3 | 76±1 | 510±39 | 339±19 | 199±21 | 8±2 |

Tabela III.6 - Concentração em atividade (Bq/kg seco \pm 1 σ) de radionuclídeos nos produtos das hortas.
e) Produtos hortícolas.

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|-----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|
| Alfices #5-D. A., Reboleiro | 11,6 \pm 0,4 | 0,6 \pm 0,06 | 11,7 \pm 0,4 | 2,4 \pm 0,2 | 40 \pm 2 | 6,8 \pm 0,4 | 5,2 \pm 0,3 | 0,39 \pm 0,09 |
| Alfices #8- Sr. A., Qta do Bispo | 3,1 \pm 0,2 | 0,2 \pm 0,02 | 3,0 \pm 0,2 | 1,7 \pm 0,1 | 72 \pm 4 | 21 \pm 1 | 4,1 \pm 0,3 | 0,34 \pm 0,04 |
| Alfices #9-D. I.F., Cunha-Baixa | 8,2 \pm 0,3 | 0,41 \pm 0,04 | 8,7 \pm 0,3 | 5,5 \pm 0,3 | 87 \pm 5 | 21 \pm 1 | 5,9 \pm 0,4 | 1,1 \pm 0,1 |
| Alfices #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 1,55 \pm 0,08 | 0,06 \pm 0,02 | 1,53 \pm 0,08 | 0,9 \pm 0,1 | 5,7 \pm 0,3 | 7,5 \pm 0,4 | 0,39 \pm 0,03 | 0,24 \pm 0,05 |
| Alfices #11- Mesquitela | 3,6 \pm 0,1 | 0,16 \pm 0,01 | 3,5 \pm 0,1 | 16 \pm 1 | 16,8 \pm 0,8 | 15 \pm 1 | 2,9 \pm 0,2 | 0,47 \pm 0,08 |
| Tomate #5- D. A., Reboleiro | 0,30 \pm 0,02 | 0,018 \pm 0,005 | 0,33 \pm 0,02 | 1,6 \pm 0,2 | 2,2 \pm 0,2 | 0,70 \pm 0,07 | 0,78 \pm 0,06 | 0,30 \pm 0,06 |
| Tomate #8- Sr. A., Qta do Bispo | 0,14 \pm 0,01 | 0,007 \pm 0,005 | 0,16 \pm 0,01 | 0,50 \pm 0,03 | 4,1 \pm 0,2 | 1,53 \pm 0,08 | 0,69 \pm 0,05 | 0,030 \pm 0,005 |
| Tomate #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,18 \pm 0,01 | 0,025 \pm 0,006 | 0,22 \pm 0,02 | 0,14 \pm 0,01 | 6,9 \pm 0,3 | 0,37 \pm 0,04 | 0,30 \pm 0,04 | 0,020 \pm 0,004 |
| Tomate #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,29 \pm 0,02 | 0,025 \pm 0,007 | 0,37 \pm 0,02 | 19 \pm 2 | 0,82 \pm 0,06 | 1,98 \pm 0,08 | 0,60 \pm 0,03 | 0,3 \pm 0,1 |
| Tomate #11- Mesquitela | 0,079 \pm 0,008 | < 0,02 | 0,081 \pm 0,008 | 0,17 \pm 0,01 | 1,8 \pm 0,1 | 1,58 \pm 0,09 | 0,55 \pm 0,05 | 0,034 \pm 0,004 |
| Cebolas #8- Sr. A., Qta do Bispo | 0,17 \pm 0,01 | 0,012 \pm 0,003 | 0,17 \pm 0,01 | 0,84 \pm 0,05 | 9,5 \pm 0,6 | 1,03 \pm 0,06 | 0,55 \pm 0,05 | 0,0009 \pm 0,0002 |
| Cebolas #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,22 \pm 0,01 | 0,007 \pm 0,002 | 0,22 \pm 0,01 | 0,06 \pm 0,02 | 13,0 \pm 0,8 | 0,60 \pm 0,04 | 0,14 \pm 0,01 | < 0,05 |
| Cebolas #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,044 \pm 0,004 | 0,004 \pm 0,002 | 0,039 \pm 0,003 | 0,050 \pm 0,009 | 0,60 \pm 0,05 | 0,41 \pm 0,03 | 0,12 \pm 0,01 | 0,027 \pm 0,007 |
| Cebolas #11- Mesquitela | 0,046 \pm 0,004 | 0,004 \pm 0,002 | 0,067 \pm 0,006 | 0,021 \pm 0,006 | 4,3 \pm 0,2 | 0,95 \pm 0,04 | 0,024 \pm 0,002 | 0,030 \pm 0,008 |
| Cenouras #5- D. A., Reboleiro | 0,32 \pm 0,01 | 0,017 \pm 0,003 | 0,31 \pm 0,01 | 0,30 \pm 0,03 | 39 \pm 2 | 3,3 \pm 0,1 | 0,68 \pm 0,05 | 0,030 \pm 0,007 |
| Cenouras #9- D. I.F., Cunha-Baixa | 0,77 \pm 0,04 | 0,007 \pm 0,001 | 0,84 \pm 0,04 | 1,2 \pm 0,1 | 38 \pm 2 | 2,3 \pm 0,1 | 19 \pm 1 | 0,22 \pm 0,05 |

