

Relatório LPSR-A, nº40/14

## **Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012)**

***Investigadores:***

Maria José Madruga  
Fernando Carvalho  
Mário Reis  
João Alves  
José Corisco

***Técnicos Superiores:***

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

***Bolseiros:***

Alfredo Batista  
Ana Rita Gomes  
Eva Andrade  
Gonçalo Carvalho  
Miguel Pereira

***Técnicos:***

Albertina Libânio  
Anabela Mourato  
Gabriel Silva

Junho 2014

---

---

Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica

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

**Ficha Técnica**

Título	<b>Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012)</b>
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, M. Santos, Y. Romanets A. Libânio, A. Mourato, G. Silva A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, M. Pereira</i>
Edição	Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-96542-8-0
Depósito Legal	
Data da Edição	Junho 2014

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

---

## ÍNDICE

<i>Resumo</i>	3
<i>Abstract</i>	3
<b>PREÂMBULO</b>	5
<b>I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL</b>	
I.1 INTRODUÇÃO	9
I.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	14
I.2.1 Aerossóis	14
I.2.1.1 <i>Material e Métodos</i>	14
I.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	15
I.2.2 Deposição Atmosférica	17
I.2.2.1 <i>Material e Métodos</i>	17
I.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	18
I.3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO	25
I.3.1 Rios	25
I.3.1.1 <i>Material e Métodos</i>	25
Águas	26
Sedimentos	26
Peixes	26
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	26
Águas	26
Sedimentos	41
Peixes	44
I.3.2 Mar	45
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	45
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	45
I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	48
I.4.1 <i>Material e Métodos</i>	48
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	49
I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	53
I.5.1 <i>Material e Métodos</i>	53
Componentes Individuais e Refeição Completa	53
Leite	54
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	54
Componentes Individuais e Refeição Completa	54
Leite	60
I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	64
I.6.1 <i>Material e Métodos</i>	64
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	64
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	66
I.7.1 <i>Material e Métodos</i>	66
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	67
I.8 CONCLUSÕES	69
AGRADECIMENTOS	70
REFERÊNCIAS	71

## **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>Material 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>Material e Métodos</i>	81
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	81
II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	82
II.3.1 <i>Material 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>Material e Métodos</i>	85
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	86
II.4.2 <i>Detetores Passivos</i>	87
II.4.2.1 <i>Material e Métodos</i>	87
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	88
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	89
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	89
II.6 CONCLUSÕES	90
REFERÊNCIAS	91

## **III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO**

III.1 OBJETIVOS	95
III.1.1 <i>Introdução</i>	95
III.1.2 <i>Plano de monitorização de 2012</i>	97
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	100
III.2.1 <i>Amostragem</i>	100
III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i>	100
III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i>	101
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
III.4 CONCLUSÕES	133
REFERÊNCIAS	135
<b>ANEXO (Avaliação da Qualidade Analítica)</b>	<b>137</b>

## PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2012)

### **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. O objetivo destes programas consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias diretas de contaminação para o Homem. Neste contexto, analisaram-se amostras de aerossóis e de água da chuva, amostras de águas de superfície, de sedimentos e de peixes provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e solos. Realizaram-se também medições contínuas da dose de radiação gama ambiental usando sondas gama (detetores ativos) e dosímetros integradores termoluminescentes (detetores passivos). A atividade dos radionuclídeos artificiais e naturais foi determinada usando os métodos de medição por espectrometria gama, espectrometria alfa, medição alfa/beta total com contador proporcional e medição beta por cintilação líquida. As concentrações observadas para os radionuclídeos de origem artificial ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  e  $^3\text{H}$ ) são muito baixas e, situam-se frequentemente, abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do rio Tejo onde os valores em  $^3\text{H}$  são superiores ao valor normal do fundo radioativo mas, sem significado do ponto de vista dos efeitos radiológicos. Os resultados obtidos para os radionuclídeos de origem natural ( $^{40}\text{K}$  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) 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 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. The main objective of these programmes consists of measuring artificial and natural radionuclides in environmental compartments (atmospheric, aquatic and terrestrial environments) considered as direct pathways of contamination to humans. Samples of aerosols, rainwater, surface water, sediments and fish, drinking water, mixed diet, complete meals, milk and soils were analyzed. Automatic ambient dose rate monitoring (active detectors) and integrated measurements of the ambient dose with thermoluminescent dosimeters (passive dosimeters) were also performed.

