

Relatório LPSR-A, Nº 45/2018

**Programas de Monitorização Radiológica Ambiental
(Ano 2017)**

Maria José Madruga, Fernando Carvalho, Mário Reis, João Alves, José Corisco, Alfredo Batista, Ana Rita Gomes, Eva Andrade, Joana Pereira, João Abrantes, João Maria Oliveira, Lídia Silva, Margarida Malta, Marta Santos, Miguel Pereira, Pedro Pereira, Yuriy Romanets, Albertina Libânio, Anabela Mourato, Gabriel Silva

outubro 2018

Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica

Diretor Adjunto: J. G. Alves
Endereço: Estrada Nacional 10 (ao km 139,7), 2695-066 Bobadela LRS, Portugal
Telefone: +351 - 21 994.62.91
e-mail: lpsr.secretariado@ctn.tecnico.ulisboa.pt
Pág. web <http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt>

Ficha Técnica

Título	Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2017)
Autoria	M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco, A. Batista, A. R. Gomes, E. Andrade, 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
Edição	Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-99833-2-8
Depósito Legal	
Data da Edição	outubro 2018

Nota importante:

Os direitos de autor sobre este relatório são pertença do Instituto Superior Técnico e dos respectivos autores. A reprodução de todo ou de partes deste relatório ou qualquer outra sua 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	29
Sedimentos	29
Plantas aquáticas	29
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	30
Águas	30
Sedimentos	40
Plantas aquáticas	43
I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	46
I.4.1 <i>Materiais e Métodos</i>	46
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	48
I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	52
I.5.1 <i>Materiais e Métodos</i>	52
Componentes Individuais e Refeição Completa	52
Leite	53
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	54
Componentes Individuais e Refeição Completa	54
Leite	59
I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	63
I.6.1 <i>Materiais e Métodos</i>	63
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	63
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	65
I.7.1 <i>Materiais e Métodos</i>	65
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	66
I.8 CONCLUSÕES	68
AGRADECIMENTOS	69
REFERÊNCIAS	70

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

II.1 INTRODUÇÃO	79
II.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	81
II.2.1 Aerossóis	81
II.2.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	81
II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	81
II.2.2 Deposição Atmosférica	81
II.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	81
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	81
II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	82
II.3.1 <i>Materiais e Métodos</i>	82
II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i>	82
II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	85
II.4.1 <i>Detetores Ativos</i>	85
II.4.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	85
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	85
II.4.2 <i>Detetores Passivos</i>	87
II.4.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	87
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	88
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	90
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	90
II.6 CONCLUSÕES	91
REFERÊNCIAS	92

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

III.1 OBJETIVOS	97
III.1.1 <i>Introdução</i>	97
III.1.2 <i>Plano de monitorização executado em 2017</i>	99
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	102
III.2.1 <i>Amostragem</i>	102
III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i>	103
III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i>	104
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	105
III.4 CONCLUSÕES	123
REFERÊNCIAS	125

ANEXO I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS	129
--	-----

ANEXO II. GLOSSÁRIO	131
----------------------------	-----

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2017)

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 2017.

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
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Joana Pereira
João Abrantes
Lídia Silva
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 2017.

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.

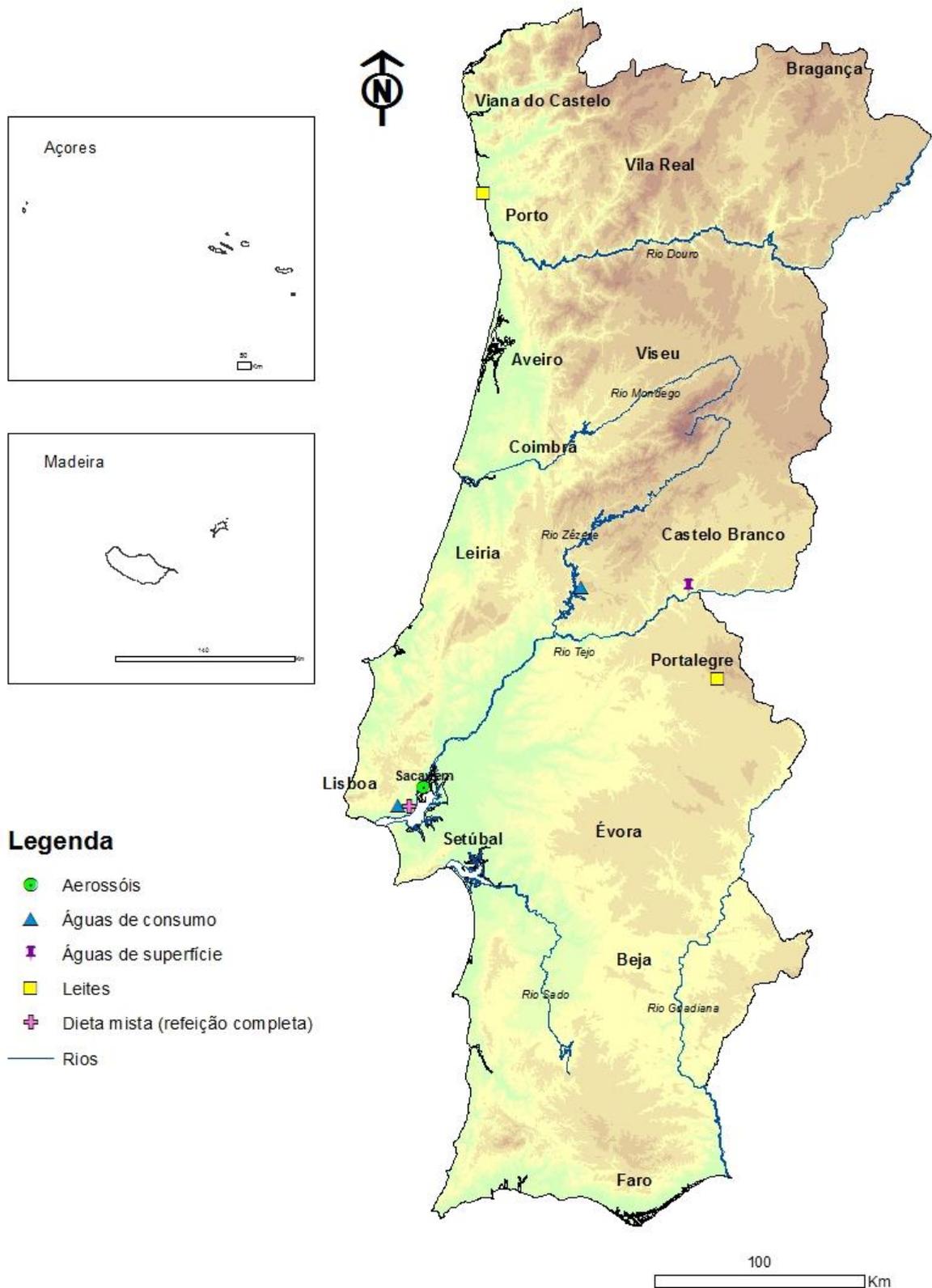


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa de Portugal Continental (as Regiões Autónomas não são consideradas nesta rede).

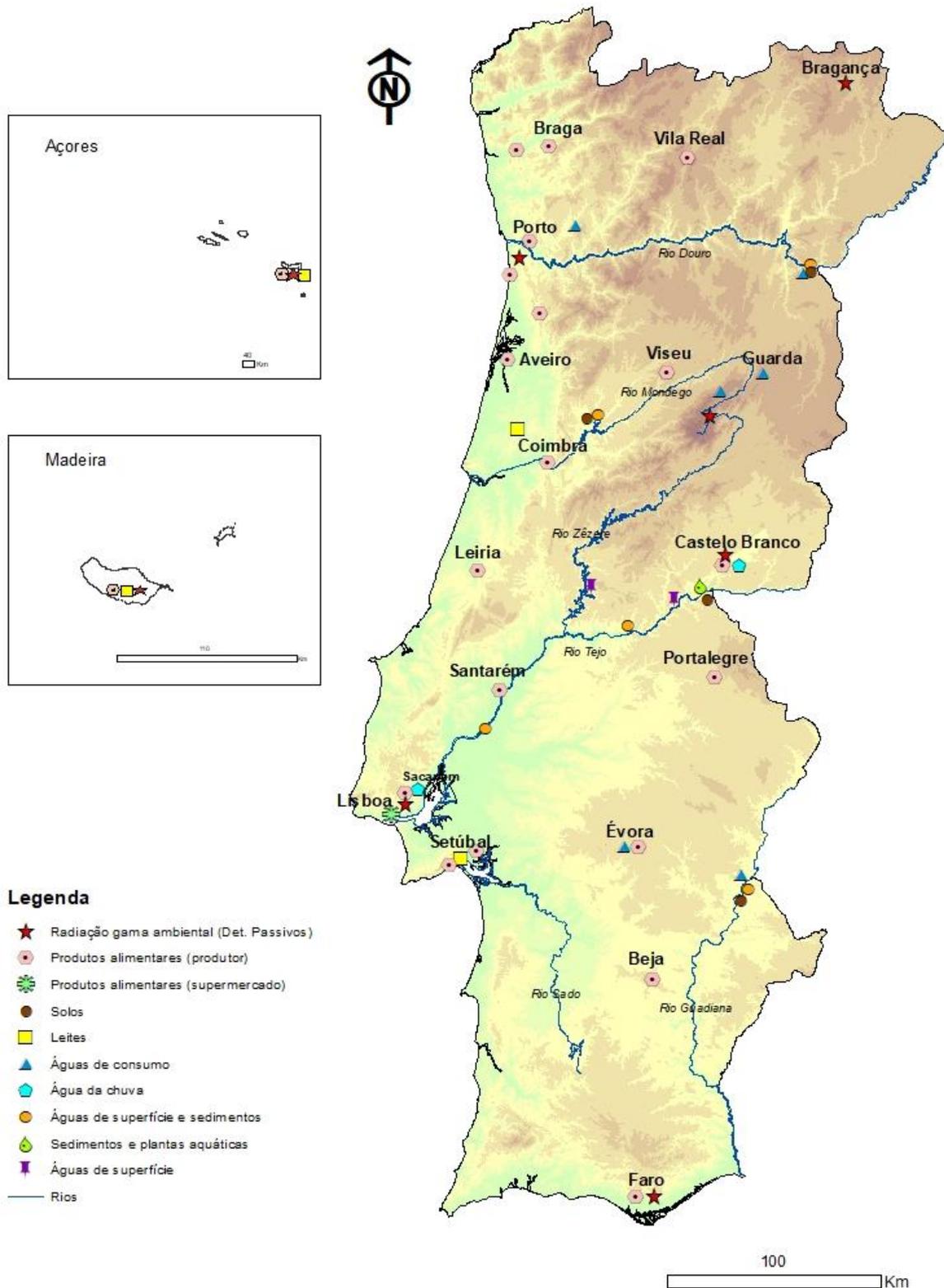


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa de Portugal Continental e nas Regiões Autónomas.

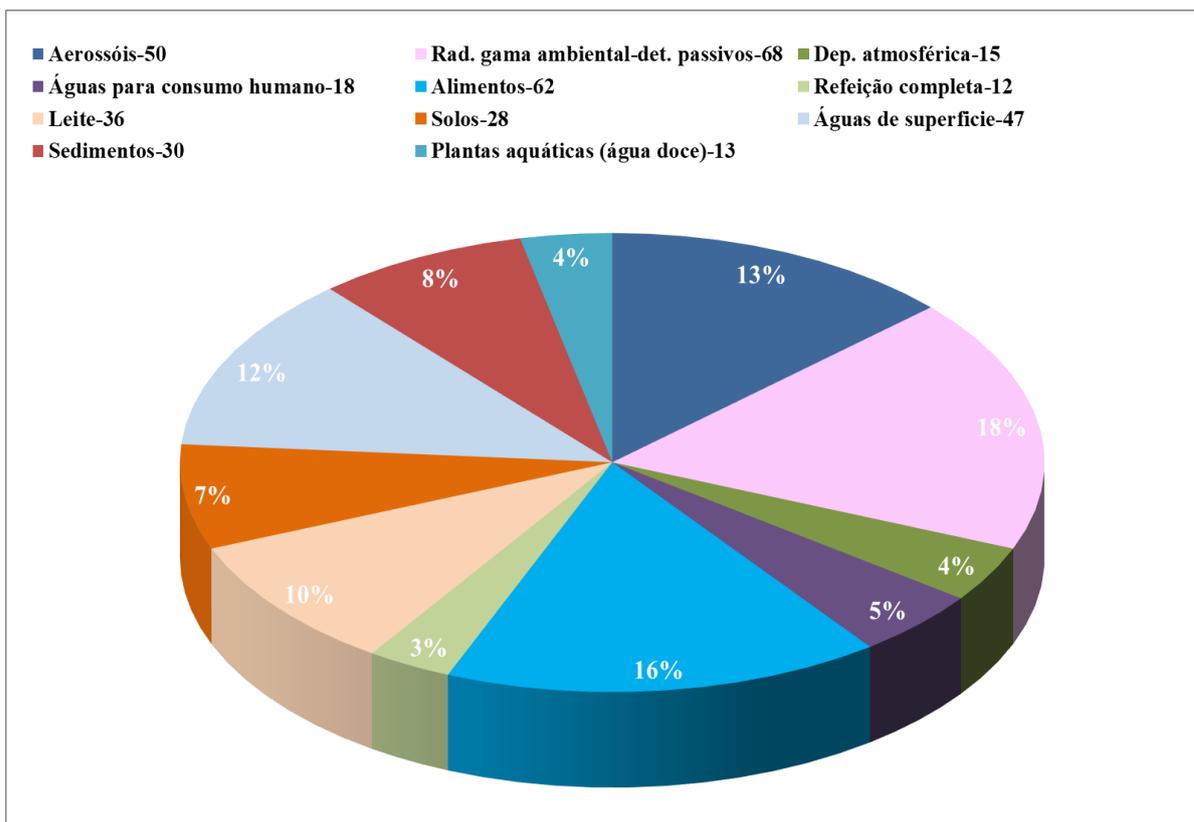


Figura I.3- Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem.

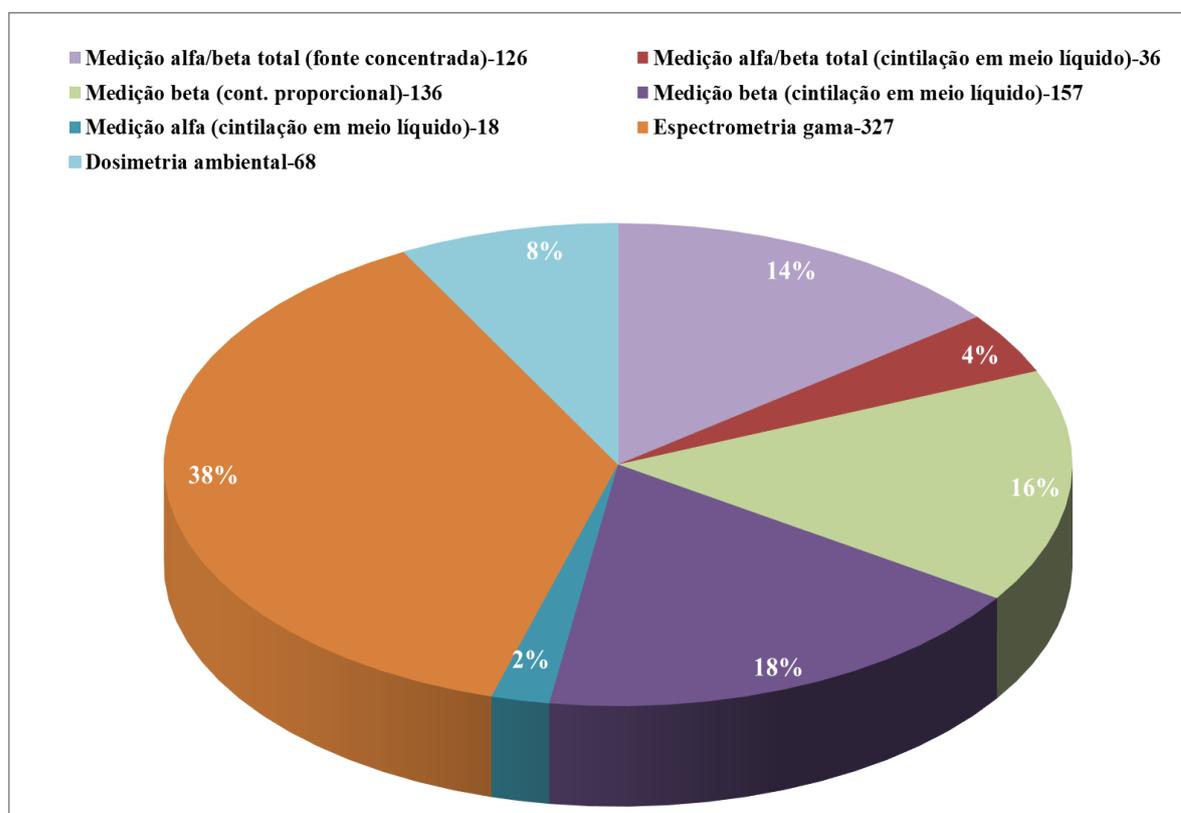


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição.

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 2017. 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 2017.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $15 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de fevereiro) e $51 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de outubro).

A concentração de atividade média mensal em ^7Be variou entre $1,02 \pm 0,10 \text{ mBq m}^{-3}$ e $6,25 \pm 0,63 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $4,0 \pm 1,7 \text{ mBq m}^{-3}$. 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). A concentração de atividade média mensal mais elevada de ^7Be ocorreu em outubro ($6,25 \pm 0,63 \text{ mBq m}^{-3}$), embora nos meses de junho, agosto, setembro e novembro também se tenham registado valores acima dos 5 mBq m^{-3} (Tabela I.1).

Relativamente ao ^{210}Pb , a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,120 \pm 0,013 \text{ mBq m}^{-3}$ e $1,10 \pm 0,12 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,48 \pm 0,34$

mBq m⁻³ que, embora superior ao registado no ano anterior, se encontra ainda 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), com valores médios de 3,20 mBq m⁻³ para o ⁷Be e 0,34 mBq m⁻³ para o ²¹⁰Pb, comparativamente aos valores de 3,47 mBq m⁻³ e 0,33 mBq m⁻³ obtidos, respetivamente, para o ⁷Be e para o ²¹⁰Pb na série temporal de 10 anos (2001-2010).

No que diz respeito à concentração de atividade em ¹³⁷Cs, todos os valores se encontram abaixo da atividade mínima detetável.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação, o maior valor de atividade mínima detetável registado para o ¹³⁷Cs: 0,53 μBq m⁻³. Com base neste pressuposto, a dose de radiação por inalação de ¹³⁷Cs será inferior a 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	1,02 \pm 0,10	<0,15	0,192 \pm 0,020	16
Fevereiro	1,75 \pm 0,18	<0,10	0,120 \pm 0,013	15
Março	2,11 \pm 0,21	<0,14	0,159 \pm 0,017	20
Abril	3,49 \pm 0,35	<0,16	0,301 \pm 0,032	30
Mai	3,98 \pm 0,40	<0,20	0,234 \pm 0,025	27
Junho	5,76 \pm 0,58	<0,32	0,469 \pm 0,049	44
Julho	4,78 \pm 0,48	<0,31	0,389 \pm 0,042	37
Agosto	5,69 \pm 0,58	<0,38	0,445 \pm 0,048	50
Setembro	5,23 \pm 0,53	<0,35	0,420 \pm 0,045	40
Outubro	6,25 \pm 0,63	<1,1	0,998 \pm 0,107	51
Novembro	5,14 \pm 0,52	<0,53	0,899 \pm 0,095	36
Dezembro	3,05 \pm 0,39	<0,36	1,10 \pm 0,12	34
Média $\pm \sigma$ (n=12)	4,0\pm1,7	< 0,34	0,48\pm0,34	33\pm12

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

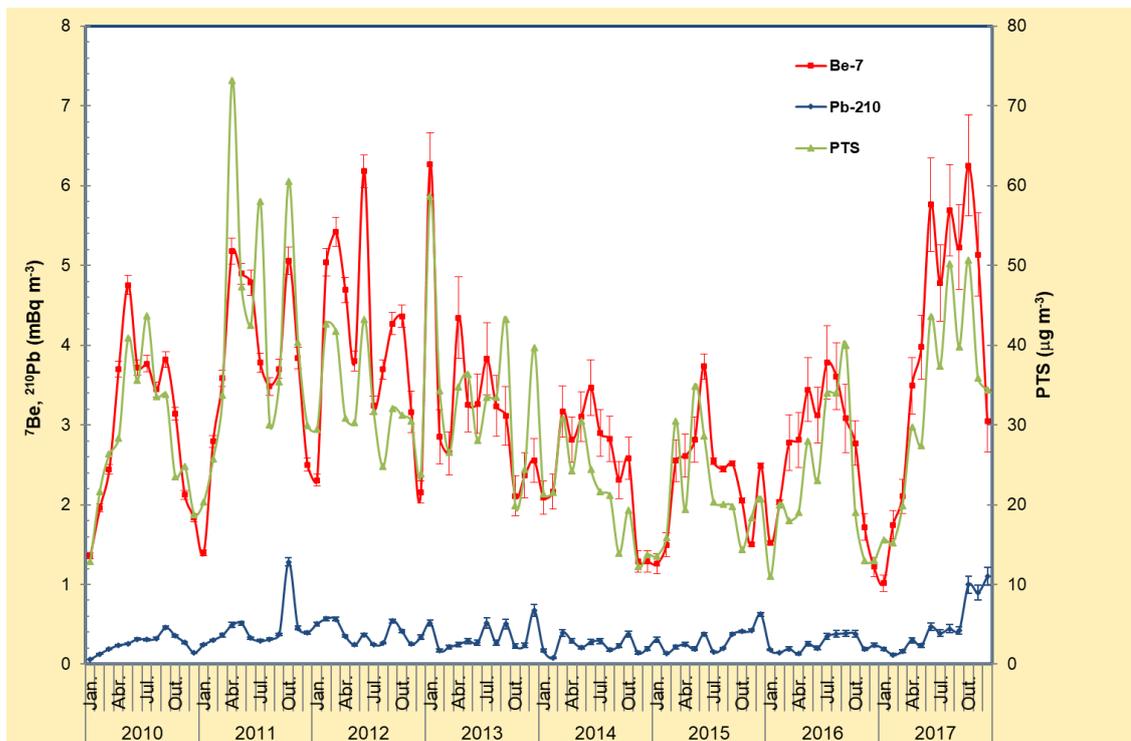


Figura I.6 - Evolução temporal da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m⁻³) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém.