| Designação | ^{238}U | ^{235}U | ^{234}U | ^{230}Th | ^{226}Ra | ^{210}Pb | ^{210}Po | ^{232}Th |
|------------------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Cenouras #10- Sr. L. B., Urgeiriça | 0,23±0,02 | 0,03±0,01 | 0,21±0,02 | 1,0±0,1 | 9,3±0,9 | 9,3±0,4 | 1,5±0,1 | 0,11±0,03 |
| Cenouras #11- Mesquitela | 0,10±0,01 | 0,012±0,009 | 0,068±0,009 | 0,76±0,06 | 15±1 | 4,5±0,3 | 0,52±0,05 | 0,07±0,02 |
| Maçã #5- Reboleiro | 0,074±0,005 | 0,004±0,001 | 0,086±0,005 | 0,101±0,008 | 3,9±0,2 | 0,86±0,04 | 0,014±0,001 | 0,021±0,003 |
| Batatas #5- Reboleiro | 0,11±0,02 | 0,03±0,02 | 0,08±0,01 | 0,40±0,05 | 2,7±0,2 | 1,8±0,1 | 1,1±0,1 | 0,04±0,01 |

III.4 CONCLUSÕES

Os resultados das análises de escombros, águas de antigas minas de urânio e sedimentos de crateras mineiras confirmaram a existência de materiais contaminados que devem ser considerados resíduos radioativos. Em consequência, deve ser evitada a sua dispersão no ambiente e prevenida a exposição, através de contacto prolongado, dos elementos da população com esses resíduos.

O tratamento de águas de minas para remoção dos radionuclidos é necessário em virtude da elevada radioatividade existente nas águas de algumas minas. Verificou-se ainda que o tratamento efetuado é razoavelmente eficaz na redução dos contaminantes radioativos presentes nestas águas.

No período da amostragem, no Verão de 2016, os cursos de água afluentes do Mondego e o Rio Mondego na Barragem da Aguieira apresentaram valores de radioatividade relativamente baixos e a água da albufeira da Aguieira foi considerada potável no que se refere aos parâmetros da radioatividade. A água de redes públicas de distribuição de água para consumo humano foi amostrada em vários pontos do centro do país, tendo os valores de radioatividade sido sempre baixos e em conformidade com os limites prescritos na legislação europeia e nacional para água destinada ao consumo humano.

Na zona da Urgeiriça e da Cunha-Baixa, onde os escombros mineiros já estão confinados e recobertos com solo não contaminado, a radioatividade nos aerossóis confirmou a não existência, na atualidade, de poeiras radioativas em suspensão na atmosfera. Nos aerossóis analisados, a composição e as concentrações de radionuclidos corresponderam às características do fundo radioativo natural. É de notar que nas imediações de áreas mineiras intervencionadas para remediação do passivo ambiental, tal como a Urgeiriça, as concentrações de radionuclidos mais elevadas nos aerossóis provêm, hoje em dia, dos fumos de fogos florestais e de descendentes do radão atmosférico e não das poeiras do minério de urânio.