The activity of the artificial and natural radionuclides was determined using gamma spectrometry, alpha spectrometry, alpha/beta measurements with proportional counter and beta measurements by liquid scintillation. Results show that the concentrations of the artificial radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^3\text{H}$ ) are, in general very low and, in most cases, below the minimum detectable activity, with exception of samples from the Tejo river, where the tritium values are higher than normal background but without radiological significance. The results for natural radioactivity ( $^{40}\text{K}$ , Uranium and Thorium radioactive series) are of the same order as the magnitude of the radioactive background. It can be conclude 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**

O Artigo 35 do Tratado que institui a Comunidade Europeia de Energia Atómica (EURATOM) estabelece que os Estados-Membros “...deverão providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioatividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como para o controlo do cumprimento das normas de base...” e, nos termos do Artigo 36, “as informações relativas aos controlos referidos no Artigo 35 deverão ser comunicadas regularmente pelas autoridades competentes à Comissão, a fim de que esta seja mantida informada sobre o grau de radioatividade suscetível de poder influenciar a população”. Cada Estado Membro deverá proceder à monitorização radiológica ambiental no seu território e comunicar anualmente os resultados à Comissão Europeia.

Em Portugal, os resultados da medição da radioatividade no Continente e nas regiões autónomas da Madeira e Açores são 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) acessível on-line. Alguns desses dados são posteriormente publicados em relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009).

O Instituto Superior Técnico (IST) através do seu Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (LPSR), após a integração do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN) no IST (Decreto-Lei nº 29/2012, de 9 de Fevereiro), tem vindo a proceder à monitorização radiológica do ambiente em Portugal, conforme disposto no Decreto-Lei nº 138/2005, 17 de Agosto e dando cumprimento ao estabelecido nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM.

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 2012.

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





## **I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL**

### ***Investigadores***

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

### ***Técnicos Superiores***

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

### ***Bolseiros***

Ana Rita Gomes  
Eva Andrade  
Gonçalo Carvalhal  
Miguel Pereira

### ***Técnicos***

Albertina Libânio  
Anabela Mourato  
Gabriel Silva



## **I. 1 INTRODUÇÃO**

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. Para a rede dispersa selecionou-se um número limitado de locais de amostragem, os quais são constantes ao longo dos anos, onde as medições são normalmente realizadas com maior grau de sensibilidade e a frequência da amostragem é mensal permitindo seguir a evolução da concentração dos radionuclidos ao longo dos meses e dos anos. A rede densa é composta por um maior número de locais de amostragem, que podem variar ao longo dos anos, cobrindo todo o território sendo a frequência de amostragem trimestral, semestral ou anual. A seleção dos pontos de amostragem foi efetuada de acordo com as recomendações da Comissão Europeia (COM/473/EURATOM, 2000) e tendo em consideração as especificidades do país. Apresentam-se em seguida alguns casos concretos.

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

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

A avaliação da radioatividade em água para consumo humano é muito importante 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.

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

Relativamente à radioatividade na atmosfera, determinada através das partículas em suspensão no ar (aerossóis), seleccionou-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 seleccionados de forma a ser possível monitorizar as regiões mais densamente habitadas como Lisboa, Porto e a região correspondente ao eixo Bragança, Penhas Douradas, Castelo Branco, Portalegre e Faro. Escolheram-se também o Funchal e Ponta Delgada como locais representativos das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, respetivamente.

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 2012.

**Nota 1:** Algumas das técnicas radioanalíticas (medição alfa total e beta total por contador proporcional em águas de consumo e naturais; medição alfa total e beta total por cintilação líquida em águas de consumo e naturais; determinação da concentração de radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução em matrizes sólidas e líquidas) referidas neste relatório estão acreditadas (de acordo com a NP EN ISO/IEC 17025:2005) pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC). O Certificado de Acreditação (nº L0620) está disponível para consulta em [http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha\\_lae.asp?id=L0620](http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha_lae.asp?id=L0620).