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 da atividade em trítio (³H). Da amostra restante, após filtração, 1 litro é utilizado para a determinação da atividade beta total na matéria em suspensão, fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$), 3 a 5 litros para a determinação da atividade alfa/beta total na matéria dissolvida, fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$) e num máximo de 30 litros concentrados a 1 litro (por evaporação lenta em placa elétrica) para a determinação dos radionuclidos emissores gama (⁷Be, ¹³⁷Cs) na fase solúvel 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 radionuclidos (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 atividade 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 ^{90}Sr foi utilizada uma técnica radioquímica baseada em separações e purificações sucessivas da amostra, fixando-se o ^{90}Sr numa resina da EICHROM 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 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, ^7Be e ^3H , bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2017 em Sacavém (491 mm) foi da mesma ordem de grandeza da precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (420 mm), cerca de metade dos valores registados no ano anterior (779 mm e 841 mm em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente).

Os fluxos de deposição de atividade beta total (9 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (2 Bq m^{-2}) registados em Sacavém são semelhantes aos valores obtidos para Castelo Branco (11 Bq m^{-2} e 4 Bq m^{-2} , respetivamente) e da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos no ano anterior. No caso do ^7Be , o fluxo de deposição foi superior em Sacavém (46 Bq m^{-2}), relativamente a Castelo Branco (22 Bq m^{-2}), sendo ambos os valores inferiores aos observados em 2016 (97 Bq m^{-2} e 70 Bq m^{-2} , respetivamente). Os fluxos de deposição para o ^3H foram da mesma ordem de grandeza em Sacavém (43 Bq m^{-2}) e em Castelo Branco (60 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 da 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	3H	Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu m$)					Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu m$)
		7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	<0,47 (a)	<5,4x10 ⁻² (b)	<1,18x10 ⁻³ (c)	<3,00x10 ⁻³ (d)	0,0255±0,0021	0,0037±0,0022	0,0303±0,0082
Fevereiro	<0,45 (a)	0,104±0,034	<1,02x10 ⁻³ (c)	<3,40x10 ⁻³ (d)	0,0170±0,0017	0,0066±0,0022	0,0197±0,0063
Março	<0,45 (a)	0,135±0,039	<1,13x10 ⁻³ (c)	<3,30x10 ⁻³ (d)	0,0159±0,0017	0,0060±0,0022	0,0200±0,0065
Abril	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Maió	<0,45 (a)	0,263±0,037	<1,22x10 ⁻³ (c)	<2,30x10 ⁻³ (d)	0,0227±0,0021	0,0025±0,0017	0,0134±0,0064
Junho	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Julho	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Agosto	0,93±0,26	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	<0,020 (f)
Setembro	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Outubro	<0,30 (a)	<5,5x10 ⁻² (b)	(g)	<3,70x10 ⁻³ (d)	0,0042±0,0015	<0,0041 (e)	<0,019 (f)
Novembro	0,48±0,22	<5,5x10 ⁻² (b)	<0,98x10 ⁻³ (c)	<3,20x10 ⁻³ (d)	0,0136±0,0018	0,0052±0,0026	<0,010 (f)
Dezembro	<0,31 (a)	0,167±0,047	<1,00x10 ⁻³ (c)	<3,50x10 ⁻³ (d)	0,0208±0,0026	<0,0095 (e)	0,020±0,011

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

Tabela I.3 - Valores da 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	3H	Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu m$)					Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu m$)
		7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	<0,47 (a)	0,139±0,052	<1,02x10 ⁻³ (c)	<3,00x10 ⁻³ (d)	0,0309±0,0025	0,0122±0,0025	0,0147±0,0079
Fevereiro	<0,45 (a)	0,096±0,034	<0,98x10 ⁻³ (c)	<3,50x10 ⁻³ (d)	0,0202±0,0022	0,0131±0,0027	0,0187±0,0088
Março	<0,45 (a)	0,093±0,034	<1,17x10 ⁻³ (c)	<2,70x10 ⁻³ (d)	0,0255±0,0028	0,0105±0,0028	0,0191±0,0065
Abril	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Mai	<0,45 (a)	<4,0x10 ⁻² (b)	<1,12x10 ⁻³ (c)	<2,40x10 ⁻³ (d)	0,0158±0,0019	0,0065±0,0020	0,031±0,013
Junho	<0,33 (a)	(g)	(g)	(g)	0,0459±0,0026	0,0211±0,0037	0,079±0,022
Julho	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Agosto	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Setembro	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Outubro	<0,31 (a)	<1,5x10 ⁻¹ (b)	(g)	<17,0x10 ⁻³ (d)	0,0220±0,0019	0,0130±0,0031	<0,023 (f)
Novembro	<0,32 (a)	<4,5x10 ⁻² (b)	<0,93x10 ⁻³ (c)	<3,20x10 ⁻³ (d)	0,0078±0,0020	0,0060±0,0029	<0,014 (f)
Dezembro	1,44±0,27	<4,4x10 ⁻² (b)	<0,98x10 ⁻³ (c)	<3,30x10 ⁻³ (d)	0,0084±0,0020	<0,0072 (e)	<0,010 (f)

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

Tabela I.4 – Fluxos mensais de deposição atmosférica (Bq m⁻²±U, k=2) em Sacavém (CTN).

Data de colheita	Precipitação* (mm)	³ H	Fase solúvel (Ø ≤ 0,45 µm)					Fase particulada (Ø > 0,45 µm)
			⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	84,7	(a)	(a)	(a)	(a)	2,16±0,18	0,31±0,19	2,57±0,70
Fevereiro	77,2	(a)	8,0±2,6	(a)	(a)	1,31±0,13	0,51±0,17	1,52±0,49
Março	97,8	(a)	13,2±3,8	(a)	(a)	1,56±0,17	0,59±0,22	1,96±0,64
Abril	4,7	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Maiο	59,1	(a)	15,5±2,2	(a)	(a)	1,34±0,12	0,15±0,10	0,79±0,38
Junho	0,4	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Julho	1,2	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	9,5	8,8±2,5	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Setembro	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Outubro	31,5	(a)	(a)	(d)	(a)	0,132±0,047	(a)	(a)
Novembro	70,3	34±15	(a)	(a)	(a)	0,96±0,13	0,37±0,18	(a)
Dezembro	54,2	(a)	9,1±2,5	(a)	(a)	1,13±0,14	(a)	1,08±0,60

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

*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	Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)					Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)
			^7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	44,3	(a)	6,2±2,3	(a)	(a)	1,37±0,11	0,54±0,11	0,65±0,35
Fevereiro	101,9	(a)	9,8±3,5	(a)	(a)	2,06±0,22	1,34±0,28	1,91±0,90
Março	69,7	(a)	6,5±2,4	(a)	(a)	1,78±0,20	0,73±0,20	1,33±0,45
Abril	5,4	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Mai	49,8	(a)	(a)	(a)	(a)	0,787±0,095	0,32±0,10	1,54±0,65
Junho	13,2	(a)	(d)	(d)	(d)	0,606±0,034	0,279±0,049	1,04±0,29
Julho	3,8	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	4,8	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Outubro	16,6	(a)	(a)	(d)	(a)	3,652±0,032	0,216±0,051	(a)
Novembro	68,3	(a)	(a)	(a)	(a)	0,53±0,14	0,41±0,20	(a)
Dezembro	41,7	60±11	(a)	(a)	(a)	0,350±0,083	(a)	(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>);

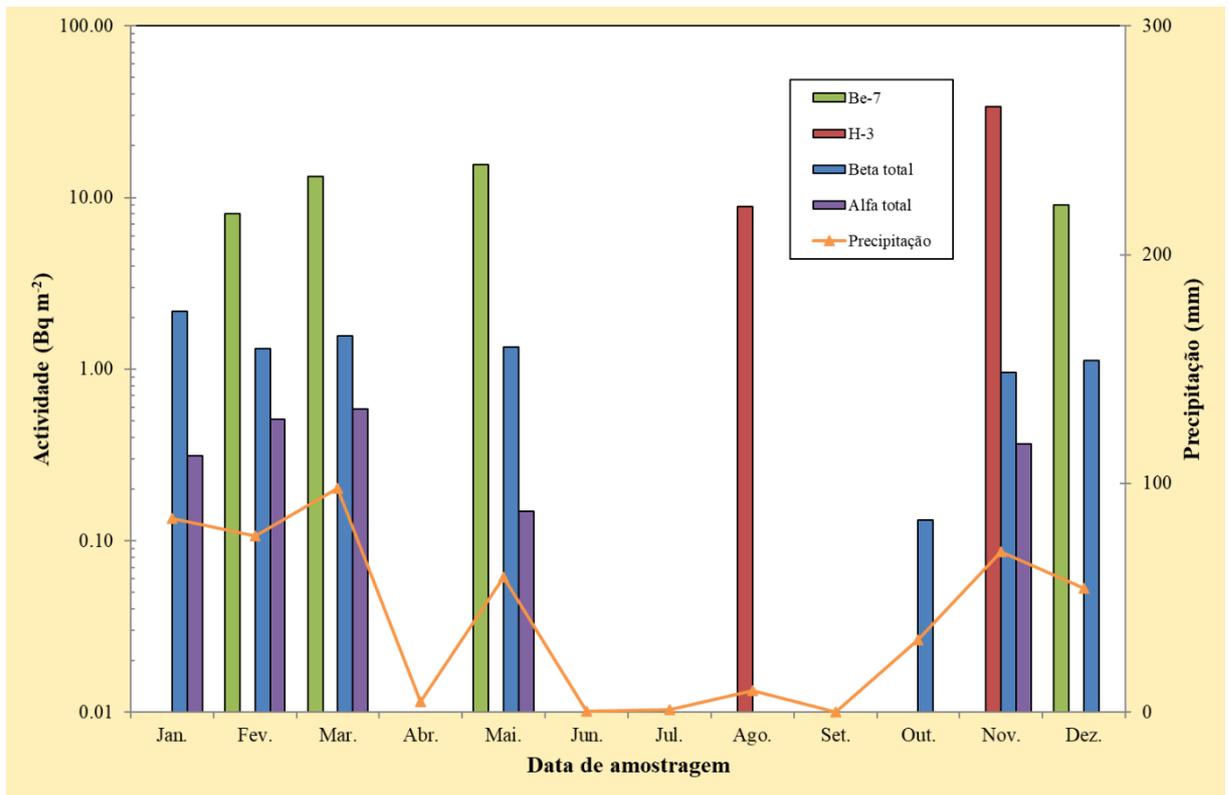


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN).

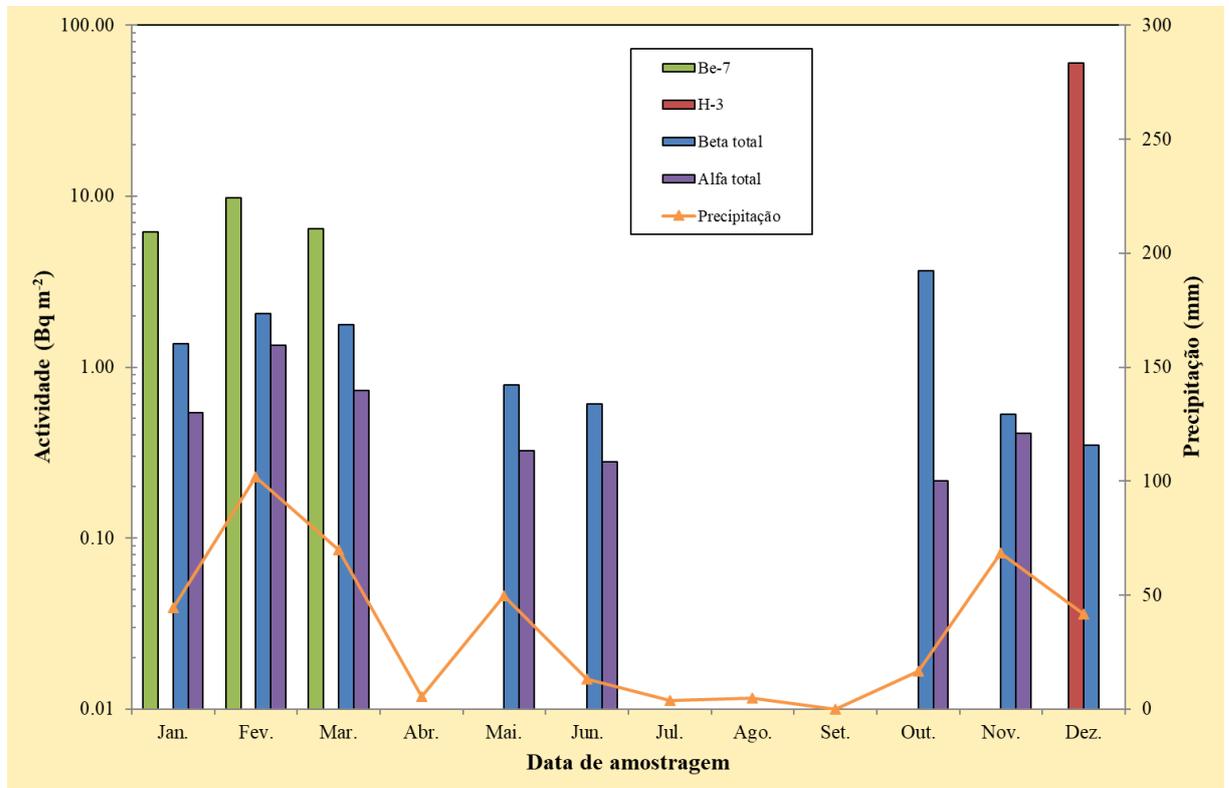


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica).

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 de superfície foram recolhidas em locais de água corrente, afastados da margem dos rios a cerca de 30 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.

Durante o ano de 2017 a colheita de hidrófitos submersos foi muito dificultada pelo nível extremamente elevado das águas em Vila Velha de Ródão, agravando-se esta limitação durante os meses de verão em que diminui a propagação vegetativa das plantas. Foi, no entanto, possível verificar a coexistência de duas espécies do género *Potamogeton* - *P.*

pectinatus (limo mestre) e *P. crispus* (pimenta-de água) – no mesmo espaço onde em anos anteriores predominava *P. pectinatus*. Aparentemente, as flutuações populacionais das duas espécies não ocorreram em paralelo, verificando-se no final da primavera (colheita de maio) apenas a presença massiva de *P. crispus*. No inverno (colheita de dezembro) as duas populações voltaram a aparecer em conjunto. A espécie emergente *Cyperus eragrostis* (junção) esteve sempre presente ao longo do ano, mas por vezes, inacessível devido ao nível das águas.

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 regolfo 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.

Tabela I.6 – Valores do caudal afluente 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 afluente $m^3 s^{-1}$
23/01/2017	13h	699,94
23/02/2017	13h	193,37
29/03/2017	13h	275,62
19/04/2017	13h	0
22/05/2017	13h	306,53
21/06/2017	13h	247,19
25/07/2017	14h	229,87
30/08/2017	13h	1,07
25/09/2017	13h	26,78
25/10/2017	13h	117,64
22/11/2017	13h	388,3
20/12/2017	13h	0



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 de superfície, após filtração, determinou-se a concentração das partículas em suspensão, fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$) e dos sais dissolvidos, fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$). Procedeu-se à determinação da atividade beta total (fase particulada) e das atividades alfa total e beta total (fase solúvel) 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.

Na fase solúvel, efetuou-se ainda a determinação de concentração de atividade em ^{137}Cs por espectrometria gama.

A determinação da concentração de atividade em ^{90}Sr e ^3H realizou-se respetivamente, na fase solúvel e na água não filtrada, 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 do Ribatejo, Barragem de Fratel e Barragem de Belver estão presentes nas Tabelas I.7 a I.10, respetivamente.

Verifica-se que em geral, no rio Tejo, a concentração (mg L^{-1}) da matéria dissolvida é cerca de 2 ordens de grandeza superior à concentração (mg L^{-1}) da matéria em suspensão. A atividade beta total na fase particulada, ao longo do rio, é inferior ou muito próxima da atividade mínima detetável. Por outro lado, a atividade beta total na fase solúvel apresenta valores mensuráveis mais elevados (cerca de 1 ordem de grandeza) com valores médios de $128 \pm 22 \text{ mBq L}^{-1}$ e $105 \pm 23 \text{ mBq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7) e Valada do Ribatejo (Tabela I.8) respetivamente. A atividade alfa total apresenta valores médios mais baixos, $<49 \text{ mBq L}^{-1}$ (Tabela I.7) e $<43 \text{ mBq L}^{-1}$ (Tabela I.8). 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 2018) 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.7 a I.10). Os valores médios anuais de concentração de atividade em ^{90}Sr são inferiores a $1,59 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada do Ribatejo. No que se refere aos valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a $3,11 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $3,26 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2018).

Os valores de concentração de atividade média anual, A , em ^3H no rio Tejo são $6,62 \pm 0,87 \text{ Bq L}^{-1}$ e $4,46 \pm 1,3 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $5,22 \pm 0,56 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) e $6,73 \pm 0,69 \text{ Bq L}^{-1}$ (fevereiro) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $4,97 \pm 0,57 \text{ Bq L}^{-1}$ (fevereiro) e $6,47 \pm 0,68 \text{ Bq L}^{-1}$ (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 2017. 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 2017, os valores medidos foram semelhantes a 2016 apresentando também menor variação comparativamente aos anos anteriores. 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. Contudo, principalmente nos anos 2016 e 2017 essa diferença não é tão significativa porque os valores em Vila Velha de Ródão têm vindo a diminuir.

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 2017, 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. Contudo, em 2017, parece não se observar uma relação tão nítida uma vez que a atividade em ^3H e o valor do caudal do rio foram mais constantes.

Na Tabela I.11 estão expressos os valores da concentração de atividade, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (barragem de Castelo de Bode). Pode observar-se que no rio Zêzere (Tabela I.11) o valor médio anual da atividade beta total na fase particulada ($<10 \text{ mBq L}^{-1}$) é idêntico ao obtido para o rio Tejo enquanto que o obtido na fase solúvel ($<30,4 \text{ mBq L}^{-1}$) é cerca de cinco vezes inferior (Tabelas I.7e I.8). Este resultado pode estar relacionado com a concentração da matéria dissolvida que é também cerca de 5 vezes inferior no rio Zêzere.

Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr no rio Zêzere (Tabela I.11) são da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Tejo. Pela uniformidade dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclídeos está relacionada 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 $0,26 \text{ Bq L}^{-1}$ (valor de atividade mínima detetável) e $0,89 \pm 0,28 \text{ Bq L}^{-1}$ 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 (normalmente abaixo do valor de atividade mínima detetável) e constantes ao longo dos anos (Figura I.12) indicando que este rio não foi influenciado por nenhuma fonte de origem antropogénica.