As concentrações de radão medidas no interior de casas na Cunha-Baixa e, sobretudo, no Reboleiro indicaram, sem surpresa, que o fundo radioativo natural nesta região, e em especial no tocante ao radão, é elevado. Assim, numa construção antiga, o edifício da Junta de Freguesia da Cunha-Baixa, afastado da antiga mina e das escombrelas e no qual não foram usados materiais reciclados da exploração de urânio, as concentrações de radão no interior excederam os valores máximos (300 Bq/m^3) recomendados pela legislação atual (Diretiva 2013/59). Estas medições de radão confirmam a necessidade de se dar uma atenção especial ao radão a nível nacional, em áreas mineiras de urânio e fora delas.

As determinações de radão efetuadas na aldeia de Reboleiro (Trancoso), uma aldeia com antigas minas de rádio e urânio e na qual não houve ainda remediação ambiental e recobrimento da escombreira, revelou que existem ali alguns edifícios com concentrações muito elevadas de radão. A concentração de radão no ar de superfície no exterior perto das escombreiras (medido em anos anteriores) não é elevada pelo que o radão no interior das casas ou provém do solo sob as construções e poderá ser naturalmente elevado, ou provém do reaproveitamento e uso de antigos materiais mineiros (pedras e areias provenientes das escombreiras das antigas minas). Neste caso tratar-se-ia de alteração de exposição radiológica, aumentando a dose devida ao fundo radioativo natural. Esta situação necessita de mais investigação para apoiar a eventual adoção de medidas de mitigação do radão nesta localidade.

As análises de radioatividade em produtos hortícolas de uma horta na área de influência da Mina da Cunha-Baixa, veio confirmar que há contaminação radioativa ambiental e que há transferência de radionuclidos da água de mina para o solo das hortas e para produtos hortícolas. O consumo da água do poço, dos produtos hortícolas, e dos animais de capoeira ali criados, pode ser um veículo de exposição e contaminação significativa do público na aldeia da Cunha-Baixa. Assim, o encerramento dos poços com água contaminada e o fornecimento de água não contaminada para irrigação das hortas e para consumo dos animais são medidas necessárias- e já adotadas- para reduzir a exposição a radiações ionizantes, designadamente a introdução de radionuclidos na cadeia alimentar humana através do consumo de produtos agro-pecuários do local.

Esta contaminação ambiental e o risco de exposição de membros da população aos radionuclidos provenientes de escombros e águas contaminadas requer o acompanhamento e verificação de que a exposição radiológica de membros do público é eficazmente reduzida até ficar abaixo da dose máxima admissível, i.e., 1 mSv/ano acima do fundo radioativo natural, conforme disposto na Diretiva Europeia 59/2013.

REFERÊNCIAS

- CAETANO, A.L., MARQUES, C. R., GAVINA, A., CARVALHO, F.P., GONÇALVES, F., SILVA, E.F., PEREIRA, R. (2014). Contribution for the Derivation of a Soil Screening Value (SSV) for Uranium Using a Natural Reference Soil. PLOS ONE: Volume 9 (10): 1-15 (6 October 2014. e108041).
- CARVALHO, F.P., (1995). Origins and concentrations of ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Bi and ^{210}Po in the surface air at Lisbon, Portugal, at the Atlantic edge of the European continental landmass. *Atmospheric Environment* 29 (15): 1809-1819.
- CARVALHO, F. P. (2003a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*. Nº 30: 7-11.
- CARVALHO, F.P. (2003b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*. vol II-III. 159-165.
- CARVALHO, F.P., MADRUGA, M.J., REIS, M.C., ALVES, J.G., OLIVEIRA, J.M., GOUVEIA, J., SILVA, L. (2005a). Radioactive survey in former uranium mining areas 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. 29-40. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO, F.P., OLIVEIRA, J.M., LIBÂNIO, A., LOPES, I., FERRADOR, G., MADRUGA, M.J. (2005b). 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.
- CARVALHO, F.P., OLIVEIRA J. M., LOPES, I., BATISTA, A. (2007). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal *Journal of Environmental Radioactivity* 98:298-314.
- CARVALHO, F.P., OLIVEIRA, J.M. (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M. (2009). Performance of alpha spectrometry in the analysis of uranium isotopes in environmental and nuclear materials. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281:591-596.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., FARIA, I. (2009a). 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.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2009b). Analyses of radionuclides in soil. water and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radionalytical and Nuclear Chemistry* 281:479-484.
- CARVALHO, F.C., 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. 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.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010b). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.