**Nota 2:** Quando os valores obtidos para um dado radionuclídeo ou para as contagens totais (alfa/beta) são suficientemente baixos em comparação com o valor do fundo, de forma a não permitirem uma identificação inequívoca (i.e. com um grau de confiança de 95%), é indicado como seu majorante o valor da atividade mínima detetável (MDA). Este valor (MDA) depende do valor de fundo, das condições de contagem (tempo de contagem, matriz e geometria da amostra) e do rendimento químico da análise.

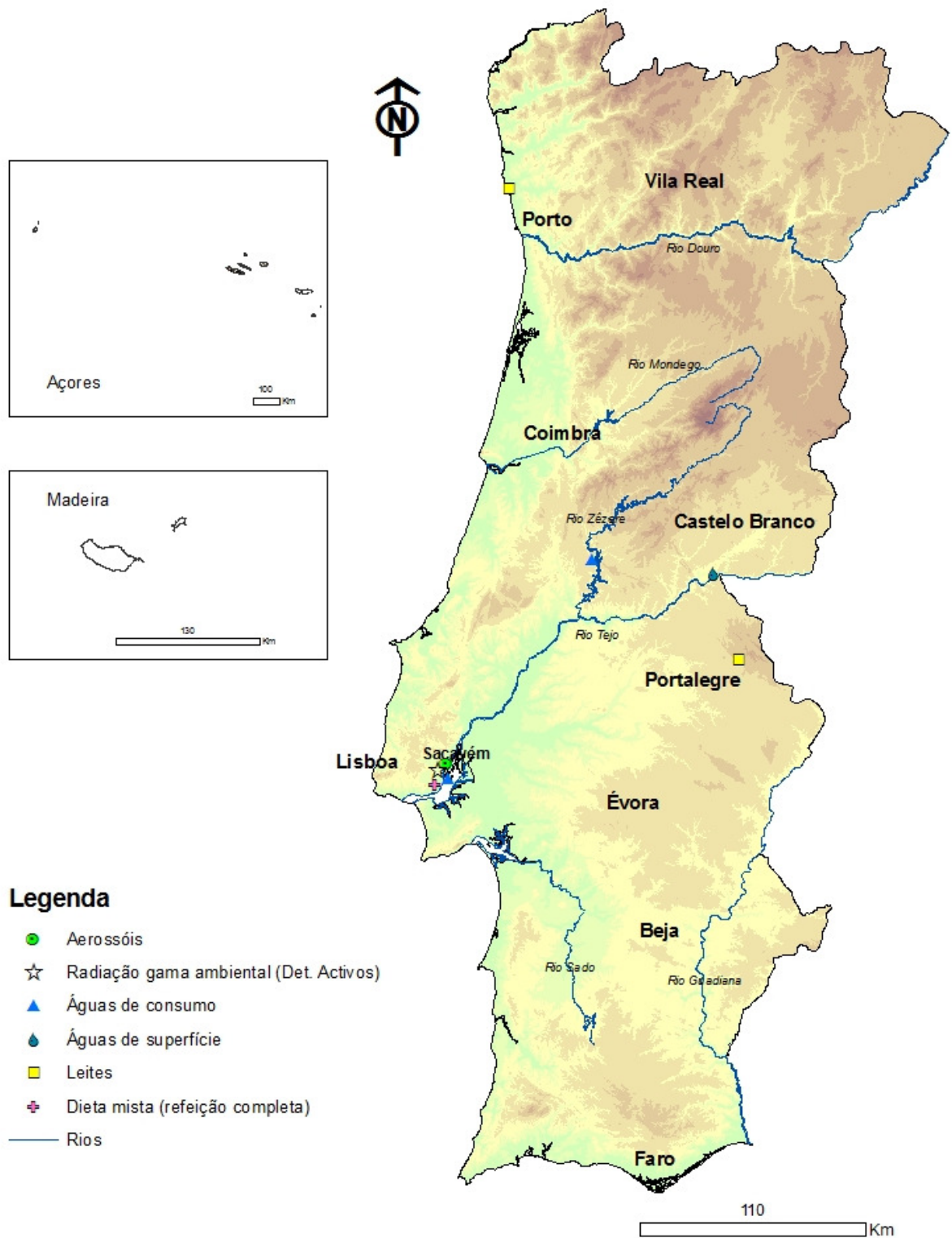


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa

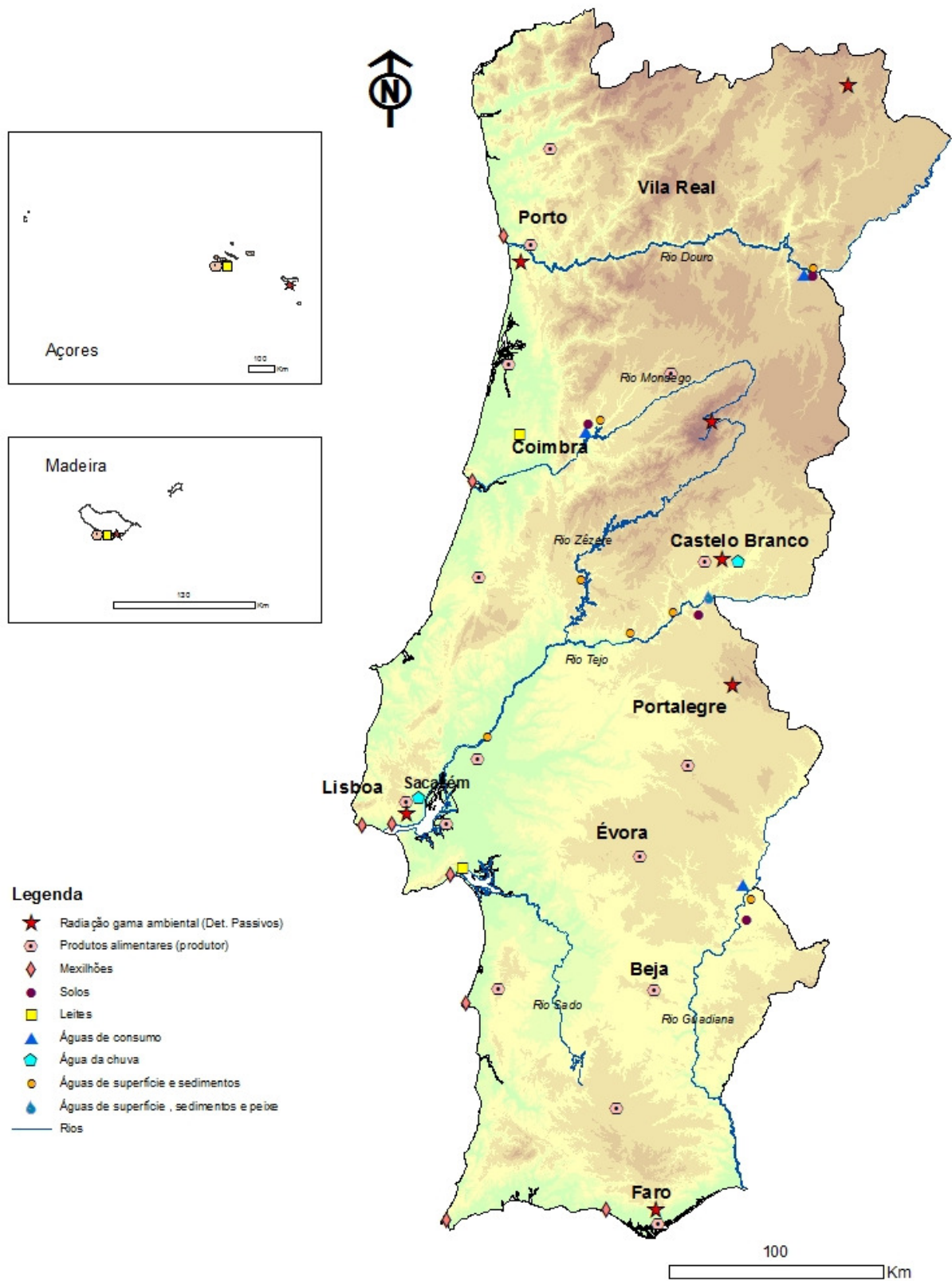


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa

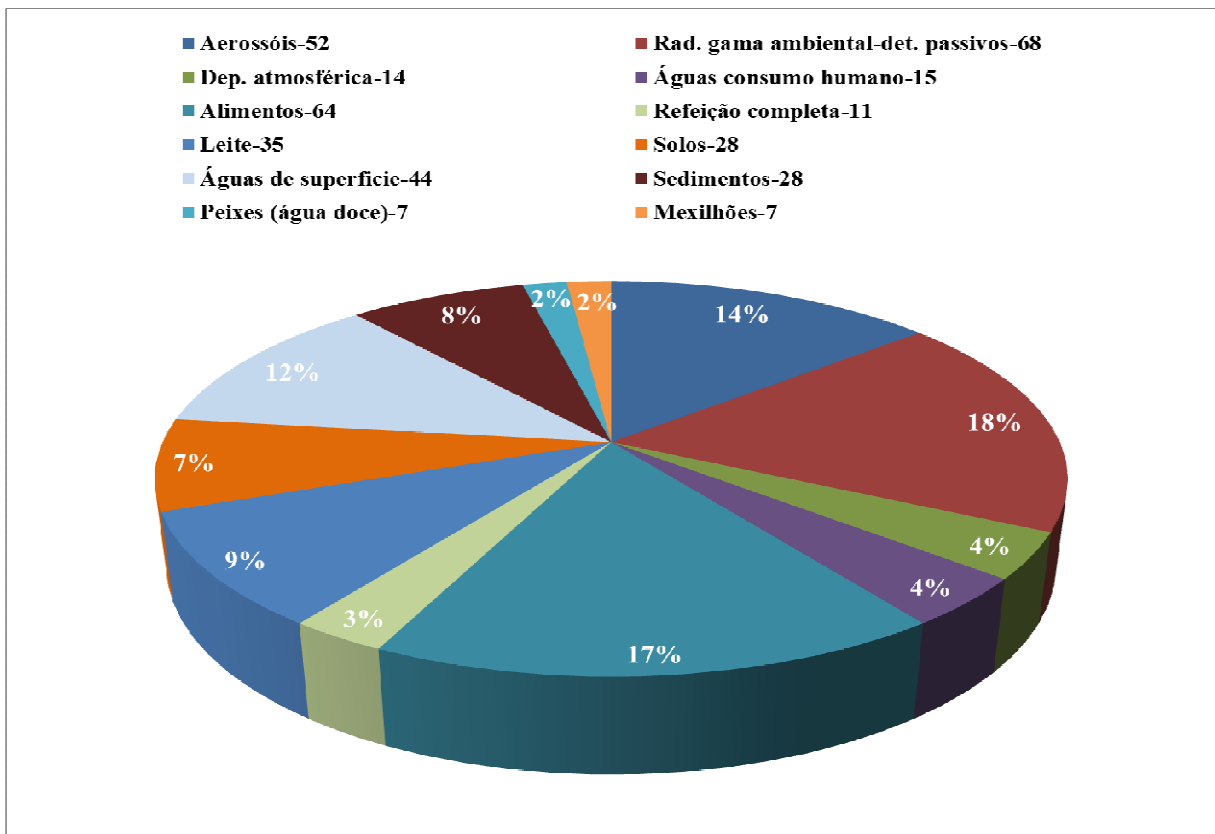


Figura I.3-Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