Na Tabela I.12 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 da concentração de 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.7 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Janeiro	7,62±0,76	0,5±0,3	<13 (a)	277,9±0,3	<3,05 (b)	1,36±0,76	<22 (d)	124±16
Fevereiro	7,29±0,74	2,2±0,3	12,2±6,1	235,0±0,3	<3,08 (b)	2,71±0,76	25±15	87±12
Março	5,9±0,63	4,0±0,3	13±6,3	258,1±0,3	<3,30 (b)	<0,92 (c)	<40 (d)	100±13
Abril	7,96±0,78	1,3±0,3	<10 (a)	360,4±0,3	<3,40 (b)	1,11±0,52	<30 (d)	130±18
Mai	6,95±0,71	1,5±0,3	<10 (a)	303,8±0,3	<3,10 (b)	2,01±0,59	42±22	129±16
Junho	5,95±0,64	1,8±0,3	<10 (a)	313,2±0,3	<2,70 (b)	2,18±0,78	<27 (d)	118±17
Julho	5,58±0,58	2,4±0,3	<10 (a)	365,6±0,3	<3,20 (b)	1,28±0,54	38±23	146±25
Agosto	6,39±0,65	2,8±0,3	<15 (a)	386,0±0,3	<3,10 (b)	1,67±0,51	54±26	145±20
Setembro	5,77±0,60	3,1±0,3	<11 (a)	354,0±0,3	<3,20 (b)	1,88±0,64	47±24	148±19
Outubro	5,69±0,59	1,4±0,3	<11 (a)	387,7±0,3	<3,10 (b)	<1,29 (c)	<73 (d)	150±22
Novembro	6,57±0,66	56,1±0,3 (e)	<10 (a)	359,0±0,3	<3,00 (b)	<1,03 (c)	<59 (d)	108±18
Dezembro	7,75±0,75	0,9±0,3	<10 (a)	364,1±0,3	<3,05 (b)	1,59±0,58	<128 (d)	156±23
Média ± σ	6,62±0,87 (n=12)	2,0±1,0 (n=11)	<11 (n=12)	330,4±51,4 (n=12)	<3,11 (n=12)	<1,59 (n=12)	<49 (n=12)	128±22 (n=12)

Atividade mínima detetável em beta total (a), ^{137}Cs (b), ^{90}Sr (c) e alfa total (d) na fase solúvel. Nesta análise ocorreu uma falha laboratorial que conduziu a um valor anormal de concentração da fase particulada na amostra, não tendo sido considerado para a média (e).

Tabela I.8 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Janeiro	2,67±0,43	(a)	12,7±7,8	180,5±0,3	<3,11 (c)	1,46±0,72	18±11	78±10
Fevereiro	5,44±0,61	2,0±0,3	<10 (b)	230,5±0,3	<3,24 (c)	<1,38 (d)	21±14	74±12
Março	6,84±0,70	2,3±0,3	<10 (b)	335,0±0,3	<3,10 (c)	<1,01 (d)	<52 (e)	102±17
Abril	3,93±0,52	1,4±0,3	<10 (b)	270,3±0,3	<3,20 (c)	1,94±0,59	<22 (e)	96±14
Mai	4,97±0,57	4,5±0,3	12,8±6,3	335,5±0,3	<3,50 (c)	1,43±0,54	52±25	137±18
Junho	5,93±0,64	3,0±0,3	<10 (b)	238,1±0,3	<2,60 (c)	<16 (f)	32±17	97±14
Julho	3,77±0,44	2,7±0,3	<10 (b)	289,0±0,3	<3,40 (c)	2,44±0,84	38±20	118±21
Agosto	2,72±0,40	2,6±0,3	<15 (b)	189,4±0,3	<3,50 (c)	1,55±0,64	24±12	81±10
Setembro	3,23±0,42	1,6±0,3	<11 (b)	245,2±0,3	<3,40 (c)	1,63±0,51	21±15	93±12
Outubro	4,74±0,53	1,5±0,3	<11 (b)	320,7±0,3	<3,40 (c)	1,97±0,76	<60 (e)	107±17
Novembro	4,79±0,52	0,6±0,3	<10 (b)	344,4±0,3	<3,30 (c)	1,56±0,52	<57 (e)	132±18
Dezembro	4,43±0,49	1,1±0,3	<10 (b)	342,8±0,3	<3,38 (c)	1,09±0,52	<122 (e)	141±22
Média ± σ	4,46±1,3 (n=12)	2,1±1,1 (n=11)	<11 (n=12)	277±60 (n=12)	<3,26 (n=12)	<1,59 (n=11)	<43 (n=12)	105±23 (n=12)

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a). Atividade mínima detetável em beta total (b), ^{137}Cs (c), ^{90}Sr (d) e alfa total na fase solúvel (e). Nesta análise ocorreu uma falha laboratorial que conduziu a um valor anormal de ^{90}Sr na amostra, não tendo sido considerado para a média (f).

Tabela I.9 – Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Fevereiro	6,73±0,69	1,6±0,3	10,1±6,1	220,1±0,3	<3,18 (c)	2,21±0,71	22±14	74±12
Mai	6,05±0,65	1,5±0,3	<10 (b)	303,3±0,3	<3,30 (c)	1,56±0,60	51±23	134±16
Agosto	5,22±0,56	3,2±0,3	<15 (b)	319,4±0,3	<3,30 (c)	2,12±0,67	<24 (d)	126±17
Novembro	6,20±0,63	(a)	<10 (b)	337,6±0,3	<3,40 (c)	1,15±0,55	63±38	127±18

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a). Atividade mínima detetável em beta total (b), ^{137}Cs (c) e alfa total na fase solúvel (d).

Tabela I.10 – Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Belver).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Fevereiro	4,97±0,57	1,8±0,3	<10 (a)	208,3±0,3	<3,02 (b)	1,66±0,54	21±13	82±12
Mai	6,47±0,68	1,4±0,3	10,7±6,3	294,3±0,3	<3,10 (b)	1,35±0,44	54±23	131±16
Agosto	5,33±0,57	1,3±0,3	<15 (a)	321,7±0,3	<3,40 (b)	1,50±0,53	27±18	123±17
Novembro	5,76±0,60	0,4±0,3	<10 (a)	331,5±0,3	<3,30 (b)	1,20±0,47	<55 (c)	132±18

Atividade mínima detetável em beta total (a), ^{137}Cs (b) e alfa total na fase solúvel (c).

Tabela I.11 – Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Janeiro	<0,47 (b)	(a)	11,4±6,5	50,8±0,3	<3,06 (d)	1,75±0,58	9,4±3,8	30,8±3,5
Fevereiro	<0,45 (b)	1,0±0,3	<8,1 (c)	50,7±0,3	<3,09 (d)	1,62±0,68	<11 (f)	<7,4 (g)
Março	<0,44 (b)	0,4±0,3	<8,4 (c)	49,0±0,3	<3,80 (d)	<1,11 (e)	9,4±5,5	31,2±3,3
Abril	<0,46 (b)	1,4±0,3	<8,4 (c)	51,6±0,3	<3,40 (d)	2,03±0,80	<4,4 (f)	30,6±3,2
Maió	<0,47 (b)	0,8±0,3	10,9±5,3	52,2±0,3	<3,30 (d)	1,97±0,79	8,4±3,9	37,9±3,5
Junho	<0,46 (b)	1,7±0,3	<10 (c)	51,4±0,3	<3,20 (d)	1,90±0,87	6,4±3,6	30,2±3,5
Julho	0,89±0,28	1,6±0,3	<8,7 (c)	53,4±0,3	<3,20 (d)	1,33±0,73	6,6±3,9	32,8±4,8
Agosto	<0,37 (b)	1,4±0,3	<12 (c)	54,6±0,3	<3,30 (d)	1,90±0,62	<4,2 (f)	35,4±3,5
Setembro	<0,36 (b)	1,6±0,3	<11 (c)	55,9±0,3	<2,60 (d)	<1,15 (e)	<4,8 (f)	31,0±3,4
Outubro	<0,26 (b)	0,7±0,3	<9,5 (c)	51,6±0,3	<3,20 (d)	1,00±0,46	<5,3 (f)	32,3±3,5
Novembro	<0,30 (b)	(a)	<8,3 (c)	51,9±0,3	<3,20 (d)	1,97±0,54	<8,9 (f)	29,8±3,4
Dezembro	<0,32 (b)	0,7±0,3	<8,7 (c)	56,5±0,3	<3,00 (d)	1,43±0,48	<21 (f)	34,8±4,2
Média ± σ	<0,44 (n=12)	1,1±0,5 (n=10)	<10 (n=12)	52,5±2,2 (n=12)	<3,20 (n=12)	<1,60 (n=12)	<8,3 (n=12)	<30,4 (n=12)

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a). Atividade mínima detetável em ^3H (b), beta total (c), ^{137}Cs (d), ^{90}Sr (e), alfa total (f) e beta total na fase solúvel (g).

Tabela I.12 – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), em ^3H e beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água 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 Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	<0,45 (a)	1,4±0,3	<10 (b)	353,4±0,3	<3,40 (c)	3,21±0,60	<29 (d)	164±20
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	<0,46 (a)	1,4±0,3	<10 (b)	48,9±0,3	<2,50 (c)	2,16±0,77	25,0±8,8	41,5±8,4
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	<0,46 (a)	1,4±0,3	<10 (b)	234,5±0,3	<2,60 (c)	1,29±0,50	40±18	92±13

Atividade mínima detetável em ^3H (a), beta total (b), ^{137}Cs (c) e alfa total na fase solúvel (d).

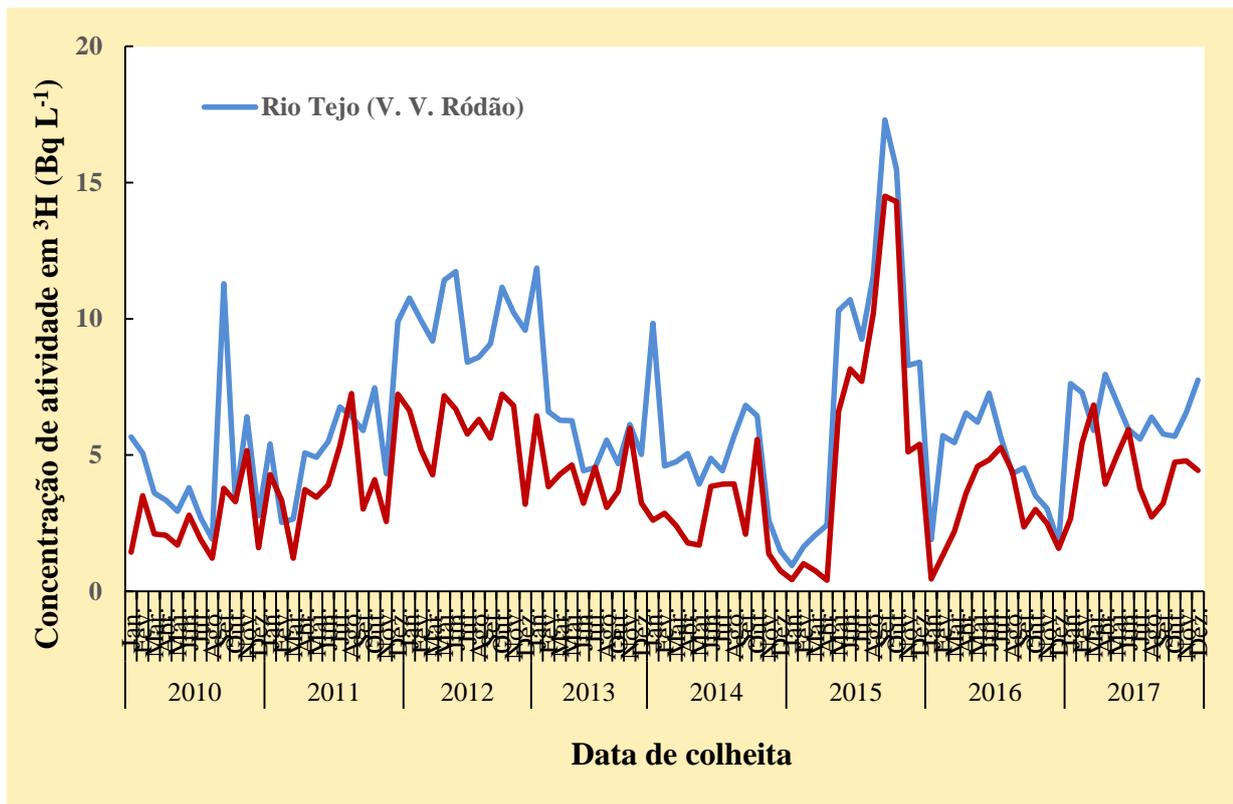


Figura I.10 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L^{-1}) no Rio Tejo (Vila Velha de Ródão e Valada do Ribatejo), durante os anos 2010 a 2017.

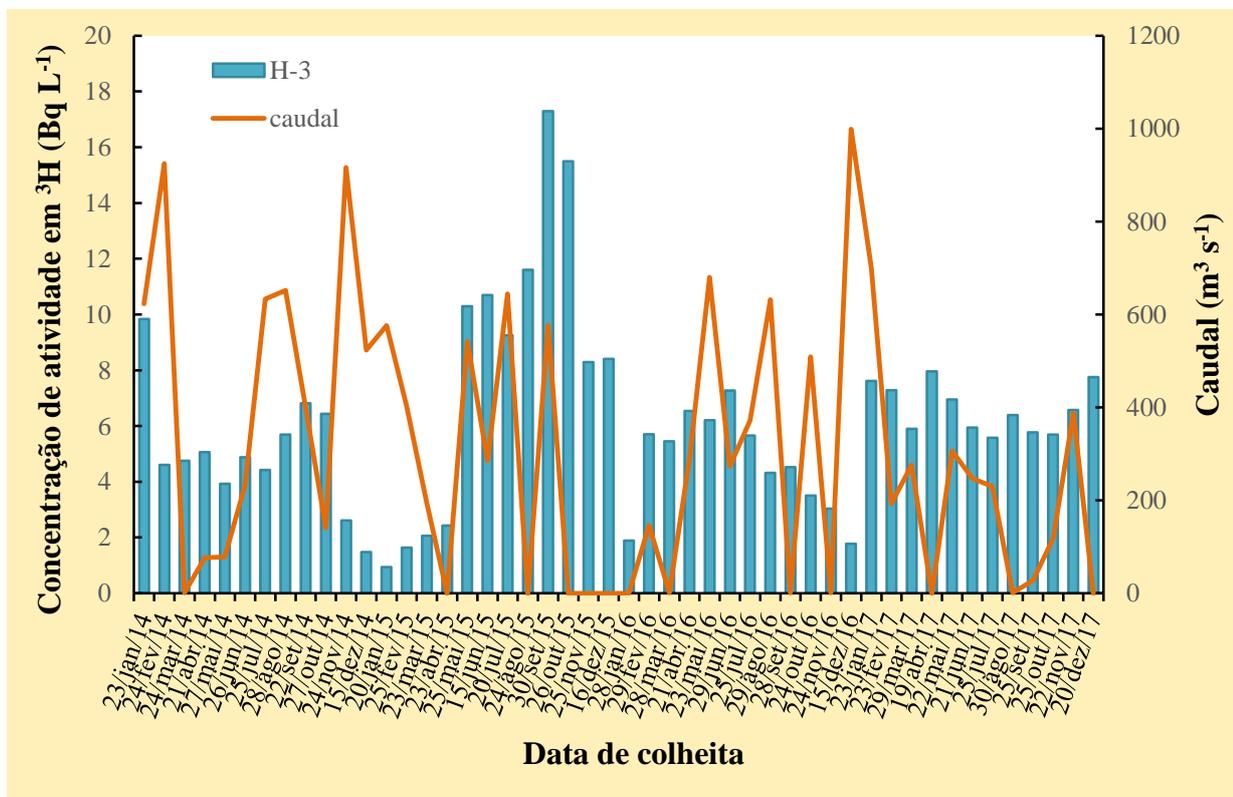


Figura I.11 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L^{-1}) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo) durante os anos 2014 a 2017.

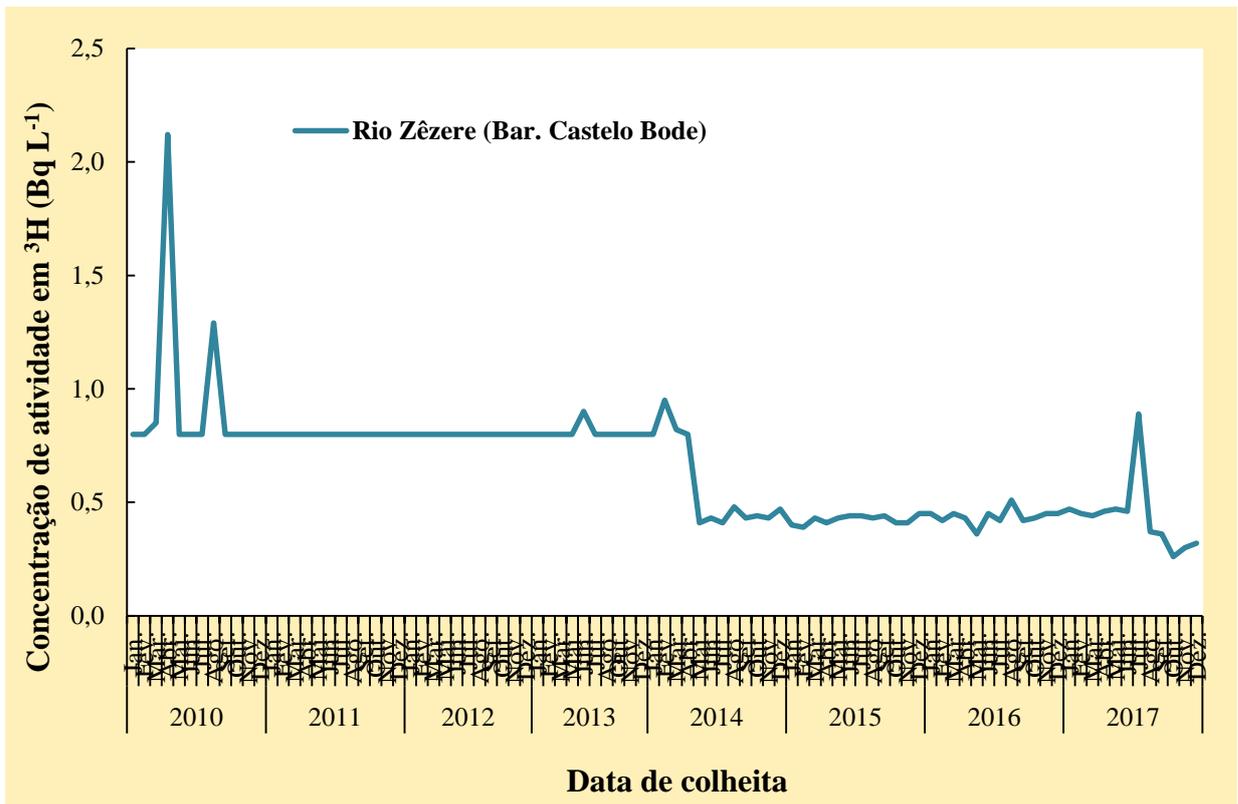


Figura I.12 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L^{-1}) no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode) durante os anos 2010 a 2017.

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores da 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 variam entre $146 \pm 19 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $321 \pm 27 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $158 \pm 16 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $242 \pm 20 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A concentração de atividade em ^{40}K apresenta uma maior dispersão variando entre $535 \pm 68 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $800 \pm 70 \text{ Bq kg}^{-1}$. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $4,2 \text{ Bq kg}^{-1}$.

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 e Guadiana (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o rio Tejo. No rio Mondego, não foi possível recolher amostra de sedimentos porque o leito do rio no local de colheita e nas suas imediações era constituído principalmente por pedras e calhaus.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2018).

Tabela I.13 – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos 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)	321±27	175±14	<2,5 (a)	800±70
Fevereiro	<23 (a)	255±26	227±20	<3,9 (a)	739±86
Março	<20 (a)	258±25	199±18	<3,5 (a)	595±75
Abril	<25 (a)	269±27	242±20	<4,2 (a)	659±86
Maió	27±16	304±28	237±20	<3,7 (a)	571±70
Junho	<27 (a)	212±22	158±16	<4,0 (a)	593±77
Julho	<21 (a)	251±24	183±16	<3,6 (a)	727±76
Agosto	<27 (a)	191±20	178±17	<4,3 (a)	690±79
Setembro	<24 (a)	210±22	179±17	<5,5 (a)	711±81
Outubro	<19 (a)	213±21	178±16	<4,0 (a)	535±68
Novembro	<24 (a)	212±22	178±17	5.1±2.6	559±76
Dezembro	<25 (a)	146±19	173±18	5,6±3,1	628±88
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<23	237±49	192±28	<4,2	651±83

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.14. – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos 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	<18 (a)	134±13	89,4±8,9	<3,3 (a)	669±64
Fevereiro	<18 (a)	367±32	235±19	<4,3 (a)	787±78
Março	<24 (a)	284±27	187±16	<4,0 (a)	810±83
Abril	<18 (a)	140±16	123±13	<3,3 (a)	706±78
Maió	22±12	322±28	241±19	<3,3 (a)	774±74
Junho	<25 (a)	280±26	195±17	<6,6 (a)	813±81
Julho	<26 (a)	205±22	181±17	<4,5 (a)	778±82
Agosto	<22 (a)	362±32	237±20	<4,0 (a)	1033±97
Setembro	<27 (a)	101±15	120±13	<3,7 (a)	749±86
Outubro	<15 (a)	109±14	85±10	<3,2 (a)	783±80
Novembro	<26 (a)	153±18	118±13	<5,3 (a)	763±83
Dezembro	<16 (a)	154±18	128±14	<4,3 (a)	909±95
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<21	218±100	162±58	<4,2	798±94

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.15 – Valores da 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*	7,7±3,8	89,8±7,6	58,2±4,6	2,52±0,41	814±56
Mai*	<4,6 (a)	54,1±4,9	41,3±3,4	2,78±0,41	932±64
Agosto	<24 (a)	195±20	160±15	<3,7 (a)	642±73
Novembro*	<4,2 (a)	79,8±6,9	52,2±4,1	2,09±0,67	828±57

Atividade mínima detetável (a); *Considerou-se a fração $\varnothing \leq 250\ \mu m$ porque, após peneiração, não foi possível obter quantidade suficiente da fração $\varnothing \leq 63\ \mu m$ para análise.