- CARVALHO, F. P. (2011). Past uranium mining in Portugal: legacy, environmental remediation and radioactivity monitoring. The Uranium Mining Remediation Exchange Group (UMREG). Selected Papers 1995–2007. pp. 145-155. IAEA. VIENNA. 2011. STI/PUB/1524; ISBN 978–92–0–169310–5.
- CARVALHO, F. P., EDGE, R. (2013). Uranium mining and milling: the need for reference materials in environmental radioactivity monitoring programmes. *International Journal of Environmental Studies* 70:4. 603-610. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2013.798492>
- CARVALHO, F. P. (2014). The National Radioactivity Monitoring Program for the Regions of Uranium Mines and Uranium Legacy Sites in Portugal. *Procedia Earth and Planetary Science* 8: 33–37.
- CARVALHO, F. P., CHAMBERS, D., FESENKO, S., MOORE, W.S., PORCELLI, D., VANDENHOVE, H., YAN KOVICH, T. (2014a). Environmental Pathways and corresponding models. In: *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476. pp. 106-172. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014b). Intake of Radionuclides with the Diet in Uranium Mining Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:43–47.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014c). Radioactivity in Iberian Rivers with Uranium Mining Activities in their Catchment Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8 48–52.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014d). Radioactivity in Soils and Vegetables from Uranium Mining Regions. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:38–42.
- CARVALHO F. P., J. M. OLIVEIRA, M. MALTA(2014e). Exposure to radionuclides in smoke from vegetation fires. *Science of the Total Environment* 472 (2014) 421–424. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.073>)
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M., LEMOS, M. E. (2014f). Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem* 299 (1): 119-126 (DOI 10.1007/s10967-013-2734-1)
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2015). Avaliação das vulnerabilidades radiológicas na bacia do rio Mondego e protecção dos ecossistemas dulçaquícolas. *Recursos Hídricos* (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos) Volume 36 (01): 47-58.
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., MALTA M. (2016A). Preliminary assessment of uranium mining legacy and environmental radioactivity levels in Sabugal region, Portugal. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 7: 399–408 (doi 10.1007/s40095-016-0219-z)
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., MALTA M. (2016B). Radioactivity And Water Quality In Areas Of Old Uranium Mines (Viseu, Portugal). *Water Air Soil Pollut* (2016) 227-252. (Doi 10.1007/S11270-016-2948-2).
- DECRETO-LEI n° 152/2017 de 7 de dezembro (D.R. n° 235, 1ª Série).
- DIRETIVA EU 59/2013. DIRETIVA 2013/59/EURATOM DO CONSELHO de 5 de dezembro de 2013 que fixa as normas de segurança de base relativas à protecção contra os perigos resultantes da exposição a radiações ionizantes, e que revoga as Diretivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom.
- EDM (2011). *The Legacy of Abandoned Mines*. Empresa de Desenvolvimento Mineiro. Lisboa. 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).

- FESSENKO, S., CARVALHO, F.P., MARTIN, P., MOORE, W.S., YAN KOVICH, T. (2014). Radium in the environment. *In: The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476. pp. 33-105. International Atomic Energy Agency. Vienna. 2014.
- MARINHO FALCÃO J., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., et al. (2005). MinUrar-Minas de Urânio 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., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., MACEDO PINTO, E., FERREIRA, N. (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). Actas do VII Congresso Nacional de Geologia. Vol II. 347-350. Universidade de Évora. Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- MARINHO FALCÃO J., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., et al. (2007). MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (fevereiro 2007). Publ. INSA. INETI. ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- NERO, J.M., DIAS, J.M., TORRINHA, A.J., NEVES, L.J., TORRINHA, J.A. (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., CARVALHO, F.P. (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.
- PEREIRA, R., BARBOSA, S., CARVALHO, F. P. (2014). Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts. *Environ Geochem Health* 36:285–301 (DOI 10.1007/s10653-013-9563-6).
- PHAM, M.K., SANCHEZ-CABEZA, J.A., POVINEC, P.P., ARNOLD, D., BENMANSOUR, M., BOJANOWSKI, RIO, CARVALHO, F.P., KIM, C.K., et al. (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.
- PHAM, M.K., BENMANSOUR, M., CARVALHO, F.P., CHAMIZO, E., DEGERING, D., ENGELERF, C., et al. (2014). Certified Reference Material IAEA-446 for radionuclides in Baltic Sea seaweed. *Applied Radiation and Isotopes* 87. 468–474 (Doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.11.013).
- PHAM M.K., P.VANBEEK B, F.P.CARVALHO , E.CHAMIZO , D.DEGERING , C.ENGELER , C. GASCÓ , R.GURRIARAN , O.HANLEY, A.V.HARMS , J.HERRMANN , M.HULT, Y.IKEUCHI, C. ILCHMANNM, G.KANISCH , G.KIS-BENEDEK , M.KLOSTER, M.LAUBENSTEIN , M.LLAURADO , J.L. MAS , M.NAKANO , S.P.NIELSEN , I.OSVATH , P.P.POVINEC , U.RIETH , J.SCHIKOWSKI , P.A.SMEDLEY , M.SUPLINSKA , I.SÝKORA , S.TARJAN , B.VARGA , E.VASILEVA, T.ZALEWSKA, W.ZHOU (2016). Certified reference materials for radionuclides in Bikini Atoll sediment (IAEA-410) and Pacific Ocean sediment (IAEA-412). *Applied Radiation and Isotopes* 109: 101–104 (DOI information: 10.1016/j.apradiso.2015.11.041)