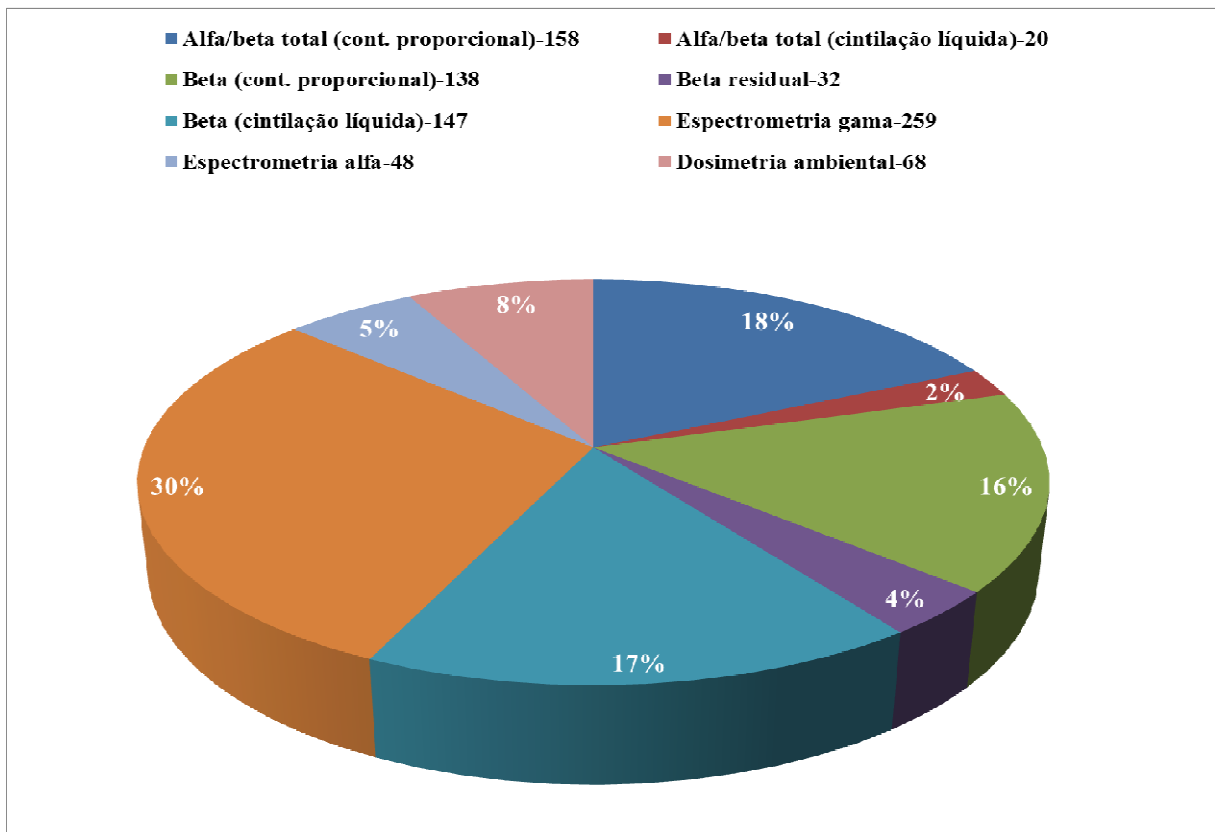


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

## I. 2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

### I.2.1 Aerossóis

A radioatividade existente na atmosfera pode ter origem natural ou artificial e resulta, basicamente, de três fontes principais: i) exalação para a atmosfera de  $^{222}\text{Rn}$  e  $^{220}\text{Rn}$ , formados através da desintegração radioativa do  $^{226}\text{Ra}$  e do  $^{224}\text{Ra}$  (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  $^{210}\text{Pb}$ , descendente de longo período de semidesintegração do  $^{222}\text{Rn}$ ; ii) formação de radionuclídeos cosmogénicos, como por exemplo o  $^7\text{Be}$ , 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  $^{137}\text{Cs}$ , devido ao seu longo período de semidesintegração, constitui um bom indicador de eventual contaminação radioativa.