Tabela I.16 – Valores da 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 e Guadiana.

Data de colheita	Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	<27 (a)	93±14	132±15	<5,1 (a)	542±75
Abril	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	<20 (a)	81±11	74,2±9,3	<3,0 (a)	481±61

Atividade mínima detetável (a).

Plantas aquáticas

Na Tabela I.17 estão expressos os valores da concentração de atividade, A (Bq kg⁻¹, peso seco), de radionuclídeos naturais e artificiais determinados na planta aquática (rizoma e partes aéreas) emergente *Cyperus eragrostis* colhida no rio Tejo, em V. Velha de Ródão. Para os hidrófitos submersos, *Potamogeton pectinatus* (limo mestre), e *Potamogeton crispus* (pimenta-de-água) colhidos no mesmo local de amostragem, os resultados estão presentes nas Tabelas I.18 e I.19 respetivamente. Pode verificar-se que, como já referido anteriormente (I.3.1.1 Materiais e Métodos), a amostragem não foi efetuada mensalmente por na data da colheita não haver plantas disponíveis ou, por não ser possível aceder às mesmas, devido ao nível extremamente elevado das águas 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 26±11 Bq kg⁻¹ e 33±13 Bq kg⁻¹ para o rizoma e entre valores inferiores a 4,5 Bq kg⁻¹ e 8,7±5,4 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.}= 0,27, [²²⁸Ra]_{rizoma}/[²²⁸Ra]_{sed.}= 0,12 comparativamente com as partes aéreas: [²²⁶Ra]_{p. aéreas}/[²²⁶Ra]_{sed.}= 0,035, [²²⁸Ra]_{p. aéreas}/[²²⁸Ra]_{sed.}= 0,028. Estes valores indicam uma maior transferência do rádio para o rizoma relativamente às partes aéreas.

O hidrófito submerso sem raiz (*Potamogeton pectinatus*) apresenta valores médios anuais da concentração de atividade (Tabela I.18) mais elevados para o ²²⁶Ra (125±106 Bq kg⁻¹) e ²²⁸Ra (79±59 Bq kg⁻¹) do que o *Potamogeton crispus* (Tabela I.19). O valor da concentração de atividade em ²¹⁰Pb é idêntica para ambos os hidrófitos. Em geral, os níveis em ¹³⁷Cs são muito baixos (inferiores à atividade mínima detetável), 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.17) e nos talos flutuantes de *P. pectinatus* (Tabela I.18) e *P. crispus* (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 anos anteriores (Madruga *et al.*, 2016 a 2018).

Tabela I.17 – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama na 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
Rizomas						
Janeiro	<8,3 (a)	30±12	33±6,1	43±13	<2,0 (a)	259±46
Abril	<6,6 (a)	27±9,2	30±5,9	37±11	<1,9 (a)	553±76
Mai	<11 (a)	26±11	27±7,6	39±17	<2,6 (a)	692±102
Julho	<6,6 (a)	26±11	30±6,9	27±13	<2,3 (a)	255±49
Setembro	<10 (a)	33±13	133±13	36±17	<2,3 (a)	277±54
Média±σ (n=5)	<8,5	28,4±3,1	51±46	36±5,9	<2,2	407±203
Partes aéreas						
Janeiro	<5,5 (a)	8,7±5,4	10±3,3	34,6±9,9	<1,3 (a)	984±76
Abril	<4,5 (a)	<8,0 (a)	11±3,6	<12 (a)	<1,0 (a)	1115±138
Mai	<6,7 (a)	<6,8 (a)	<4,0 (a)	<15 (a)	<1,6 (a)	925±73
Julho	<3,8 (a)	<4,5 (a)	<3,5 (a)	<9,1 (a)	<0,88 (a)	481±42
Setembro	<5,0 (a)	<5,6 (a)	4,9±2,6	<7,9 (a)	<1,3 (a)	763±61
Média±σ (n=5)	<5,1	<6,7	<6,8	<16	<1,2	854±244

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.18 – Valores da 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	<4,7 (a)	165±17	277±20	16±7,7	<1,4 (a)	1489±104
Fevereiro	<4,2 (a)	69±11	116±15	21±9,1	<1,1 (a)	1645±200
Março	<3,5 (a)	48±6,3	55±4,6	19±6,5	<0,89 (a)	1101±77
Dezembro	<4,6 (a)	36±7,4	52±7,1	29±9,5	<1,0 (a)	1645±200
Média±σ (n=4)	<4,2	79±59	125±106	21±5,6	<1,0	1470±257

Atividade mínima detetável (a).

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K
Fevereiro	<3,5 (a)	13±4,0	20±3,3	18±6,5	<0,73 (a)	993±121
Março	<3,5 (a)	7,1±4,4	15±2,6	<8,0 (a)	<0,98 (a)	1018±73
Maiο	<3,3 (a)	12±4,2	23±2,9	14±5,6	<0,83 (a)	505±40
Dezembro	<3,8 (a)	22±7,1	24±4,4	31±9,9	<1,4 (a)	1357±167
Média±σ (n=4)	<3,5	14±6,4	20±3,8	21±8,7	<1,0	968±351

Atividade mínima detetável (a).

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

Em 2017, para dar cumprimento à legislação europeia e nacional (Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM; Decreto-Lei n° 23/2016 de 7 de junho) relativa ao controlo de substâncias radioativas na água destinada ao consumo humano, procedeu-se também à pesquisa de radão (^{222}Rn) dissolvido nas águas amostradas, além dos parâmetros (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^3H , atividades alfa total e beta total) que já vinham sendo monitorizados em anos anteriores.

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.

Para a determinação da concentração de atividade em ^{222}Rn utilizou-se o método por cintilação em meio líquido (NRA_PT_09) baseado na norma ISO 13164-4 (2015). A metodologia consiste na extração de um volume de 10 mL de água, com o auxílio de uma seringa, do vasilhame contendo a amostra, e na sua injeção lenta no fundo do frasco de cintilação, o qual já deve conter 10 mL de um cocktail de cintilação específico (imiscível com água), sem causar turbulência, de modo a minimizar as perdas de radão. A medição deverá ser iniciada, pelo menos, 3 h após a sua preparação, garantindo desta forma o equilíbrio secular entre o ^{222}Rn e os seus descendentes. A atividade alfa da amostra é medida num espectrómetro de cintilação em meio líquido (Packard Tri-Carb 3170 TR/SL) previamente calibrado com soluções padrão de ^{226}Ra . Os padrões de calibração, após a preparação, são acondicionados no laboratório durante um mês, de forma a garantir o equilíbrio secular entre o ^{226}Ra e o seu descendente ^{222}Rn , após o qual se procede à sua medição.

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).

A metodologia utilizada para a determinação da concentração de atividade em ^3H está expressa em I.2.2.1.

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.

I.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.20 e I.21 estão expressos os valores da concentração de atividade, A (Bq L^{-1}), em ^3H , ^{222}Rn 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.20 apresentam-se ainda os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $3,21 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr os valores são todos mensuráveis, variando entre $1,15 \pm 0,59 \text{ mBq L}^{-1}$ (fevereiro) e $2,87 \pm 0,87 \text{ mBq L}^{-1}$ (maio) 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 da 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 da concentração de atividade em ^3H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.20) situam-se em geral, abaixo do valor da atividade mínima detetável. Os valores mensuráveis variam entre $0,44 \pm 0,25 \text{ Bq L}^{-1}$ e $1,28 \pm 0,26 \text{ Bq L}^{-1}$. Nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.21) 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 2018) 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.

Relativamente ao radão a maioria dos valores situam-se abaixo da atividade mínima detetável (variando entre $0,36$ e $0,64 \text{ Bq L}^{-1}$) com exceção de duas amostras recolhidas nos meses de junho ($0,50 \pm 0,29 \text{ Bq L}^{-1}$) e julho ($1,63 \pm 0,39 \text{ Bq L}^{-1}$) em Lisboa ((Tabela I.20) e de uma amostra de água recolhida numa captação privada (fonte-água de profundidade), cujo valor, $496 \pm 13 \text{ Bq L}^{-1}$ (Tabela I.21) se situa próximo do valor paramétrico (500 Bq L^{-1}) definido no Decreto-Lei n° 152/2017 de 7 de dezembro. O baixo teor de radão observado nestas águas indica tratarem-se de águas de origem superficial (rios, albufeiras, etc.). Foram reportados valores para a concentração de atividade em radão variando entre $<0,3 \text{ Bq L}^{-1}$ e $77 \pm 9 \text{ Bq L}^{-1}$ em águas recolhidas em várias localidades na Finlândia durante os anos 2014 a 2017 (STUK-B 226, 2018).

Os valores de atividade alfa total das amostras recolhidas em Lisboa (Tabela I.20) são, em geral, inferiores à atividade mínima detetável, variando entre $<0,025 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,053 \pm 0,022$

Bq L⁻¹. Para a atividade beta total os valores situam-se entre <0,072 Bq L⁻¹ e 0,132±0,049 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.21) 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.º 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.20), 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.º 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 (48%) e ¹³⁷Cs (42%). A contribuição do ³H foi de apenas 10%. Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madrugá *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2018). 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 2013 a 2017 (STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017; STUK-B 226, 2018). 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.20 – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ³H, ²²²Rn, atividade alfa total e atividade beta total em água para consumo humano colhida em Lisboa.

Data de colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	³ H	²²² Rn	Alfa total	Beta total
Janeiro	<3,16x10 ⁻³ (a)	(1,45±0,74)x10 ⁻³	<0,47 (b)	<0,36 (c)	<0,027 (d)	0,126±0,055
Fevereiro	<3,15x10 ⁻³ (a)	(1,15±0,59)x10 ⁻³	<0,43 (b)	<0,36 (c)	<0,035 (d)	<0,096 (e)
Março	<3,60x10 ⁻³ (a)	(2,39±0,63)x10 ⁻³	<0,45 (b)	<0,36 (c)	<0,028 (d)	<0,089 (e)
Abril	<3,50x10 ⁻³ (a)	(1,99±0,60)x10 ⁻³	<0,45 (b)	<0,43 (c)	<0,025 (d)	0,099±0,048
Maió	<3,20x10 ⁻³ (a)	(2,87±0,87)x10 ⁻³	<0,46 (b)	<0,35 (c)	<0,026 (d)	0,094±0,047
Junho	<3,20x10 ⁻³ (a)	(2,24±0,76)x10 ⁻³	<0,41 (b)	0,50±0,29	0,041±0,017	<0,076 (e)
Julho	<2,60x10 ⁻³ (a)	(1,33±0,51)x10 ⁻³	<0,33 (b)	1,63±0,39	<0,026 (d)	<0,072 (e)
Agosto	<3,20x10 ⁻³ (a)	(1,61±0,60)x10 ⁻³	0,44±0,25	<0,42 (c)	<0,033 (d)	<0,082 (e)
Setembro	<3,20x10 ⁻³ (a)	(1,18±0,65)x10 ⁻³	<0,36 (b)	<0,41 (c)	<0,032 (d)	<0,080 (e)
Outubro	<3,20x10 ⁻³ (a)	(1,19±0,54)x10 ⁻³	<0,36 (b)	<0,40 (c)	0,053±0,022	0,132±0,049
Novembro	<3,30x10 ⁻³ (a)	(1,40±0,47)x10 ⁻³	1,14±0,25	<0,41 (c)	<0,031 (d)	<0,080 (e)
Dezembro	<3,20x10 ⁻³ (a)	(1,43±0,50)x10 ⁻³	1,28±0,26	<0,40 (c)	<0,034 (d)	<0,079 (e)
Média ± σ (n=12)	<3,21x10 ⁻³	(1,69±0,56)x10 ⁻³	<0,55	<0,50	<0,033	<0,092

Atividade mínima detetável em ¹³⁷Cs (a), ³H (b), ²²²Rn (c), atividade alfa total (d) e atividade beta total (e).

Tabela I.21 – Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , ^{222}Rn , atividade alfa total e atividade beta total em água para consumo humano colhida em vários locais do país.

Data de colheita	Local de Amostragem	3H	^{222}Rn	Alfa total	Beta total
Abril	Reguengos de Monsaraz	<0,45 (a)	<0,63 (b)	<0,027 (c)	<0,080 (d)
Abril	Évora	<0,46 (a)	<0,64 (b)	<0,025 (c)	0,098±0,048
Junho	Arcozelo (Seia)	<0,32 (a)	<0,57 (b)	<0,029 (c)	<0,078 (d)
Junho	Figueira de Castelo Rodrigo	<0,33 (a)	<0,59 (b)	<0,028 (c)	0,113±0,048
Junho	Guarda	<0,34 (a)	<0,54 (b)	<0,028 (c)	0,096±0,048
Novembro	Penafiel (Fonte da Arcada)	<0,32 (a)	496±13	<0,032 (c)	0,195±0,051

Atividade mínima detetável em 3H (a), ^{222}Rn (b), atividade alfa total (c) e atividade beta total (d).

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 radionuclidos 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 radionuclidos artificiais normalmente detetados são o ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr . O ^{40}K , sendo um radionuclido de origem natural, está também presente no leite. O ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr são radionuclidos 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.23.

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 radionuclidos ^{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 radionuclido de outros elementos interferentes fazendo-se passar a amostra, após a incineração e diluição em meio ácido, através de uma resina específica para o estrôncio (Eichrom). A medição beta na

solução foi efetuada por cintilação em meio líquido 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.22 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 dos radionuclídeos diretamente em alimentos de folhas (couve) e indiretamente, através das pastagens, que servem de alimento aos animais sendo, conseqüentemente, transferidos à carne.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.22 constata-se que a concentração de atividade em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,08 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,32 \text{ Bq kg}^{-1}$ dependendo das condições de medição), com exceção de uma amostra de batata, onde foi detetado ^{137}Cs mas, cujo valor é da ordem de grandeza da atividade mínima detetável. 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 $0,024 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,081 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores quantificáveis variando entre $0,049 \pm 0,015 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) e $0,140 \pm 0,015 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $19,0 \pm 2,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ (maçã) e $172 \pm 12 \text{ Bq kg}^{-1}$ (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 2018).

Os valores da concentração de atividade, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.23. Os valores da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr são inferiores à atividade mínima detetável, variando entre $0,04 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,11 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $0,041 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,103 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. Foram detetados valores vestigiais de ^{90}Sr em amostras recolhidas nos meses de novembro e dezembro. Os valores em ^{40}K variam entre $35,2 \pm 2,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $71,1 \pm 5,0 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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 2018).

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.23, são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010 a 2018) e inferiores aos publicados para outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais *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.23), a dose de radiação estimada devida à ingestão destes radionuclidos através da refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $2,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição ($\approx 70\%$) devida ao ^{90}Sr . Contrariamente, na Finlândia (STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017; STUK-B 226, 2018) a maior contribuição tem sido relativa ao ^{137}Cs ($\approx 90\%$) provavelmente devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl. O valor da dose de radiação reportado para 2017 foi inferior a $3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B 226, 2018).

Tabela I.22 – Valores da 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 Centro)	Janeiro	Leiria	Couve	<0,09 (a)	<0,23 (b)	<0,030 (c)	72,9±5,7	
			Aveiro	Batata	<0,13 (a)	<0,19 (b)	-	172±12
		Leiria	Maçã	<0,09 (a)	<0,18 (b)	-	37,3±3,3	
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,29 (b)	<0,040 (c)	98,9±7,1	
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto	Couve	<0,09 (a)	<0,12 (b)	0,140±0,015	74,1±5,6	
			Batata	<0,12 (a)	<0,17 (b)	-	135,6±9,9	
			Laranja	<0,10 (a)	<0,15 (b)	-	59,7±4,9	
		Braga	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,18 (b)	<0,068 (c)	116,1±8,2	
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Alface	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	31,1±3,0	
			Batata doce	<0,08 (a)	<0,11 (b)	-	79,0±5,8	
			Laranja	<0,11 (a)	<0,15 (b)	-	39,4±3,7	
			Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,25 (b)	<0,081 (c)	97,3±7,0	
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Março	Funchal	Couve	<0,10 (a)	<0,16 (b)	<0,043 (c)	80,3±6,1	
			Batata	0,137±0,073	<0,15 (b)	-	161±11	
			Anona	<0,09 (a)	<0,12 (b)	-	64,7±4,9	
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,41 (b)	<0,039 (c)	94,6±7,2	
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores)	Abril	Ponta Delgada	Couve	<0,14 (a)	<0,30 (b)	<0,059 (c)	69,3±5,9	
			Batata	<0,10 (a)	<0,45 (b)	-	123,1±8,7	
			Anona	<0,10 (a)	<0,16 (b)	-	73,0±5,5	
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,49 (b)	<0,066 (c)	103,4±7,4	
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Abril	Lisboa	Couve	<0,09 (a)	<0,23 (b)	<0,042 (c)	78,5±6,0	
			Setúbal	Batata	<0,13 (a)	<0,31 (b)	-	110,6±8,3
		Santarém	Morango	<0,08 (a)	<0,13 (b)	-	56,9±4,5	
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,30 (b)	<0,069 (c)	107,0±7,9	
ASAE (Região Centro)	Maio	Viseu	Alface	<0,15 (a)	<0,13 (b)	-	116,9±8,6	
			Batata	<0,13 (a)	<0,12 (b)	-	149±11	
			Maçã	<0,08 (a)	<0,12 (b)	-	40,5±3,5	
		Aveiro	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,18 (b)	<0,048 (c)	97,4±7,0	
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Évora	Nabiça	<0,11 (a)	<0,08 (b)	-	47,0±4,1	
			Portalegre	Batata	<0,09 (a)	<0,20 (b)	-	115,1±8,2
		Portalegre	Beja	Melancia	<0,11 (a)	<0,12 (b)	-	28,4±3,2
			Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,23 (b)	0,082 ±0,049	112,9±8,3	
ASAE (Região Norte)	Junho	Espinho	Couve	<0,17 (a)	<0,24 (b)	<0,030 (c)	86,6±6,7	
			Batata	<0,09 (a)	<0,18 (b)	-	127,5±9,0	
		Oliveira Azeméis	Laranja	<0,11 (a)	<0,19 (b)	-	54,1±4,8	
			Barcelos	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,36 (b)	<0,043 (c)	94,1±7,2

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

Tabela I.22: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica	Julho	Supermercado Região de Lisboa	Tomate	<0,10 (a)	<0,11 (b)	-	55,5±4,4
			Melão	<0,08 (a)	<0,16 (b)	-	61,5±4,8
			Farinha	<0,12 (a)	<0,16 (b)	-	46,8±4,1
			Sardinhas	<0,13 (a)	<0,21 (b)	-	116,0±8,7
			Mexilhão	<0,12 (a)	<0,16 (b)	-	39,7±3,8
			Carne (Peru)	<0,14 (a)	<0,12 (b)	<0,072 (c)	117,4±8,4
ASAE (Região Algarve)	Outubro	Faro	Couve	<0,14 (a)	<0,19 (b)	0,049 ± 0,015	72,3±5,8
			Batata doce	<0,13 (a)	<0,28 (b)	-	52,2±4,6
			Uvas	<0,12 (a)	<0,09 (b)	-	68,8±5,2
			Carne (Bovino)	<0,08 (a)	<0,50 (b)	<0,078 (c)	112,2±8,0
ASAE (Região Centro)	Outubro	Coimbra Aveiro	Couve	<0,14 (a)	<0,32 (b)	<0,042 (c)	75,3±6,1
			Batata	<0,12 (a)	<0,20 (b)	-	146±11
		Castelo Branco	Maçã	<0,08 (a)	<0,12 (b)	-	19,0±2,2
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<38 (b)	<0,040(c)	98,9±7,1
ASAE (Região Norte)	Novembro	Vila Real Aveiro	Couve	<0,32 (a)	<1,7 (b)	<0,053 (c)	115,0±9,3
			Cebola	<0,12 (a)	<0,34 (b)	-	35,3±3,5
		Viseu Aveiro	Maçã	<0,08 (a)	<0,15 (b)	-	43,9±3,6
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<8,1 (b)	0,060 ± 0,032	105,7±7,9
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Novembro	Ponta Delgada	Couve	(d)	(d)	(d)	(d)
			Batata	<0,14 (a)	<0,19 (b)	-	134,8±9,4
			Laranja	<0,11 (a)	<0,18 (b)	-	29,2±3,3
			Carne (Bovino)	<0,14 (a)	<2,6 (b)	<0,024 (c)	91,1±6,6
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Setúbal Lisboa	Couve	<0,23 (a)	<0,34 (b)	0,069 ±0,023	84,5±8,0
			Cenoura	<0,15 (a)	<1,1 (b)	-	88,6±7,3
		Leiria Montijo	Maçã	<0,09 (a)	<0,16 (b)	-	36,8±3,2
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,26 (b)	(e)	117,1±8,6

Atividade mínima detetável em ¹³⁷Cs (a), ¹³¹I (b); ⁹⁰Sr (c); perda da amostra durante a análise (d); quantidade de cinzas insuficiente para a análise (e).