- POVINEC, P.P., PHAM, M., BARCI-FUNEL, G., BOJANOWSKI, RIO, BOSHKOVA, T., BURNETT, W., CARVALHO, F.P., 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, RIO (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 I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS

Um dos principais objetivos do Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (LPSR) é a garantia de qualidade dos resultados emitidos, o que tem vindo a ser conseguido com a manutenção de um sistema de qualidade nos laboratórios do Núcleo de Radioatividade Ambiente (NRA) que inclui a avaliação de vários requisitos, tais como, a validação e acreditação das técnicas, a participação em ensaios de intercomparação laboratorial externos, etc.

Algumas das técnicas radioanalíticas em uso nos referidos laboratórios (medição alfa total e beta total por fonte concentrada em águas de consumo e naturais; medição alfa total e beta total por cintilação em meio líquido em águas de consumo e naturais; determinação da concentração de atividade em trítio (^3H) em águas de consumo e naturais; determinação da concentração de radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução em matrizes sólidas e líquidas) estão acreditadas pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC), de acordo com a NP EN ISO/IEC 17025:2005. O Certificado de Acreditação (nº L0620) está disponível para consulta em http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha_lae.asp?id=L0620.

O LPSR 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: Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), Comissão Europeia (EC), International Atomic Reference Material Agency (IARMA), etc.

Em 2016, no âmbito da determinação da concentração de atividade de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Interlaboratory comparison (EC-JRC/IRMM) - EMRP ENV57/MetroERM, measurement comparison on simulated airborne particulates: Cs-137, Cs-134 and I-131 in air filters.*
- *Intercomparación Analítica entre Laboratorios de Radiactividad Ambiental-Solo (CSN/CIEMAT, Espanha), 2016.*
- *Proficiency Test (IAEA-RML-2016-1)-Tritium, Strontium and Cesium Isotopes in Seawater.*
- *ALMERA Proficiency Test (IAEA-TEL-2016-03), World-wide proficiency test on determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, seaweed and biota.*

Os resultados da participação do LPSR em exercícios de intercomparação, comunicados informalmente (resultados preliminares) ou publicados em relatórios estavam, em geral, dentro do critério aceitável atribuído pelas entidades organizadoras e podem ser consultados nos seguintes documentos:

- ✓ *T. Altitzoglou, Malo P. Evaluation of the 2016 ENV57/MetroERM measurement comparison on simulated airborne particulates: Cs-137, Cs-134 and I-131 in air filters. JRC Technical Report, EUR 28431 EN, 2017.*
- ✓ *J.A. Trinidad, M. Llauradó. Evaluación de la Intercomparación CSN/CIEMAT-2016 entre Laboratorios Nacionales de Radiactividad Ambiental (Solo). CSN, Espanha, septiembre 2017.*
- ✓ *Proficiency Test (IAEA-RLM- 2016-01) for the Determination of Radionuclides in Seawater, IAEA 2016 (draft report).*
- ✓ *ALMERA Proficiency Test (IAEA-TEL-2016-03) Individual Evaluation Report, October 2016.*