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

#### I.2.1.1 Material e Métodos

A avaliação da radioatividade atmosférica no ar de superfície em Portugal foi efetuada através da amostragem contínua de aerossóis, recorrendo a uma estação fixa do tipo ASS-500, instalada no Campus Tecnológico e Nuclear em Sacavém (Figura I.1). A estação está equipada com uma bomba de sucção de alto volume, com uma cabeça de aspiração de grandes dimensões e um medidor contínuo de fluxo, com totalizador de volume de ar filtrado. Os períodos de amostragem têm a duração de uma semana, o que corresponde, em geral, a volumes médios de ar filtrado de  $10^5 \text{ m}^3/\text{semana}$ . Como substrato de recolha foram utilizados filtros Petrianov tipo FPP-15-1.5 de  $44 \times 44 \text{ cm}^2$ . Após cada período de amostragem os filtros são comprimidos através de uma prensa hidráulica (MATRA, GmbH), de forma a obter amostras de geometria cilíndrica (5 cm de diâmetro e 1 cm de espessura), sendo posteriormente analisadas por espectrometria  $\gamma$  (LM\_PT\_01) em detetor de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV). Os espectros resultantes são analisados com o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão da Analytics, contendo uma mistura de radionuclídeos ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{113}\text{Sn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{88}\text{Y}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes têm geometrias idênticas às das amostras a analisar.