Tabela I.23 – Valores da 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 ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{40}K 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 feijão com lombardo, perna de frango grelhada com arroz de cenoura, febras fritas com arroz branco, salada de alface e cenoura ralada, maçã assada.	<0,11 (a) <0,16 (a)	<0,103 (b) <0,154 (b)	49,7±3,6 74,1±10,6
Fevereiro	Sopa de abobora com massinhas, hambúrguer de aves com ovo estrelado e arroz branco, croquetes com arroz branco, salada de alface e cenoura ralada, gelatina de pêssego.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,075 (b) <0,099 (b)	35,2±2,7 46,5±7,5
Março	Creme de legumes com arroz, bacalhau espiritual com salada de tomate e cenoura ralada, febras fritas com arroz de feijão, gelatina de morango.	<0,06 (a) <0,09 (a)	<0,072 (b) <0,102 (b)	41,9±3,2 59,6±9,0
Abril	Caldo verde, croquetes com arroz de cenoura e ovo estrelado, lombo fingido de peru com cenoura ralada, maçã assada.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,066 (b) <0,067 (b)	51,6±3,8 52,4±11,0
Mai	Sopa de feijão com lombardo, salada russa com atum e maionese, empadão com salada de alface e cenoura ralada, pudim flan.	<0,04 (a) <0,06 (a)	<0,066 (b) <0,117 (b)	35,6±2,6 63,1±7,6
Junho	Creme de legumes, empadão com cenoura ralada, esparguete à bolonhesa, pudim de caramelo.	<0,05 (a) <0,06 (a)	<0,041 (b) <0,047 (b)	36,8±2,8 42,5±7,9
Julho	Creme de cenoura, alheira com ovo estrelado e batata frita, croquetes com arroz branco e brócolos, maçã assada.	<0,07 (a) <0,10 (a)	<0,092 (b) <0,143 (b)	71,1±5,0 110,4±15,1
Setembro	Sopa Juliana, empadão, salada de atum, massa fusilli e azeitonas, maçã assada.	<0,05 (a) <0,08 (a)	<0,068 (b) <0,103 (b)	44,1±3,3 67,2±9,4
Outubro	Creme de cenoura com arroz, salsichas grelhadas com arroz branco, esparguete com bacon, cogumelos e natas, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,042 (b) <0,040 (b)	36,8±2,9 34,8±7,9
Novembro	Creme de cenoura com arroz, carne de porco assada no forno com esparguete, salada de alface e cenoura ralada, pizza com bacon e cogumelos, gelatina de ananas.	<0,06 (a) <0,07 (a)	0,080±0,047 0,100±0,061	42,9±3,3 53,1±9,2
Dezembro	Sopa de nabiça, croquetes com arroz branco e salada de alface, carne de porco assada no forno com esparguete, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,06 (a)	0,057±0,033 0,049±0,031	45,2±3,5 39,2±9,7

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

Leite

Nas Tabelas I.24 a I.28 estão presentes os valores da concentração de atividade, A (Bq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Regiões Autónomas.

Verifica-se que os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável, variando entre 60 mBq L^{-1} e 130 mBq L^{-1} (dependendo das condições de medição). Os valores em ^{131}I situam-se abaixo do mínimo detetável e são da ordem de grandeza dos obtidos para o ^{137}Cs . Relativamente ao ^{90}Sr , os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre 12 mBq L^{-1} e 37 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 $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$ e $1,2 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e valores inferiores a $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,37 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{90}Sr respetivamente. Os valores da concentração de atividade em ^{40}K são mais elevados do que os obtidos para os outros radionuclidos e relativamente constantes variando entre $43,2 \pm 3,5 \text{ Bq L}^{-1}$ e $53,1 \pm 4,2 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2018).

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 ^{137}Cs e ^{90}Sr e nos respetivos coeficientes de dose (Decreto-Lei nº 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 radionuclidos que variam entre $0,22 \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,70 \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo, neste caso, idêntica (cerca de 50%) a contribuição devida a cada um dos radionuclidos. 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 2018). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao ^{137}Cs e ^{90}Sr variando entre $0,5 \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $2,0 \text{ } \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B174, 2014; STUK-B190, 2015; STUK-B204, 2016; STUK-B215, 2017; STUK-B226, 2018) considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela I.24 – Valores da 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	<0,12 (a)	<0,17 (b)	0,030±0,014	50,4±4,1
Fevereiro	<0,10 (a)	<0,13 (b)	<0,012 (c)	49,1±4,3
Março	<0,09 (a)	<0,09 (b)	<0,018 (c)	46,0±3,8
Abril	<0,10 (a)	<0,15 (b)	0,030±0,018	50,5±4,4
Mai	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,022 (c)	49,0±3,9
Junho	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,020 (c)	49,2±4,0
Julho	<0,08 (a)	<0,09 (b)	0,016±0,009	48,8±4,0
Agosto	<0,12 (a)	<0,10 (b)	<0,018 (c)	46,8±4,2
Setembro	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,029 (c)	49,3±3,9
Outubro	<0,11 (a)	<0,16 (b)	<0,033 (c)	47,8±3,9
Novembro	<0,11 (a)	<0,11 (b)	0,061±0,024	46,8±4,2
Dezembro	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,021 (c)	48,8±3,9

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

Tabela I.25 – Valores da 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	<0,11 (a)	<0,13 (b)	0,020±0,010	49,8±4,3
Fevereiro	<0,05 (a)	<0,09 (b)	<0,021 (c)	50,3±4,0
Março	<0,11 (a)	<0,14 (b)	<0,023 (c)	50,7±4,4
Abril	<0,07 (a)	<0,07 (b)	<0,031 (c)	49,5±4,0
Mai	<0,12 (a)	<0,11 (b)	0,031±0,018	44,6±4,1
Junho	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,024 (c)	47,3±3,9
Julho	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,029 (c)	46,8±4,2
Agosto	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,026 (c)	48,1±4,2
Setembro	<0,07 (a)	<0,10 (b)	<0,036 (c)	46,3±3,8
Outubro	<0,10 (a)	<0,11 (b)	0,037±0,021	48,7±4,3
Novembro	<0,11 (a)	<0,10 (b)	0,017±0,010	48,9±4,3
Dezembro	<0,09 (a)	<0,08 (b)	0,021±0,010	50,0±4,0

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

Tabela I.26 – Valores da 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	<0,11 (a)	<0,16 (b)	<0,024 (c)	52,5±4,5
Abril	<0,08 (a)	<0,15 (b)	<0,020 (c)	50,0±4,0
Julho	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,020 (c)	46,7±4,1
Outubro	<0,10 (a)	<0,13 (b)	0,024±0,014	47,5±4,2

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

Tabela I.27 – Valores da 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	<0,10 (a)	<0,13 (b)	<0,018 (c)	47,3±4,2
Junho	<0,11 (a)	<0,15 (b)	<0,037 (c)	49,8±4,3
Setembro	<0,11 (a)	<0,11 (b)	0,064±0,027	53,1±4,2
Dezembro	<0,06 (a)	<0,20 (b)	0,037±0,012	48,2±3,9

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

Tabela I.28 – Valores da 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 (Santana)	<0,09 (a)	<0,09 (b)	<0,020 (c)	43,2±3,5
Abril	Açores (Ponta Delgada)	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,032 (c)	48,9±4,3
Novembro	Açores (Ponta Delgada)	<0,13 (a)	<0,12 (b)	0,042±0,015	47,7±4,2

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.

A colheita deve ser feita num local o mais plano possível, não arborizado e sem afloramentos rochosos. Seleciona-se uma área de amostragem de aproximadamente 1 m². Na área selecionada recolhem-se 5 amostras, uma em cada vértice e uma no centro do quadrado, a cerca de 10 cm de profundidade. A recolha é efetuada com uma pá em metal e a amostra compósita, resultante das 5 amostras, é colocada num saco ou numa caixa em plástico. 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 radionuclídeos das séries radioativas do ²³⁸U e do ²³²Th e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.29 estão presentes os valores da concentração de atividade, *A* (Bq kg⁻¹), dos radionuclídeos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da concentração de atividade em ²³⁵U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do medido no Alto da Sapinha. Os valores da concentração de atividade em ²²⁸Ra e ²²⁶Ra são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre 23,1±2,2 Bq kg⁻¹ e 61,6±5,5 Bq kg⁻¹ e entre 15,6±1,6 Bq kg⁻¹ e 56,9±4,3 Bq kg⁻¹, respetivamente. A razão entre as concentrações de atividade em ²¹⁰Pb e ²²⁶Ra é superior 1 para todos os solos analisados, indicando a existência de não equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclídeos. A concentração de atividade em ⁴⁰K varia entre 394±28 Bq kg⁻¹ (Mourão) e 887±60 Bq kg⁻¹ (Alto da Sapinha). Os valores da concentração de atividade em ¹³⁷Cs situam-se entre 2,18±0,35 Bq kg⁻¹ (V. Velha de Ródão) e 15,1±1,1 Bq kg⁻¹ (Aguieira). Valores variando entre 1,2 Bq kg⁻¹ e 35 Bq kg⁻¹ foram reportados para a concentração de atividade em ¹³⁷Cs 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 2018).

Tabela I.29 – Valores da 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	⁷ Be
<i>Mourão</i>	<1,7 (a)	23,1±2,2	15,6±1,6	22,7±6,0	3,12±0,44	394±28	<64 (a)
<i>Aguieira</i>	<2,1 (a)	41,2±3,9	56,9±4,3	63±11	15,1±1,1	542±38	<40 (a)
<i>Alto da Sapinha</i>	3,5±1,0	59,2±5,2	56,1±4,3	65±12	4,89±0,49	887±60	<51 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	<3,1 (a)	61,6±5,5	51,9±4,0	62±11	2,18±0,35	885±60	<13 (a)

Atividade mínima detetável (a).

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2017 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 2017 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, $H^*(10)$, em unidades de $nSv.h^{-1}$.

1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.30 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2017, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2017, 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 2017 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2016. Os valores medidos em 2017 e apresentados na Tabela I.30 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.30 – 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 2017
Bragança	78±3	79±17	129±13	93±17	95±25
Castelo Branco	137±6	145±4	200±11	162±3	161±27
Faro	76±0	59±3	111±3	64±2	80±20
Funchal	80±3	87±6	78±1	80±7	81±5
Lisboa	99±9	92±1	92±3	93±16	94±8
Penhas Douradas	159±8	165±3	182±6	157±5	166±11
Ponta Delgada	132±3	125±3	142±3	116±3	129±10
Porto	152±3	153±14	171±17	165±10	160±12

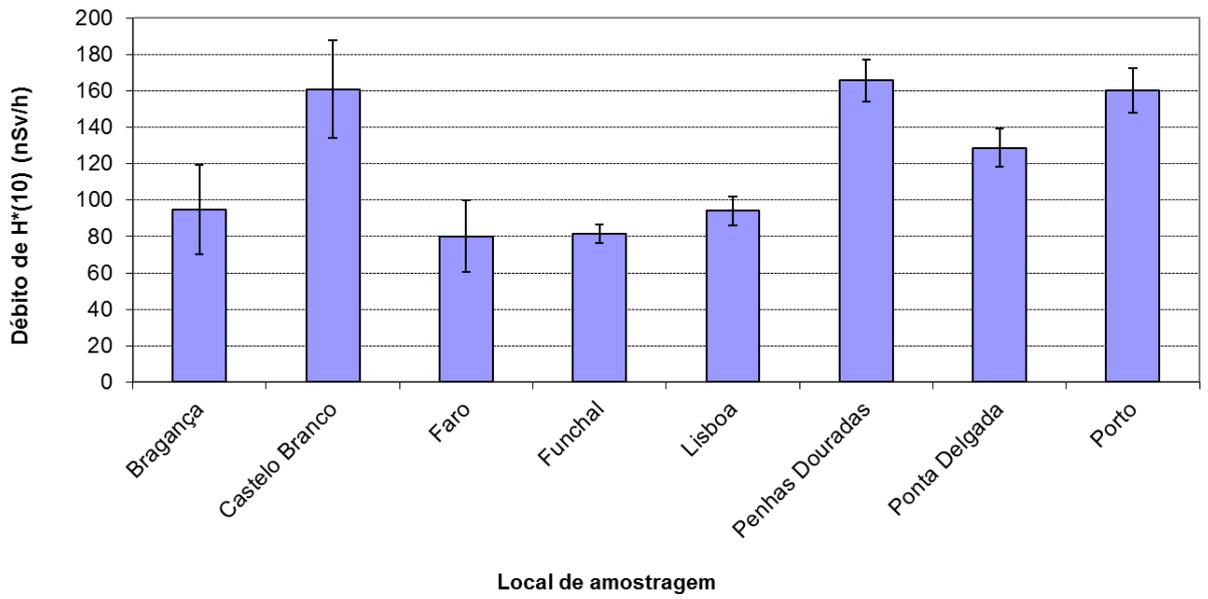


Figura I.15 – Valor médio anual para 2017 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$).

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 $3,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,3% 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 2017, 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
- 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 23/2016 de 7 de junho (D.R. nº 107, 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., 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.
- ISO 13164-4 (2015). Water quality - Radon-222 - Part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting, International Organization for Standardization, Switzerland, 1st edition, 2015-06.
- 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. *Radioproteção* 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., Carvalho 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., Carvalho 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., Carvalho 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., Carvalho 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., Carvalho 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., Carvalho 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.*
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Lopes I., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016). *Internal Report LPSR, Série A, nº44/2018, ISBN 978-989-99833-1-1, pp. 150.*
- 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_09 (2017). Determinação da concentração de atividade de ^{222}Rn em águas Método de extração líquido-líquido (2 fases) e medição por detetor de cintilação em meio líquido. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_11 (2017). Determinação da atividade de uma amostra por espectrometria gama com detetores HPGe. Publicação interna IST/LPSR.
- 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 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 2016, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-379-9 (pdf).

- STUK-B 226 (2018). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2017, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-423-9 (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.

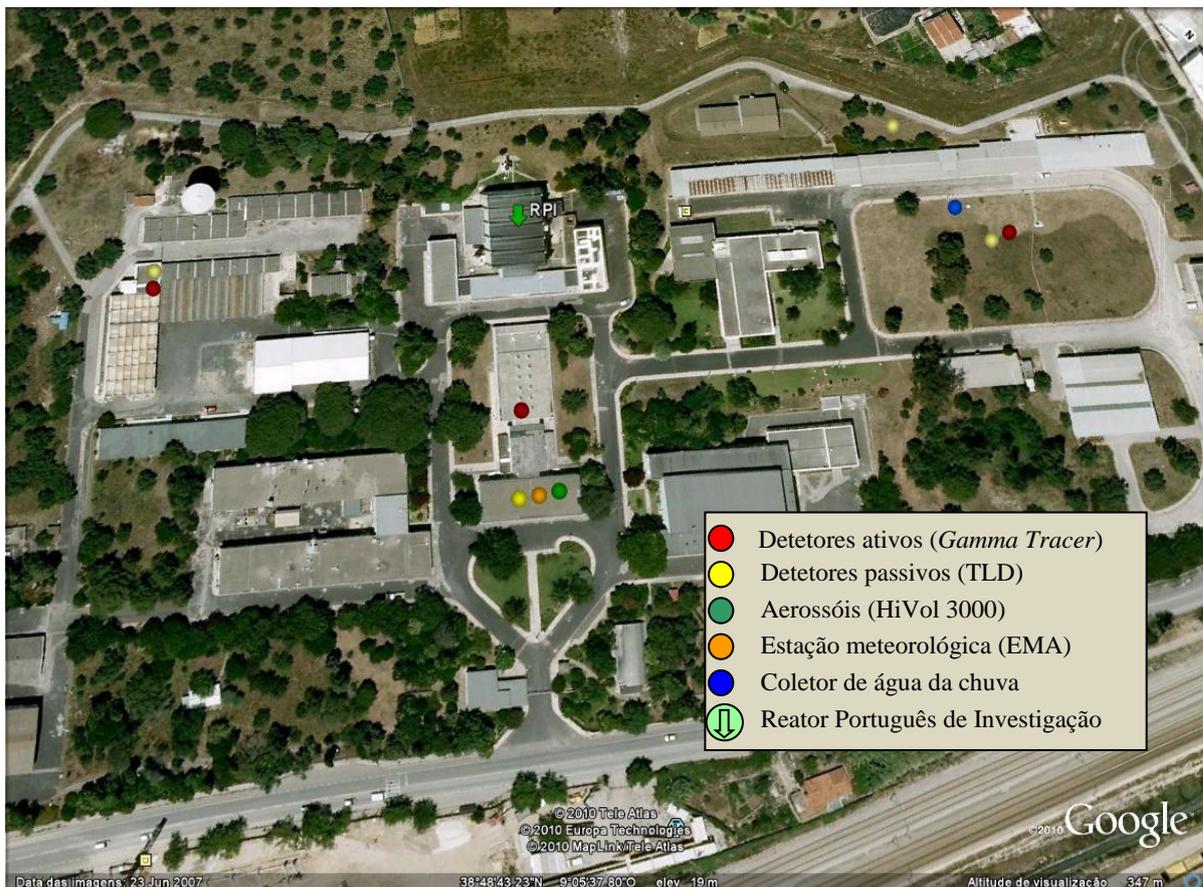


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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 2017 não se detetaram quaisquer radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol não havendo, por isso, qualquer indicação de possíveis contaminações por via atmosférica provenientes de instalações situadas no *campus* 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 2017 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 2016, à exceção do ${}^7\text{Be}$ cujos fluxos de deposição foram inferiores. A precipitação acumulada ao longo de 2017 (491 mm) foi bastante inferior à precipitação acumulada no ano anterior (779 mm).

No caso do ${}^{137}\text{Cs}$ e do ${}^{90}\text{Sr}$, radionuclídeos antropogénicos, os valores foram, ao longo de todo o ano, inferiores à atividade mínima detetável. Os fluxos de deposição anuais obtidos para a atividade alfa total e atividade beta total (2 Bq m^{-2} e 9 Bq m^{-2} , respetivamente) são idênticos aos registados em 2016, 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*, Petrogal (38°48'13.0'' N; 9° 05'31.6'' W) (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 da 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 da concentração de atividade em ¹³⁷Cs variaram entre 3,79±0,85 Bq kg⁻¹ e 6,90±0,67 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 (3,33±0,49 Bq kg⁻¹ e 8,2±0,7 Bq kg⁻¹).