ANEXO II. GLOSSÁRIO

| | |
|---|---|
| Atividade | Corresponde a uma certa quantidade de um radionuclido num determinado estado energético e num dado momento e expressa-se como o número médio de transições nucleares espontâneas (desintegrações) desse estado energético num determinado intervalo de tempo. |
| Becquerel (Bq) | Unidade de atividade (S.I.) que representa a atividade de uma quantidade de material radioativo na qual o número médio de transições nucleares espontâneas (desintegrações) por segundo é igual a 1. (1 Bq= uma desintegração por segundo). |
| Coefficientes de dose | Fatores que determinam a exposição à radiação ionizante de órgãos individuais e de todo o organismo por incorporação de radionuclidos. Os coeficientes de dose dependem do radionuclido, do tipo de incorporação (inalação/ingestão), da composição química do radionuclido e da idade do indivíduo. |
| Concentração de atividade | Quantidade de material radioativo por unidade de volume ou massa em gases, sólidos ou líquidos. A concentração de atividade pode ser expressa em Bq m ⁻³ , Bq L ⁻¹ ou Bq kg ⁻¹ . |
| Contaminação radioativa | Contaminação de qualquer matéria, superfície ou ambiente ou de um indivíduo por substâncias radioativas. |
| Dose efetiva | Soma das doses equivalentes, devido à radiação externa e interna, em todos os tecidos e órgãos do organismo ponderada pelos respetivos fatores de ponderação tecidual (tem em consideração a sensibilidade do tecido e órgão). A unidade de medição é o Sievert (Sv). |
| Dose equivalente | A dose absorvida num tecido ou órgão ponderada pelo fator de ponderação da radiação para o respetivo tipo e qualidade de radiação. A unidade de medição é o Sievert (Sv). |
| Dose Indicativa (DI) | Dose efetiva comprometida para um ano devido à ingestão de todos os radionuclidos cuja presença tiver sido detetada num abastecimento de água destinada ao consumo humano, tanto de origem natural como artificial, excluindo o Trítio, o Potássio-40, o Radão e os produtos de vida curta de desintegração do Radão. |
| Dose de radiação externa | Dose resultante da exposição do Homem a fontes de radiação externas não envolvendo ingestão ou inalação de radionuclidos. |
| Dose de radiação interna | Dose resultante da exposição do Homem a fontes de radiação envolvendo ingestão ou inalação de radionuclidos. |
| Equivalente de dose ambiental H*(10) | Equivalente de dose num ponto de um campo de radiação que seria produzido pelo campo expandido e alinhado correspondente na esfera ICRU a uma profundidade <i>d</i> no raio oposto ao sentido do campo alinhado. A unidade de equivalente de dose ambiental é o Sievert (Sv). |
| Fundo radioativo natural | Radiação devida à radioatividade que ocorre naturalmente, principalmente a radiação proveniente da presença de radionuclidos de vida longa (ex. series radioativas naturais do Urânio e Tório) e dos seus descendentes na crosta terrestre, atmosfera e radiação cósmica. |
| Isótopo radioativo | Nuclido do mesmo elemento com diferente número de neutrões. |
| Período de semidesintegração | O tempo durante o qual a quantidade de um radionuclido (e consequentemente a sua atividade) se reduz a metade do seu valor original. Cada radionuclido tem a sua própria taxa de decaimento. |

| | |
|--|---|
| Radiação ionizante | Radiação suficientemente energética, capaz de produzir iões direta ou indiretamente, emitida pelas partículas alfa, beta, raios gama, Raios-X e neutrões. |
| Radioatividade | O decaimento espontâneo ou a desintegração de um núcleo atómico instável acompanhado pela emissão de radiação (ex. partículas alfa, beta, radiação gama, etc.). |
| Radionuclido (nuclido radioativo) | Um isótopo instável de um elemento que decaí ou se desintegra espontaneamente emitindo radiação ionizante. |
| Radionuclidos artificiais | Radionuclidos de origem artificial, produzidos pelo homem e libertados no ambiente deliberadamente ou por acidente. |
| Radionuclidos cosmogénicos | Radionuclidos de origem natural, que têm períodos curtos da escala temporal dos fenómenos geológicos, mas que são continuamente produzidos através da interação da radiação cósmica com gases atmosféricos. |
| Radionuclidos naturais | Radionuclidos de origem natural, presentes no planeta desde a sua formação, com períodos de semidesintegração muito longos. |
| Sievert (Sv) | Ver: dose efetiva e dose equivalente; Millisievert (mSv) é 1/1000 do Sievert (Sv). |