### **I.2.1.2 Resultados e Discussão**

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

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre  $24 \mu\text{g m}^{-3}$  (em Dezembro) e  $43 \mu\text{g m}^{-3}$  (nos meses de Fevereiro e Junho).

A concentração de atividade média mensal em  ${}^7\text{Be}$  variou entre  $2,16 \pm 0,14 \text{ mBq m}^{-3}$  e  $6,18 \pm 0,21 \text{ mBq m}^{-3}$ , apresentando um valor médio anual de  $4,0 \pm 1,2 \text{ mBq m}^{-3}$ . Estes valores são consistentes com a gama de concentrações referida por outros autores para diferentes locais (Hernandez *et al.*, 2007; Heinrich *et al.*, 2007; Vallés *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011; Dueñas *et al.*, 2011; Leppänen *et al.*, 2012). As concentrações de atividades médias mensais mais elevadas de  ${}^7\text{Be}$  ocorreram em Março e Junho ( $5,42 \pm 0,18 \text{ mBq m}^{-3}$  e  $6,18 \pm 0,21 \text{ mBq m}^{-3}$ , respetivamente), verificando-se também a ocorrência de concentrações acima da média anual nos meses de Fevereiro, Abril, Setembro e Outubro (Figura I.5).

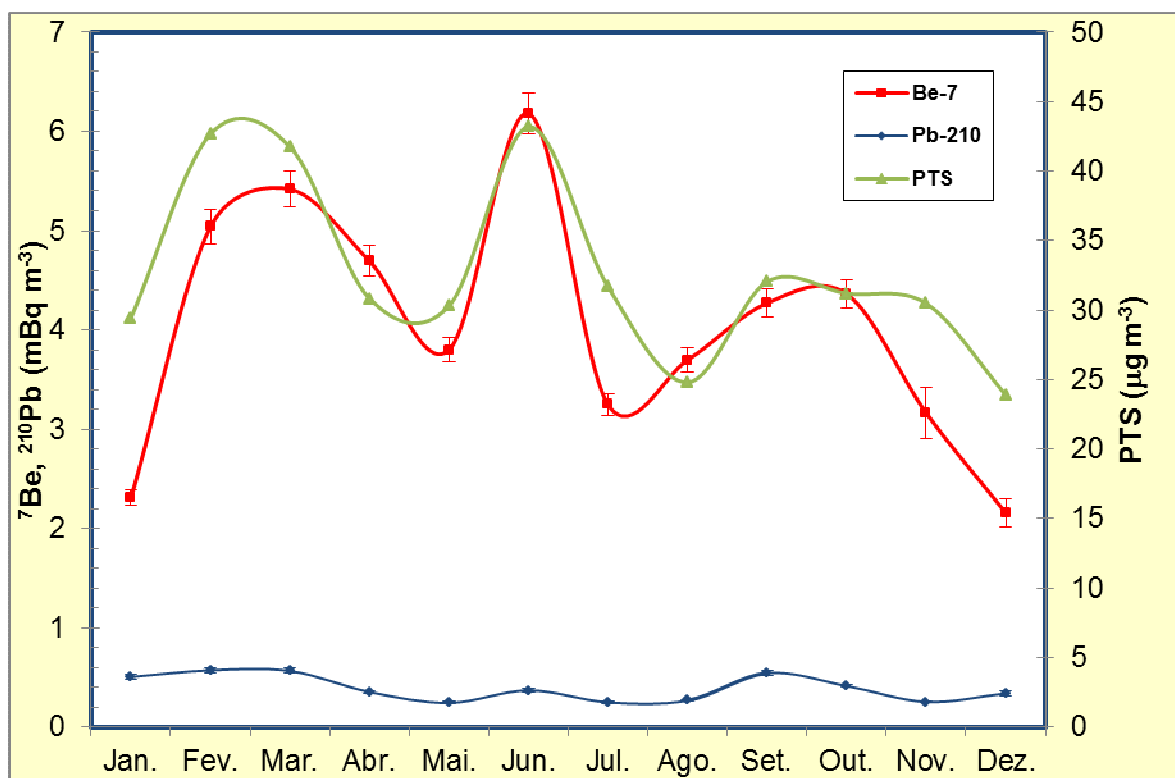
No caso do  ${}^{210}\text{Pb}$ , a concentração da sua atividade média mensal variou entre  $0,242 \pm 0,011 \text{ mBq m}^{-3}$  e  $0,571 \pm 0,024 \text{ mBq m}^{-3}$ , com um valor médio anual de  $0,39 \pm 0,13 \text{ mBq m}^{-3}$ , dentro da gama de valores reportados por outros autores (T. Abe *et al.*, 2010; M. Baskaran, 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