À semelhança do ocorrido em 2016, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2017, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas fora do perímetro do CTN (Petrogal), verifica-se que os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs para o ano de 2017 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 da 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	4,5±2,0	54,6±5,0	49,6±4,0	90±14	6,90±0,67	<0,51 (a)	630±44	<4,3 (a)
Fevereiro	7,4±2,1	37,8±3,7	34,0±2,9	64±12	5,25±0,67	<0,47 (a)	526±37	<4,2 (a)
Março	7,8±2,5	35,9±3,6	40,3±3,3	57,9±9,3	6,43±0,73	<0,61 (a)	479±34	<4,0 (a)
Abril	5,3±1,7	41,4±3,9	35,6±2,9	49±10	5,04±0,69	<0,79 (a)	508±37	<7,5 (a)
Maió	<3,8 (a)	42,9±4,0	33,3±2,9	57±10	4,71±0,64	<0,59 (a)	487±35	<4,4 (a)
Junho	3,9±1,8	49,2±4,5	33,5±3,1	73±12	3,99±0,67	<0,45 (a)	542±39	<4,5 (a)
Julho	<3,9 (a)	47,5±4,6	57,1±4,4	88±14	4,84±0,76	<0,53 (a)	550±40	<7,2 (a)
Agosto	4,7±2,1	42,6±4,2	37,0±3,2	91±14	4,32±0,64	<0,75 (a)	531±39	<4,8 (a)
Setembro	3,1±1,6	35,2±3,2	27,1±2,3	57±10	4,05±0,48	<0,64 (a)	410±30	<4,5 (a)
Outubro	3,9±1,6	39,9±3,7	30,7±2,6	67±11	4,52±0,51	<0,64 (a)	457±33	<5,5 (a)
Novembro	8,7±2,0	48,4±4,4	42,3±3,5	68±12	6,45±0,65	<0,97 (a)	587±42	<5,4 (a)
Dezembro	3,3±1,8	31,8±3,4	30,9±2,8	79±13	3,79±0,85	<0,71 (a)	329±28	<5,8 (a)
Média ± σ (n=12)	<5,0	42,3±6,7	37,6±8,6	70,1±14,2	5,0±1,0	<0,64	503±80	<5,2

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 (Petrogal)

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	<2,0 (a)	35,5±3,5	24,5±2,3	40,2±7,7	<0,62 (a)	<0,59 (a)	615±43	<3,4 (a)
Fevereiro	<2,6 (a)	35,3±3,5	22,5±2,2	38,5±8,2	<0,66 (a)	<0,63 (a)	574±41	<3,8 (a)
Março	<2,7 (a)	38,2±3,6	25,6±2,3	27,0±6,2	<0,50 (a)	<0,73 (a)	611±43	<4,8 (a)
Abril	<3,3 (a)	33,8±3,3	24,7±2,2	35,8±8,0	<0,64 (a)	<0,41 (a)	607±42	<3,8 (a)
Maió	<2,3 (a)	36,3±3,6	24,9±2,3	43,8±9,5	<0,80 (a)	<0,66 (a)	635±45	<5,5 (a)
Junho	<1,8 (a)	36,5±3,4	25,5±2,4	37,7±6,9	<0,60 (a)	<0,61 (a)	615±44	<5,1 (a)
Julho	<2,3 (a)	39,3±3,6	26,5±2,3	33,8±7,9	<0,50 (a)	<0,40 (a)	604±42	<5,1 (a)
Agosto	<3,0 (a)	37,4±3,5	25,6±2,3	37,1±6,8	<0,46 (a)	<0,46 (a)	640±45	<5,3 (a)
Setembro	<2,2 (a)	37,8±3,6	26,6±2,4	36,7±7,6	<0,44 (a)	<0,39 (a)	625±43	<4,5 (a)
Outubro	<2,0 (a)	39,1±3,6	27,5±2,3	30,4±6,8	<0,69 (a)	<0,76 (a)	600±42	<4,0 (a)
Novembro	<2,3 (a)	35,6±3,4	22,7±2,2	24,4±6,2	<0,71 (a)	<0,61 (a)	621±44	<3,9 (a)
Dezembro	<2,4 (a)	33,0±3,2	28,8±2,6	38,2±8,8	<0,57 (a)	<0,87 (a)	701±49	<4,4 (a)
Média ± σ (n=12)	<2,4	36,5±2,0	25,4±1,8	35,3±5,6	<0,60	<0,59	620±31	<4,5

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 2017, entre 90 e 110 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício da Biblioteca (Administração), entre 89 e 117 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 139 e 169 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 153 ± 2 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a evolução dos valores médios mensais no período compreendido entre 2010 e 2017.

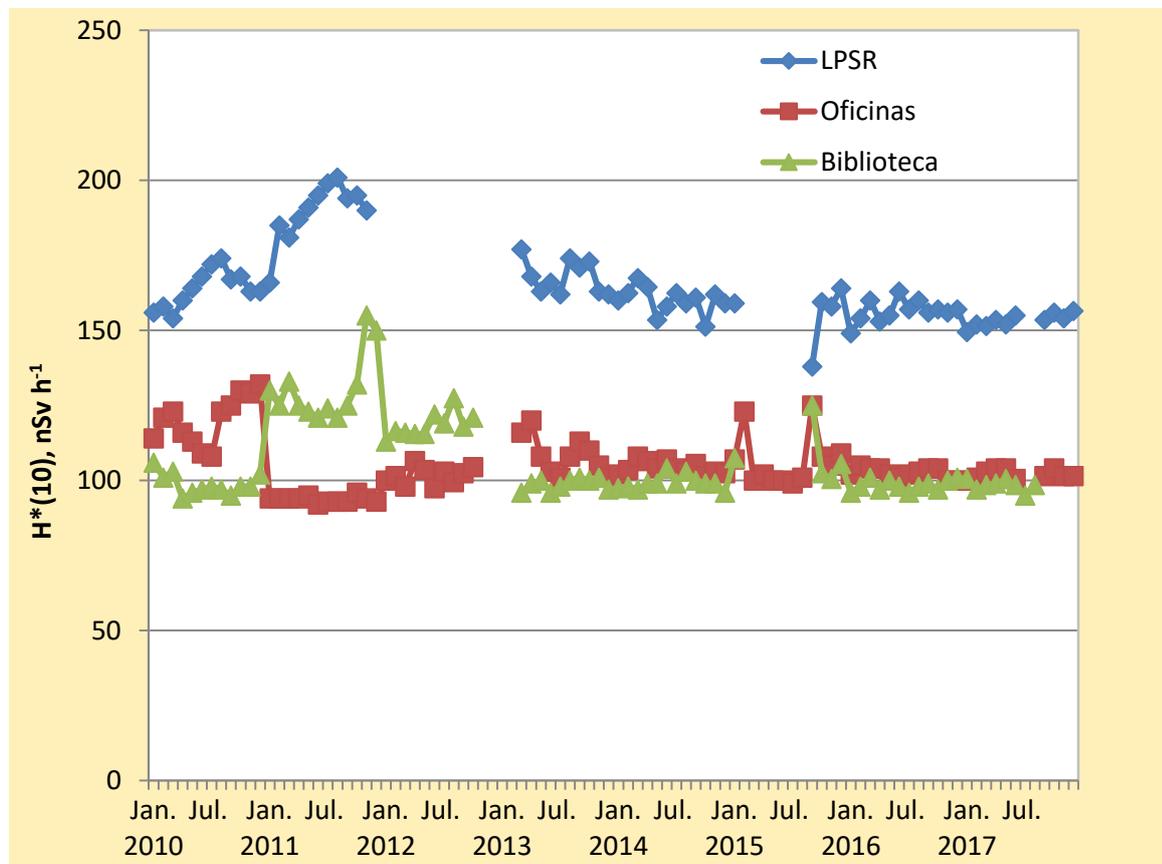


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

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 IST. 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 146 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 accidental.

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2017 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 2018). 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.

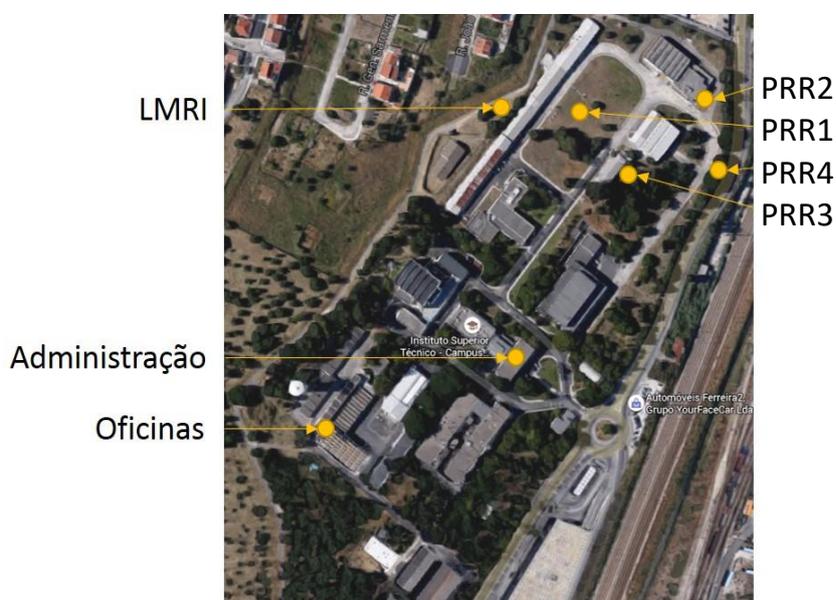


Figura II.4 – Localização dos pontos de medida, de acordo com a numeração indicada na Tabela II.3



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.

Os procedimentos relativos à avaliação dos resultados da dose ambiente encontram-se descritos no Capítulo I.7.

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 2017. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão dos valores medidos. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2017, 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 2017
Administração	91±4	85±8	92±11	82±8	87±8
Oficinas	94±12	91±9	109±21	93±7	97±14
LMRI	109±13	101±9	119±23	103±4	108±14
PRR1	152±5	149±12	157±6	155±13	153±9
PRR2	162±21	161±10	170±16	161±11	164±14
PRR3	180±8	186±12	185±10	173±10	181±10
PRR4	141±1	150±11	150±7	144±9	146±8

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.

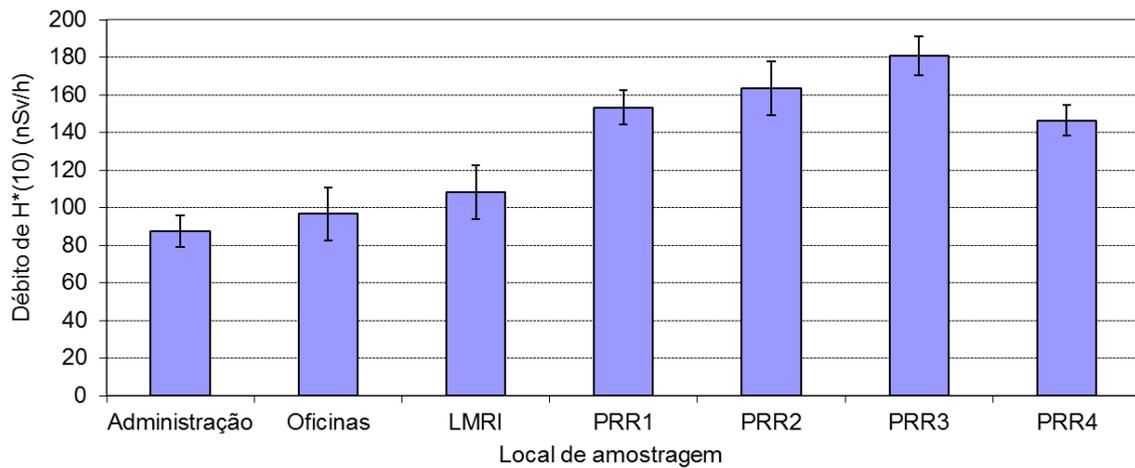


Figura II.6 – Valores médios anuais para 2017 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

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 2018). 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 2017, 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.

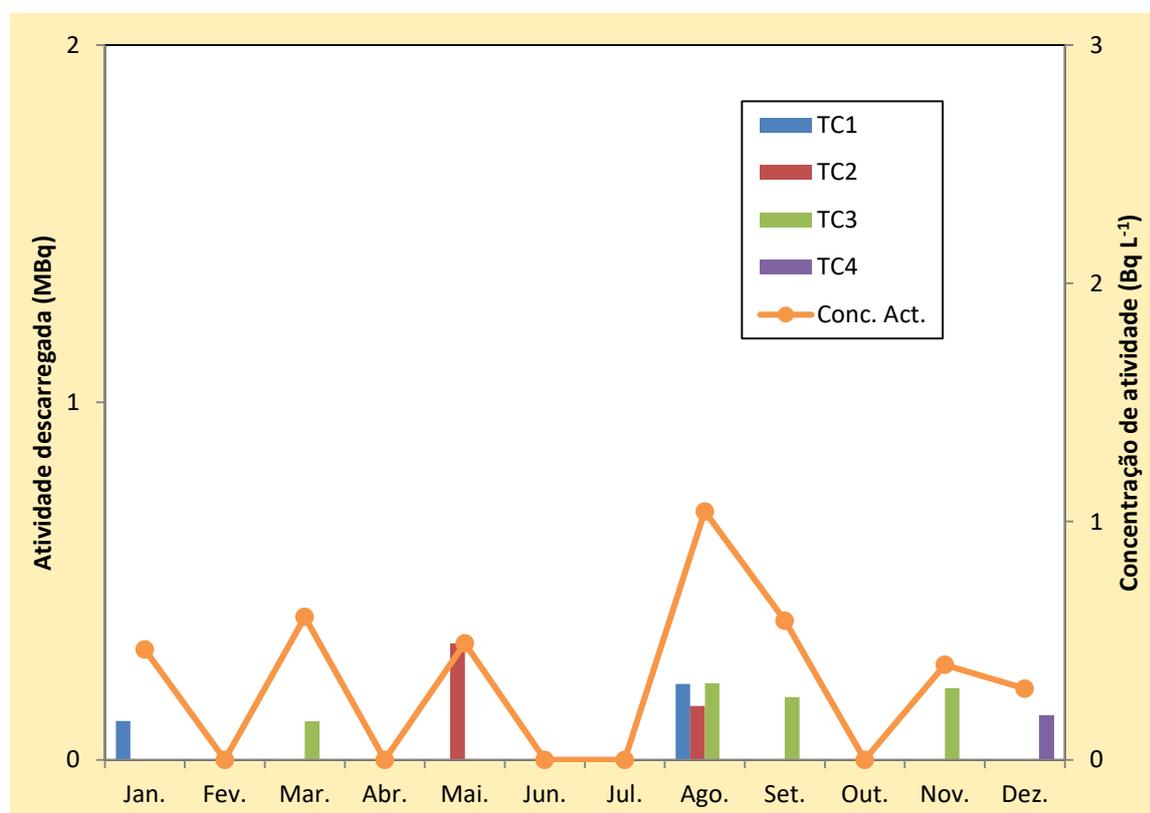


Figura II.7 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2017 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2017 foi 2 MBq, significativamente inferior à atividade total descarregada em anos anteriores (49 MBq em 2016, 89 MBq em 2015 e 437 MBq em 2014). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC3 (0,7 MBq), ao contrário do ocorrido em 2016 cuja maior contribuição proveio do tanque TC2 (com um valor de 21 MBq). Como se pode observar através da Figura II.7, a concentração de atividade variou entre 0 Bq L⁻¹ nos meses de fevereiro, abril, junho, julho e outubro (em que não se registaram descargas) e 1 Bq L⁻¹ no mês de agosto, tendo sido sempre inferior ao limite de descarga em vigor no IST (740 Bq L⁻¹).

II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2017 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações em ^{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, muito abaixo do limite de descarga em vigor no IST. A grande diminuição nos valores da atividade total descarregada em 2017 deve-se fundamentalmente à desativação do Reator Português de Investigação durante o ano de 2016.

REFERÊNCIAS

- 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza 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.
- Madruza M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Lopes I., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018) Programas de

Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016). *Internal Report* LPSR, Série A, nº44/2018, ISBN 978-989-99833-1-1, pp. 150.

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.

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 transferida dos antigos sítios mineiros 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 radionuclídeos 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 (projecto 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).

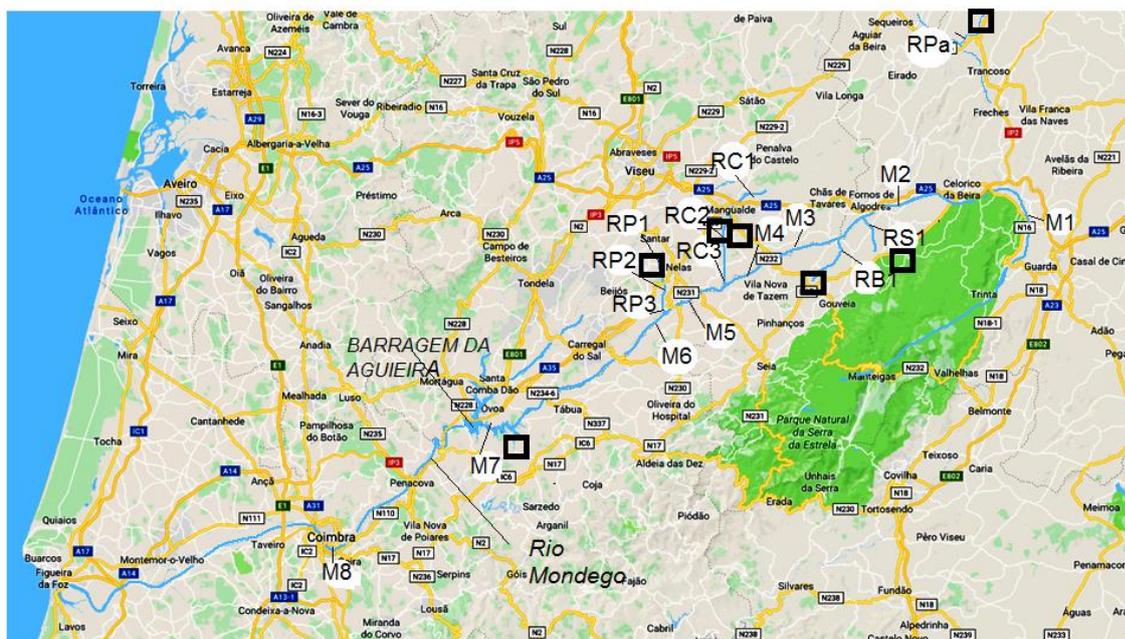
Seguiu-se a investigação efetuada no âmbito do Projeto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projeto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República nº 34/2001. O projeto “MinUrar” permitiu um estudo 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 Projeto “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, 2015; Caetano et al., 2014; Pereira et al., 2014).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2017

Incluíram-se no plano de monitorização de 2017:

- A) Águas e sedimentos de algumas das antigas minas de urânio situadas na bacia do Rio Mondego.
- B) Águas superficiais na bacia hidrográfica do Rio Mondego, em cuja bacia existem minas e escombrelas de antigas minas de urânio.
- C) Água para consumo humano de várias localidades.
- D) Aerossóis na atmosfera.
- E) Radão no interior de edifícios em várias localidades.
- F) 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 Boco; RPa, corresponde a Ribeira de Palhais. Apenas as minas maiores estão indicadas.

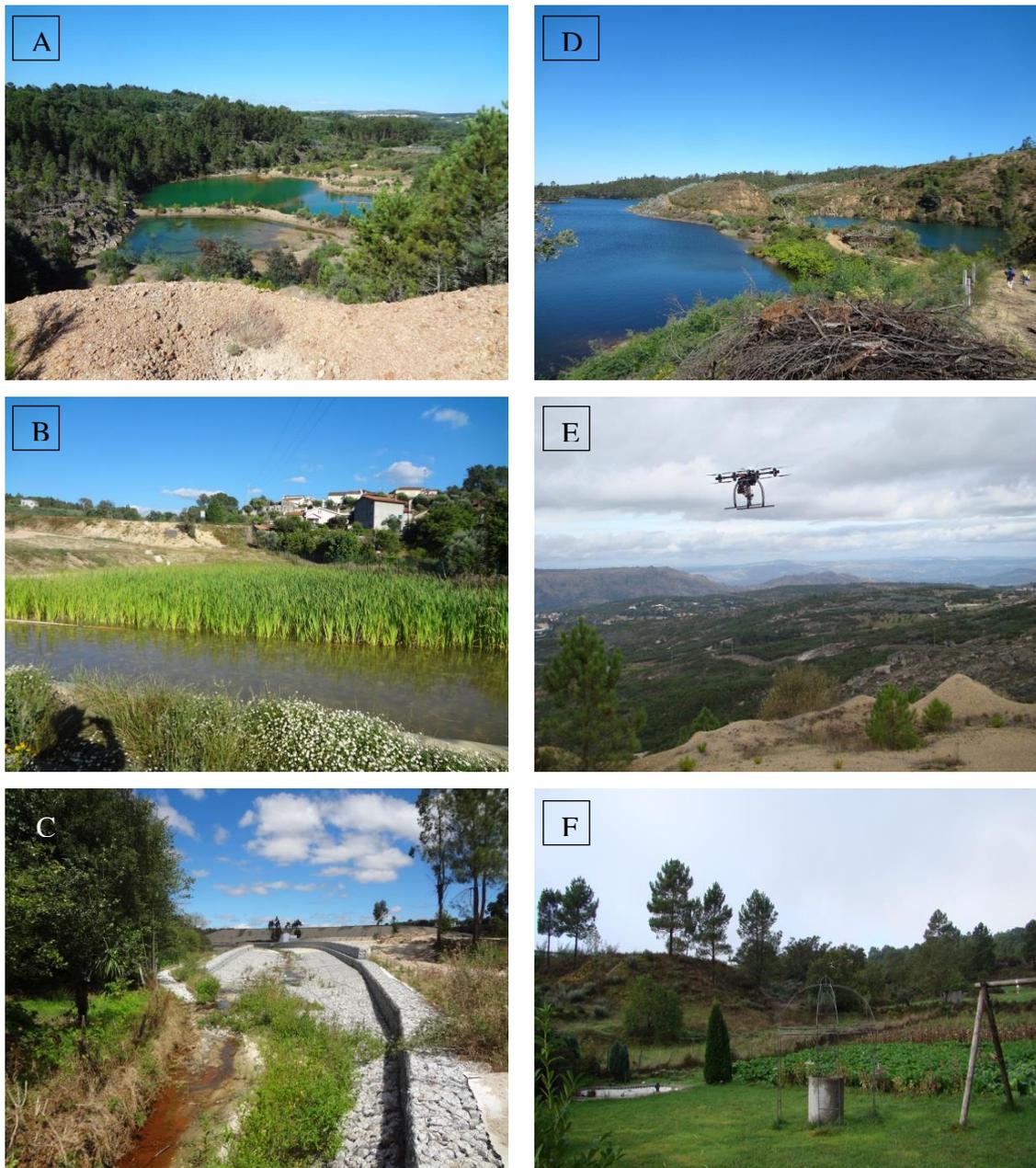


Figura III.3- Sítios de antigas minas de urânio na bacia do Rio Mondego, Guarda e Trancoso.

- 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 Aguieira e cratera da Mina Mondego Sul (à direita).
- E. Monitorização da zona da Mina do Forte Velho com um “drone” equipado com detector 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 efetuadas no laboratório. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada durante uma missão de campo em 11 a 15 de setembro 2017. A missão incidiu sobre a amostragem de antigos sítios mineiros, dos cursos de água, hortas e poços de rega, águas da torneira, amostragem de aerossóis e colocação de aparelhos para medição contínua do radão no interior de casas.

Nas zonas de antigas minas de urânio procedeu-se à amostragem de água e sedimentos das crateras mineiras. Na bacia hidrográfica do Rio Mondego procedeu-se à recolha de sedimentos do leito com um amostrador cónico em aço inox (cone de Berthois) e da água do rio (Figura III.2). Devido à reduzida precipitação ocorrida na Primavera e elevadas temperaturas do Verão de 2017 as ribeiras afluentes do Rio Mondego apresentavam-se secas e a recolha de amostras nos locais habituais de amostragem não foi possível.

Nas hortas das povoações situadas junto de antigas áreas mineiras foram recolhidas amostras de águas dos poços ou furos, de solos agrícolas e de produtos hortícolas.

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar foi efetuada 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 Reboleiro.

A amostragem de poeiras foi efetuada com amostradores High Volume Andersen colocados 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 Reboleiro, Mangualde, Canas de Senhorim, Cunha Baixa e Coimbra. 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 μm de poro para a análise separada das concentrações 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°C e peneiradas através de crivos com 63 μm de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração inferior a 63 μm para 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) e 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 no 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.

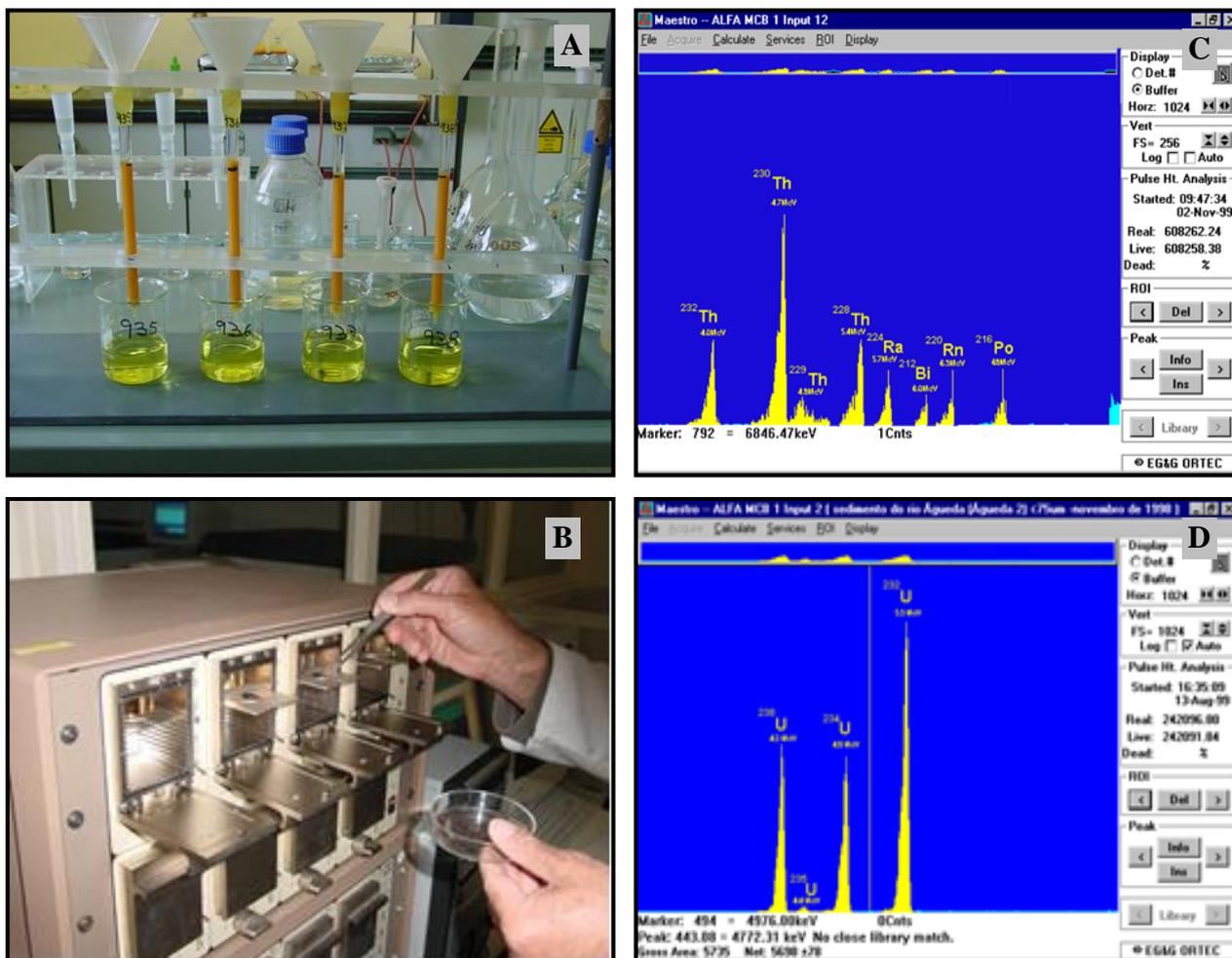


Figura III.5- Análise de radionuclídeos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, Espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, Espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

Os radioelementos foram electro depositados em discos metálicos, de aço inox ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detetores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 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 Agência 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) Sedimentos e águas de mina de antigas minas de urânio

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

A Mina de Mondego Sul apresentava a cratera mineira com água, embora com um nível relativamente baixo. As amostras foram recolhidas a partir da margem. À data da missão a área da Mina do Casteleiro estava em obras de remediação ambiental, e a cratera mineira do lado Oeste já fora aterrada. A cratera mineira do lado Leste continha ainda água e esta foi usada para controlo de poeiras durante os trabalhos de remediação ambiental da zona mineira. As amostras para análise de radioatividade foram recolhidas usando a estrada de terra batida existente para o acesso dos camiões-cisterna à cratera.

Os sedimentos foram analisados no total (sem passar por crivo) e para a fração fina com granulometria inferior a 63 µm. O material sedimentar recolhido na cratera da Mina de Mondego Sul era constituído por areias e cascalho, certamente com minério de urânio «pobre» e, por isso, os resultados das análises indicaram teores de radionuclídeos mais elevados no sedimento total que na fração fina, sendo esta constituída por argilas e matéria orgânica vegetal em decomposição. A concentração em atividade de ^{238}U no sedimento da Mina Mondego Sul era cerca de 100 vezes mais elevada que a concentração de urânio nos solos da região, analisados em anos anteriores.

Já na cratera leste da Mina do Castelejo, onde as concentrações de radionuclídeos em geral eram baixas no sedimento total, o material sedimentar fino apresentou concentração mais elevada de urânio que o sedimento total, indicando uma importante componente de origem biogénica para o urânio presente no sedimento. Na realidade esta cratera, sempre com água com pH próximo da neutralidade, desenvolve uma abundante produção de plâncton na Primavera e Verão, sendo o urânio reconcentrado a partir do urânio dissolvido na água da cratera pelo plâncton que, posteriormente, morre e origina partículas sedimentares finas e ricas em urânio. Globalmente a radioatividade associada aos sedimentos da cratera da Mina do Castelejo foi mais baixa que nos materiais acumulados na cratera da Mina de Mondego Sul.

A água da cratera mineira da Mina do Castelejo apresentou concentrações de radionuclídeos relativamente baixas, contendo 90 ± 3 mBq/L de ^{238}U e 23 ± 1 mBq/L de ^{226}Ra na fase solúvel, o que permitiu o seu uso para controlo de poeiras na zona dos trabalhos sem risco radiológico ambiental. Esta água foi aspirada da cratera por camiões-cisterna sendo periodicamente aspergida sobre os terrenos e caminhos na zona mineira. Já a água filtrada da cratera da Mina do Mondego Sul apresentou valores de concentração em atividade mais elevados, com 285 ± 11 mBq/L de ^{238}U e 213 ± 11 mBq/L de ^{226}Ra , correspondendo assim às concentrações mais elevadas da formação geológica na qual se insere esta cratera (Tabela III.1.b).

Em contraste com as concentrações em atividade dos radionuclídeos na fase solúvel das águas de minas, as concentrações de urânio e de rádio na matéria particulada apresentaram sempre valores de concentrações em volume mais baixas (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 da atividade total por litro de água. No entanto, as atividades específicas dos radionuclídeos (Bq/kg peso seco de matéria em suspensão) na fase particulada foram sempre muito elevadas. Por exemplo, para o ^{238}U foi de 28056 ± 994 Bq/kg na matéria em suspensão da Mina de Mondego Sul (Tabela III.1.d). Verificou-se que para os radionuclídeos com atividade específica mais elevada, sobretudo ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Pb e ^{210}Po , a matéria em suspensão nestas águas de minas contribuiu com uma percentagem significativa para a radioatividade total da água (Tabelas III.1.c, III.1.d).

A descarga das águas de minas de urânio sem tratamento prévio para as linhas de água de superfície causaria uma contaminação radioativa ambiental assinalável. De igual modo, a utilização destas águas de mina contaminadas como água de rega levaria à contaminação gradual dos solos agrícolas e dos produtos agrícolas. Para evitar essa contaminação em diversas minas foram instaladas ou modernizadas pela EDM várias Estações de Tratamento de Águas de Mina (ETAM). As águas de mina são ali tratadas através da precipitação dos radionuclídeos e de metais estáveis com hidróxido de cálcio e cloreto de bário, obtendo-se assim uma redução assinalável da atividade antes da descarga das águas tratadas para os cursos de água.

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, e as concentrações nos sedimentos do leito do rio são apresentadas na Tabela III.2.c.

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 junto à cidade de Coimbra, no Choupal (Figura III.2). As concentrações de urânio dissolvido e seus descendentes radioativos foram sempre baixas e variaram pouco ao longo do percurso do Rio Mondego, (Tabelas III.2.a e III.2.b). Contudo a partir da estação M4, junto da ponte próxima da povoação Póvoa de Cervães, as concentrações de urânio, rádio e polónio na fase solúvel aumentaram devido às descargas de afluentes, como a Ribeira do Castelo e a Ribeira da Pantanha, em cujas bacias existem antigas minas de urânio. Geralmente as descargas destas ribeiras no Rio Mondego causam nas zonas próximas da confluência uma elevação assinalável da radioatividade, que se mantém também nos sedimentos ali acumulados. Devido à extrema seca verificada em 2017 não foi possível recolher amostras nos afluentes do Rio Mondego. Contudo, em 2016 a situação foi a seguinte: (1) a Ribeira da Pantanha que atravessa a zona mineira da Urgeiriça apresentou no ano anterior (2016) valores de 322 ± 12 mBq/L de ^{238}U na zona das descargas (RP2) o que corresponde um incremento de cerca de 5 vezes em comparação com as concentrações dos radionuclidos em Valinhos (RP1), a montante da descarga. A elevação da concentração de ^{238}U na água da Ribeira da Pantanha manteve-se ainda na zona das Caldas da Felgueira (RP3), onde se reúne com o Rio Mondego; e (2) a Ribeira do Castelo, outro afluente da margem direita do Rio Mondego, apresentou em 2016 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 (RC2), em comparação com a estação de referência na Mesquitela (RC1), 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 Boco, afluentes da margem esquerda do Mondego, não foram detetados incrementos significativos de radioatividade proveniente de descargas das minas do Castelejo e do Boco situadas nas respetivas bacias hidrográficas (Tabelas III.2.a e III.2.b) (Madruga et al., 2018).

Em 2017, a amostragem do Rio Mondego foi efetuada numa época de baixo caudal e o contributo das ribeiras para a contaminação do Mondego, tanto na fase dissolvida como na matéria em suspensão (Tabela III.3.b), foi por isso globalmente baixa, conforme indicam os resultados para este rio (Tabela III.3 a).

Há a destacar que a água da albufeira da barragem da Aguieira (M7) não excedeu os limites recomendados de radioatividade alfa e beta total para a água de consumo humano, tendo sido seguro o seu uso para água de consumo. Esta foi também a situação em anos anteriores apesar dos caudais hidrológicos muito variáveis de ano para ano.

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

Os sedimentos do leito do Rio Mondego mostraram uma composição razoavelmente variada em teores de radionuclídeos como ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra e ^{210}Pb , tanto no sedimento total (não crivado) como no sedimento fino ($<63\ \mu\text{m}$) (Tabela III.2.c). As concentrações são geralmente mais baixas no sedimento não peneirado, devido à quantidade (variável) de grandes grãos de quartzo e micas que causam a diminuição da atividade específica. No sedimento total, por exemplo, o ^{238}U variou de cerca de 30 a 160 Bq/kg e o ^{226}Ra variou de 40 a 166 Bq/kg ambas muito inferiores às concentrações na fração fina do sedimento (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 (Tabela III.2.c).

Nas ribeiras afluentes do Mondego o registo sedimentar das descargas contaminantes das antigas minas de urânio foi monitorizado em anos anteriores. Os resultados das análises de sedimentos da Ribeira da Pantanha mostraram em 2016 uma tendência crescente de concentrações de ^{238}U e de ^{226}Ra ao longo do percurso, resultante do impacto das descargas de efluentes não tratados das antigas instalações da ENU na Urgeiriça. Um registo sedimentar semelhante observou-se também na Ribeira do Castelo, com valores máximos perto da descarga das minas de Cunha Baixa e da Quinta do Bispo naquela ribeira, tanto em 2016 como em anos anteriores.

C) Águas para 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 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 exposição da população à radioatividade pela via de ingestão da água.

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 podem exceder os valores limite são os emissores alfa (Carvalho al. 2005a). Não é, pois, expectável que

usando as fontes de abastecimento superficiais da região, a dose de radiação para o consumidor venha a exceder 0,1 mSv por ano, 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 qualidade radiológica da água que fornecem.

D) Aerossóis no ar de superfície

Os resultados das análises de aerossóis amostrados nas proximidades de antigas minas de urânio da Urgeiriça e da Cunha-Baixa constam da Tabela III.4.

A amostragem de aerossóis efetuada no local da Quinta de S. José, situada muito perto da Barragem Velha e da Barragem Nova, ambas contendo resíduos do tratamento de minério de urânio na Urgeiriça, apresentaram concentrações muito baixas dos radionuclídeos por unidade de volume de ar filtrado ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$). As concentrações dos radionuclídeos nas poeiras em suspensão na atmosfera (atividade específica, Bq/kg) para ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra são idênticas às concentrações determinadas em solos superficiais da região e indicam que não havia poeiras de materiais contaminados provenientes das antigas minas de urânio. Já as concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po nestas amostras foram muito mais elevadas que as concentrações dos progenitores da série do urânio (^{238}U , ^{230}Th e ^{226}Ra), mas não provêm apenas de resuspensão de solos. Estas concentrações elevadas de ^{210}Pb e ^{210}Po têm origem diferente e correspondem a radioatividade com origem nos fumos de fogos florestais e descendentes do radão atmosférico, os quais são reconcentrados nas partículas em suspensão no ar (Carvalho et al., 2014e).

Nesta região, a maior contribuição para a dose de radiação dose pela via de inalação de aerossóis provem geralmente dos descendentes do radão atmosférico e, sazonalmente, da inalação dos fumos de fogos florestais que concentram os radionuclídeos libertados da biomassa vegetal ardida e descendentes do radão atmosférico.

E) Radão no interior de edifícios

As determinações de radão incidiram no ar exterior e interior de várias construções: uma na Urgeiriça, outra na Cunha Baixa e várias outras na aldeia do Reboleiro (Tabela III. 5).

As concentrações de radão no ar exterior na Urgeiriça e na Cunha-Baixa, onde existem antigas minas de urânio e antigas escombreyras de resíduos de urânio atualmente recobertas, foram em média inferiores a $200 \text{ Bq}/\text{m}^3$ (Tabela III.5).

Os valores médios de radão no interior das cinco construções na aldeia do Reboleiro excederam o limite recomendado, de 300 Bq/m³ (média anual), o que não surpreende por se tratar de uma região granítica e uranífera, portanto com valores geralmente elevados de radão. Esta gama de concentrações elevadas de radão no ar interior de habitações e lojas do Reboleiro foi semelhante aos valores das determinações efetuadas noutras casas da mesma povoação no ano anterior. Estas concentrações não estão forçosamente relacionadas com a atividade mineira, pois muitas das construções monitorizadas para radão são de construção recente.

Estes valores médios de radão no ar apontam para a necessidade de um programa de monitorização do radão nestas regiões graníticas com mineralizações de urânio para aconselhamento de medidas de prevenção e de remediação para mitigar a acumulação de radão no interior das construções.

F) 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, III.6.b, III.6.c e III.6.d.

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 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 das hortas da Cunha-Baixa, onde se atingem valores de 1865±63 Bq/kg de ²³⁸U e 1902±216 Bq/kg de ²²⁶Ra em solo total (Tabela III.6.a). Estas hortas são regadas com água dos respetivos poços, que apresentam valores muito elevados (por exemplo em CB#4 atingindo 3035±177 mBq/L de ²³⁸U dissolvido) (Tabela III.6.b).

Os produtos das hortas da Mesquitela, analisados em anos anteriores, são regados com água de poços privados de rega existentes em cada courela, tal como nas outras povoações, mas as concentrações de radionuclídeos na água são muito mais baixas (Tabela III.6.b). Comparando as concentrações de radionuclídeos (Bq/kg peso fresco) em produtos das várias hortas (Tabela III.6.d) constatamos que os produtos das hortas da Cunha Baixa geralmente apresentaram as concentrações mais elevadas, sobretudo em ²³⁸U, ²²⁶Ra e ²¹⁰Pb. Tal como nos anos anteriores, os produtos da horta da Urgeiriça tinham concentrações mais baixas que os produtos da Cunha Baixa. Nenhum produto hortícola analisado apresentou mesmo assim valores excessivamente elevados e com um possível impacto radiológico significativo nos consumidores. As variações de concentrações de um mesmo produto hortícola de uma horta

para outra são devidas sobretudo à água utilizada para regar, pois as plantas acumulam estes radionuclidos do solo mas, sobretudo, a partir da água de rega (Carvalho et al, 2009c).

Tabela III.1 – Sedimentos e águas de crateras mineiras.

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Total							
Sedimento, Mina Mondego Sul	28913±1623	1360±88	26589±1494	1993±137	3284±214	13874±962	35±3
Sedimento, Mina do Castelejo	2254±77	105±5	2290±78	1634±119	1443±156	2026±128	82±6
< 63 μm							
Sedimento, Mina Mondego Sul	14521±524	723±33	12852±465	1544±84	3510±135	10624±558	29±3
Sedimento, Mina do Castelejo	3712±114	172±7	3754±115	2854±149	2784±12	3344±188	154±9

b) Concentração em atividade (mBq/L±1σ) 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
Mina Mondego Sul	285±11	12,5±0,6	257±10	0,37±0,04	213±11	22±1	8,5±0,5	0,014±0,004
Mina Castelejo	90±3	3,9±0,3	93±3	3,6±0,2	23±1	8,8±0,6	9,0±0,6	0,04±0,01

c) Concentração em atividade (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
Mina Mondego Sul	2,1	59 \pm 2	2,8 \pm 0,2	55 \pm 2	4,4 \pm 0,2	40 \pm 2	75 \pm 5	54 \pm 3	0,20 \pm 0,02
Mina Castelejo	1,8	14,3 \pm 0,4	0,65 \pm 0,04	14,3 \pm 0,4	6,3 \pm 0,3	22 \pm 3	11,4 \pm 0,8	18 \pm 1	0,17 \pm 0,02

d) Concentração em atividade (Bq/kg \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
Mina Mondego Sul	2,1	28056 \pm 994	1337 \pm 84	26330 \pm 937	2099 \pm 108	18866 \pm 1177	35862 \pm 2341	25752 \pm 1607	94 \pm 10
Mina Castelejo	1,8	7898 \pm 248	362 \pm 21	7910 \pm 249	3482 \pm 169	12425 \pm 1894	6304 \pm 452	10197 \pm 685	96 \pm 11

Tabela III.2 - Água e sedimento de rios.

a) Concentração em atividade (mBq/L±1σ) 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, Vila Cortês do Mondego	5,8±0,2	0,27±0,03	5,6±0,2	0,5±0,1	7,8±0,7	1,7±0,1	11,3±0,6	0,3±0,1
M#2- Rio Mondego, Fornos de Algodres	5,0±0,2	0,22±0,02	5,0±0,2	0,19±0,03	7,8±0,6	0,035±0,002	15,3±0,9	0,023±0,009
M#3- Rio Mondego, Ribamondego	5,3±0,2	0,25±0,03	5,2±0,2	0,10±0,02	7,1±0,5	< 0,09	5,9±0,4	0,051±0,003
M#4- Rio Mondego, Póvoa de Cervães	12,1±0,4	0,59±0,07	12,2±0,5	0,51±0,06	3,8±0,2	1,11±0,08	10,2±0,7	< 0,08
M#5- Rio Mondego, a montante de Caldas da Felgueira	38±1	1,7±0,1	37±1	1,4±0,1	11,0±0,7	0,19±0,01	9,3±0,5	0,26±0,06
M#6- Rio Mondego, a jusante de Caldas da Felgueira	33±1	1,6±0,1	33±1	1,0±0,1	7,3±0,6	2,4±0,2	48±2	0,10±0,03
M#7- Rio Mondego, Barragem Aguieira	10,1±0,4	0,45±0,04	9,5±0,3	0,15±0,03	6,7±0,6	0,72±0,05	3,4±0,2	0,05±0,02
M#8- Rio Mondego, Coimbra	13,6±0,4	0,57±0,05	13,4±0,4	0,030±0,009	25±2	0,57±0,04	2,0±0,1	0,04±0,02

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, Vila Cortês do Mondego	11,2	6,1 \pm 0,2	0,28 \pm 0,03	6,1 \pm 0,2	2,1 \pm 0,1	16 \pm 1	5,9 \pm 0,4	13,3 \pm 0,7	0,18 \pm 0,03
M#2- Rio Mondego, Fornos de Algodres	6,9	4,2 \pm 0,1	0,19 \pm 0,02	4,4 \pm 0,1	1,8 \pm 0,1	5,0 \pm 0,6	3,6 \pm 0,2	10,0 \pm 0,6	0,20 \pm 0,03
M#3- Rio Mondego, Ribamondego	5,9	2,4 \pm 0,1	0,11 \pm 0,02	2,4 \pm 0,1	0,89 \pm 0,8	4,6 \pm 0,3	0,14 \pm 0,01	5,5 \pm 0,3	0,03 \pm 0,02
M#4- Rio Mondego, Póvoa de Cervães	8,6	8,3 \pm 0,3	0,40 \pm 0,03	7,9 \pm 0,3	5,3 \pm 0,3	11,5 \pm 0,7	8,4 \pm 0,6	16 \pm 1	0,26 \pm 0,03
M#5- Rio Mondego, a montante de Caldas da Felgueira	13,9	17,0 \pm 0,6	0,70 \pm 0,05	16,6 \pm 0,5	5,7 \pm 0,4	13,1 \pm 0,7	11,2 \pm 0,7	16 \pm 1	0,36 \pm 0,04
M#6- Rio Mondego, a jusante de Caldas da Felgueira	8,0	12,4 \pm 0,4	0,57 \pm 0,05	12,7 \pm 0,4	3,1 \pm 0,2	6,7 \pm 0,4	3,5 \pm 0,3	32 \pm 2	0,13 \pm 0,02
M#7- Rio Mondego, Barragem Aguieira	3,4	2,5 \pm 0,1	0,09 \pm 0,01	2,4 \pm 0,1	0,46 \pm 0,05	2,7 \pm 0,3	2,0 \pm 0,1	4,7 \pm 0,2	0,10 \pm 0,02
M#8- Rio Mondego, Coimbra	2,2	4,8 \pm 0,2	0,23 \pm 0,02	4,8 \pm 0,2	1,16 \pm 0,08	2,8 \pm 0,2	3,2 \pm 0,2	5,3 \pm 0,3	0,15 \pm 0,02

c) Concentração em atividade (Bq/kg±1σ) dos radionuclídeos no sedimento do leito dos rios (fração <63µm).

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Total							
M#1- Rio Mondego, Vila Cortês do Mondego	50±2	2,3±0,3	52±2	56±3	87±8	50±3	42±2
M#2- Rio Mondego, Fornos de Algodres	94±4	4,0±0,4	96±4	86±5	136±10	98±5	55±4
M#3- Rio Mondego, Ribamondego	53±2	2,5±0,3	51±2	42±2	64±8	57±3	42±2
M#4- Rio Mondego, Póvoa de Cervães	30±1	1,6±0,2	31±1	24±1	40±4	28±±2	22±1
M#5- Rio Mondego, a montante de Caldas da Felgueira	160±7	8±1	168±8	106±11	166±16	164±11	92±9
M#6- Rio Mondego, a jusante de Caldas da Felgueira	66±2	3,1±0,3	64±2	70±4	72±5	72±4	38±2
M#7- Rio Mondego, Barragem Aguieira	57±2	2,4±0,3	57±2	24±1	44±6	39±2	14,3±0,9
< 63µm							
M#1- Rio Mondego, Vila Cortês do Mondego	230±8	11,4±0,9	231±8	127±10	187±17	265±16	84±7
M#2- Rio Mondego, Fornos de Algodres	800±26	37±2	795±26	596±47	726±69	628±36	758±60
M#3- Rio Mondego, Ribamondego	475±15	22±1	466±15	292±15	329±22	449±27	301±16
M#4- Rio Mondego, Póvoa de Cervães	416±16	19±1	424±16	236±12	315±20	397±23	207±10
M#5- Rio Mondego, a montante de Caldas da Felgueira	456±15	22±2	471±15	229±12	267±13	390±22	238±13
M#6- Rio Mondego, a jusante de Caldas da Felgueira	1156±36	53±2	1144±36	468±22	532±28	856±49	125±6
M#7- Rio Mondego, Barragem Aguieira	239±8	11,5±0,7	231±8	147±13	153±18	190±11	233±20

Tabela III.3 - Concentração em atividade (mBq/L \pm 1 σ) dos radionuclidos 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
Canas de Senhorim	2,3 \pm 0,1	0,11 \pm 0,03	2,4 \pm 0,1	< 0,3	15 \pm 1	0,30 \pm 0,03	1,8 \pm 0,1	<0,2
Cunha-Baixa	0,73 \pm 0,07	0,05 \pm 0,02	0,69 \pm 0,06	0,20 \pm 0,04	4,9 \pm 0,5	0,45 \pm 0,04	2,2 \pm 0,2	<0,1
Mangualde	2,3 \pm 0,1	0,16 \pm 0,04	2,4 \pm 0,1	0,05 \pm 0,01	4,1 \pm 0,4	0,53 \pm 0,04	8,6 \pm 0,6	<0,1
Reboleiro	9,4 \pm 0,4	0,47 \pm 0,05	9,6 \pm 0,4	0,16 \pm 0,04	3,9 \pm 0,3	24 \pm 2	22 \pm 1	< 0,1
Coimbra	1,36 \pm 0,06	0,06 \pm 0,01	1,56 \pm 0,07	0,029 \pm 0,004	3,8 \pm 0,4	3,5 \pm 0,3	2,5 \pm 0,1	0,04 \pm 0,01

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±1σ (de poeiras)								
Urgeiriça, Quinta de São José	198±7	9,2±0,9	198±7	143±9	236±58	14236±860	1182±72	77±5
Cunha-Baixa, Junta de Freguesia	281±10	13±1	297±10	259±14	818±140	12744±809	908±58	84±5
µBq/m³±1σ (de ar)								
Urgeiriça, Quinta de São José	5,3±0,2	0,24±0,02	5,3±0,2	3,8±0,2	6,3±0,2	380±23	32±2	2,0±0,1
Cunha-Baixa, Junta de Freguesia	9,3±0,3	0,42±0,04	9,8±0,3	8,6±0,5	27±5	421±27	30±2	2,8±0,2

Tabela III.5 - Concentrações de radão (Bq/m³) no ar, registo contínuo.

Local	Período	²²² Rn		
		Valor médio	Valor mínimo	Valor máximo
#53 – Urgeiriça, Casal de S. José, exterior	11 a 15 Setembro de 2017	57	3	156
#64 – Cunha-Baixa, Junta de Freguesia, exterior	13 a 15 Setembro de 2017	147	49	527
#59 – Reboleiro, Sr. J.F., interior	13 de Setembro a 14 de Dezembro de 2017	1686	135	3968
#65 – Reboleiro, Sr. C.N., interior	13 de Setembro a 14 de Dezembro de 2017	2041	38	6023
#60 – Reboleiro, Junta de Freguesia, interior	13 de Setembro a 14 de Dezembro de 2017	1568	422	6135
#54 – Reboleiro, loja, interior	13 de Setembro a 14 de Dezembro de 2017	395	14	889
#63 – Reboleiro, Lar, interior	13 de Setembro a 14 de Dezembro de 2017	494	72	993

Tabela III.6 - Concentração em atividade (Bq/kg±1σ) de radionuclídeos em amostras ambientais de hortas da região.

a) Solo agrícola.

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Total							
U#1- Urgeiriça	227±9	9,9±0,9	212±8	103±8	240±30	144±8	88±7
CB#1- Cunha-Baixa	1865±63	89±5	1773±60	981±88	1902±216	1435±78	89±9
CB#3- Mesquitela (Referência)	164±6	8,2±0,7	162±6	123±11	167±16	128±7	37±4
CB#4- Cunha-Baixa	848±28	42±3	860±29	390±29	611±48	479±26	69±6
Reboleiro	163±7	8,0±0,8	169±7	157±11	418±44	178±11	43±4
< 63µm							
U#1- Urgeiriça	348±12	17±1	330±11	258±16	276±21	289±17	340±20
CB#1- Cunha-Baixa	3553±128	167±8	3440±124	1121±84	3008±153	2524±141	124±10
CB#3- Mesquitela (Referência)	350±13	16±1	353±13	293±16	411±23	323±19	169±10
CB#4- Cunha-Baixa	2082±65	94±4	2037±64	744±34	1200±58	1179±67	158±8
Reboleiro	354±14	16±2	376±15	303±18	454±24	398±24	106±7

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
CB#1- poço, M.G., Cunha-Baixa	221±7	11,3±0,6	211±7	0,32±0,04	1236±121	62±4	2,6±0,2	0,010±0,005
CB#3- poço, Mesquitela (Referência)	27±1	1,33±0,08	26±1	0,12±0,02	81±4	110±7	11,2±0,7	0,06±0,02
CB#4- poço, I.F., Cunha-Baixa	3035±177	169±11	2752±161	1,02±0,08	762±53	239±15	2,9±0,2	0,46±0,05
U#1- poço, L.B., Urgeiriça	83±2	3,9±0,2	88±2	< 0,1	181±12	102±7	8,8±0,5	0,02±0,01
Poço, J.P., Reboleiro	124±4	5,1±0,3	121±4	<0,2	184±10	414±26	18±1	<0,1

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

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
CB#1- poço, M.G., Cunha-Baixa	2,2	61±2	3,0±0,2	60±2	3,8±0,4	12,5±0,7	50±3	17,2±0,4	0,51±0,09
CB#3- poço, Mesquitela (Referência)	2,9	5,3±0,2	0,25±0,02	5,1±0,2	2,7±0,2	7,5±0,5	73±4	35±2	0,15±0,03
CB#4- poço, I.F., Cunha-Baixa	9,8	7,8±0,2	0,32±0,02	7,8±0,2	0,78±0,05	2,2±0,2	5,8±0,4	6,0±0,3	0,12±0,01
U#1- poço, L.B., Urgeiriça	0,7	7,5±0,2	0,36±0,02	7,5±0,2	1,20±0,08	2,4±0,2	22±1	12,2±0,6	0,06±0,01

Tabela III.6 - Concentração em actividade (mBq/kg fresco $\pm 1\sigma$) de radionuclidos 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
U#1- Couves, Urgeiriça	0,128	230 \pm 23	15 \pm 3	243 \pm 24	39 \pm 4	2470 \pm 143	440 \pm 50	44 \pm 3	12 \pm 3
U#1- Tomate, Urgeiriça	0,075	48 \pm 4	8 \pm 2	62 \pm 5	36 \pm 3	216 \pm 16	86 \pm 12	28 \pm 2	27 \pm 2
U#1- Pimentos, Urgeiriça	0,080	35 \pm 4	4 \pm 1	38 \pm 4	9 \pm 1	1273 \pm 124	65 \pm 6	28 \pm 3	9 \pm 1
U#1- Abóbora, Urgeiriça	0,050	12 \pm 2	3 \pm 1	9 \pm 1	19 \pm 4	445 \pm 79	-	18 \pm 2	13 \pm 3
CB#1- Couve, Cunha-Baixa	0,128	456 \pm 28	19 \pm 3	445 \pm 28	234 \pm 11	3434 \pm 207	1203 \pm 82	<0,02	14 \pm 2
CB#1- Tomate, Cunha-Baixa	0,066	55 \pm 4	4 \pm 1	58 \pm 4	43 \pm 7	8190 \pm 845	39 \pm 4	37 \pm 3	<0,02
CB#1- Cebola, Cunha-Baixa	0,081	27 \pm 3	4 \pm 1	24 \pm 2	50 \pm 16	4221 \pm 374	93 \pm 12	41 \pm 4	20 \pm 11
CB#1- Batata, Cunha-Baixa	0,211	150 \pm 10	7 \pm 1	151 \pm 10	<0,27	5157 \pm 243	58 \pm 5	4,2 \pm 0,5	<0,23
CB#1- Abóbora, Cunha-Baixa	0,049	79 \pm 6	7 \pm 2	88 \pm 7	119 \pm 58	2644 \pm 228	128 \pm 13	144 \pm 11	<0,08
CB#1- Marmelo, Cunha-Baixa	0,193	34 \pm 3	3 \pm 1	35 \pm 3	<0,03	9938 \pm 704	219 \pm 20	329 \pm 26	<0,03
CB#2- Tomate, Cunha-Baixa	0,017	1,7 \pm 0,3	<0,001	1,3 \pm 0,2	0,15 \pm 0,03	124 \pm 6	8 \pm 1	31 \pm 2	<0,002
CB#3- Couves, Mesquitela (Referência)	0,122	104 \pm 8	11 \pm 3	99 \pm 8	66 \pm 5	2906 \pm 104	398 \pm 32	1767 \pm 120	18 \pm 2
CB#3- Pimentos, Mesquitela (Referência)	0,080	36 \pm 3	3 \pm 1	37 \pm 3	16 \pm 2	260 \pm 32	87 \pm 7	28 \pm 2	6 \pm 1
CB#3- Cenoura, Mesquitela (Referência)	0,084	523 \pm 32	30 \pm 3	527 \pm 32	372 \pm 16	8328 \pm 1156	440 \pm 35	154 \pm 12	36 \pm 3
CB#4- Couves, Cunha-Baixa	0,132	372 \pm 22	23 \pm 3	376 \pm 22	150 \pm 6	8782 \pm 333	819 \pm 57	751 \pm 55	20 \pm 1
CB#4- Tomate, Cunha-Baixa	0,083	5 \pm 1	0,5 \pm 0,3	6 \pm 1	<0,33	471 \pm 38	53 \pm 5	11 \pm 1	<0,18

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
CB#4- Pimentos, Cunha-Baixa	0,079	55±5	5±2	62±5	<0,43	1271±149	41±5	52±6	<0,44
REB#1- Couves, Reboleiro	0,142	69±6	8±2	75±3	<0,22	4094±215	473±36	48±3	<0,16
REB#1- Tomate, Reboleiro	0,081	22±3	2±1	20±3	8,4±0,8	444±27	53±4	53±4	2,9±0,5
REB#1- Pimentos, Reboleiro	0,068	20±2	3±1	25±2	<0,33	717±77	66±8	<0,01	108±55
REB#1- Batata, Reboleiro	0,203	5±1	1,0±0,3	6±1	<0,36	246±14	347±27	<0,03	<0,14

III.4 CONCLUSÕES

Os resultados das análises de escombros, águas de antigas minas de urânio e sedimentos de crateras mineiras confirmaram a existência em vários locais de materiais contaminados que devem ser considerados resíduos radioativos. Em consequência deve ser evitada a sua dispersão no ambiente e prevenida a exposição, ou contacto prolongado, de 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 em anos anteriores que o tratamento efetuado é razoavelmente eficaz na redução dos contaminantes radioativos presentes nestas águas.

No período da amostragem, no Verão de 2017, a água do Rio Mondego apresentou valores de radioatividade relativamente baixos e a água da albufeira da Barragem 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 também 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 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, pode ser elevado. No interior de várias construções as concentrações de radão excederam os valores máximos recomendados pela legislação atual (300 Bq/m³). 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 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 agropecuários 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. *Rádiorprotecção*. 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 Radioanalytical 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. (2014e). 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 proteção dos ecossistemas dulçaquícolas. *Recursos Hídricos* (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos) Volume 36 (01): 47-58.
- DECRETO-LEI nº 152/2017 de 7 de dezembro (D.R. nº 235, 1ª Série).
- DIRECTIVA 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 proteção 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).
- FESENKO, 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.
- MADRUGA, M.J., CARVALHO, F.P., REIS, M., ALVES, J., CORISCO, J., BAPTISTA, A., GOMES, A. R., ANDRADE, E., LOPES, I., PEREIRA, J., ABRANTES, J., OLIVEIRA J.M., SILVA, L., MALTA, M., SANTOS, M., PEREIRA, M., PEREIRA, P., ROMANETS, Y., LIBÂNIO, A., MOURATO, A., SILVA, G. (2018). Programas de Monitorização

- Radiológica Ambiental (Ano 2016). Internal Report LPSR, Série A, nº 44/2018, ISBN 978-989-99833-1-1.
- 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).
- 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 o cumprimento de vários requisitos, nomeadamente a validação e a acreditação das técnicas radioanalíticas, a participação em ensaios de intercomparação laboratorial externos, etc.

Algumas das técnicas radioanalíticas em uso nos referidos laboratórios nomeadamente, as aplicadas a águas de consumo, de nascente, minerais e naturais doces (*medição alfa total e beta total por fonte concentrada; medição alfa total e beta total por cintilação em meio líquido; determinação da concentração de atividade em trítio, ^3H ; determinação da concentração de atividade de radão, ^{222}Rn , pelo método de extração líquido-líquido, 2 fases, e medição por detetor de cintilação em meio líquido*) e a matrizes sólidas e líquidas (*determinação da concentração de radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução*) estão já 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 por entidades internacionais, tais como: Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA, Seibersdorf- Áustria ou Mónaco), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN, Madrid-Espanha), Comissão Europeia (EC, Geel-Bélgica), Finnish Environment Institute (SYKE, Finlândia), International Atomic Reference Material Agency (IARMA, Inglaterra), etc.

Em 2017, no âmbito da determinação da concentração de atividade de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *European Commission (EC) Proficiency testing on I-131, Cs-134, and Cs-137 activity measurements in maize powder.*
- *Profest SYKE RAD 05/2017- Radon in ground water.*
- *Proficiency Test (IAEA-RML-2017-1)-Tritium, strontium and cesium isotopes in seawater.*
- *IAEA-ConvEx-3 exercise (2017)-Gamma-ray emitters radionuclides in spiked water.*

- *ALMERA Proficiency Test (IAEA-TEL-2017-03) - World-wide proficiency test on determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, milk powder, Calcium carbonate.*

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:

- ✓ *Interlaboratory Proficiency Test 05/2017- Radon in ground water, REPORTS OF THE FINNISH ENVIRONMENT INSTITUTE 22, 2017, ISBN 978-952-11-4852-1 (PDF).*
- ✓ *Preliminary results of the 2017 EC Proficiency Test on I-131, Cs-134 and Cs-137 measurements in maize powder, October 2017.*
- ✓ *ALMERA Proficiency Test (IAEA-TEL-2017-03) Individual Evaluation Report, October 2017.*
- ✓ *IAEA-RML-2017-01 PROFICIENCY TEST FOR DETERMINATION OF RADIONUCLIDES IN SEA WATER, IAEA 2018 (draft report).*
- ✓ *ConvEx-3 (2017)-International Emergency Response Exercise, Exercise Report, IAEA, Vienna, 2018.*

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 d 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).