Relativamente à atividade em  ${}^{137}\text{Cs}$ , o único valor acima da atividade mínima detetável foi registado durante o mês de Março ( $0,87 \pm 0,18 \mu\text{Bq m}^{-3}$ ), o que se ficou provavelmente a dever à fraca precipitação ocorrida durante este mês (período de seca em Portugal Continental) conjugada com períodos de vento forte, condições que favorecem a ocorrência de fenómenos de ressuspensão.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação o único valor registado acima da atividade mínima detetável para o  ${}^{137}\text{Cs}$ :  $0,87 \pm 0,18 \mu\text{Bq m}^{-3}$ . Com base nesta premissa, a dose de radiação por inalação de  ${}^{137}\text{Cs}$  não deverá exceder os  $0,03 \text{ nSv a}^{-1}$ .

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	${}^7\text{Be}$ (mBq m <sup>-3</sup> )	${}^{137}\text{Cs}$ ( $\mu\text{Bq m}^{-3}$ )	${}^{210}\text{Pb}$ (mBq m <sup>-3</sup> )	PTS ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )
Janeiro	2,307 $\pm$ 0,077	< 0,26 (a)	0,503 $\pm$ 0,021	29
Fevereiro	5,04 $\pm$ 0,17	< 0,32 (a)	0,571 $\pm$ 0,024	43
Março	5,42 $\pm$ 0,18	0,87 $\pm$ 0,18	0,565 $\pm$ 0,024	42
Abril	4,69 $\pm$ 0,16	< 0,30 (a)	0,352 $\pm$ 0,016	31
Maio	3,80 $\pm$ 0,13	< 0,27 (a)	0,242 $\pm$ 0,011	30
Junho	6,18 $\pm$ 0,21	< 0,40 (a)	0,368 $\pm$ 0,017	43
Julho	3,25 $\pm$ 0,11	< 0,58 (a)	0,247 $\pm$ 0,011	32
Agosto	3,70 $\pm$ 0,12	< 0,61 (a)	0,266 $\pm$ 0,012	25
Setembro	4,27 $\pm$ 0,14	< 0,26 (a)	0,543 $\pm$ 0,023	32
Outubro	4,36 $\pm$ 0,14	< 0,33 (a)	0,413 $\pm$ 0,018	31
Novembro	3,16 $\pm$ 0,26	< 0,31 (a)	0,252 $\pm$ 0,012	30
Dezembro	2,16 $\pm$ 0,14	< 0,38 (a)	0,338 $\pm$ 0,025	24
Média $\pm \sigma$ (n=12)	4,0 $\pm$ 1,2	-	0,39 $\pm$ 0,13	32,7 $\pm$ 6,5

Atividade mínima detetável em  ${}^{137}\text{Cs}$  (a)Figura I.5 - Evolução da concentração de atividade em  ${}^7\text{Be}$  e  ${}^{210}\text{Pb}$  (mBq m<sup>-3</sup>) 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 Material e Métodos**

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

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

Para a análise por espectrometria gama (LM\_PT\_01) foi usada a geometria “Marinelli” e detetores de germânio hiperpuro (GeHp), acoplados a sistemas de aquisição de dados Multiport II (Canberra). Os dados foram processados usando o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão da Analytics, contendo uma mistura de radionuclídeos (<sup>210</sup>Pb, <sup>241</sup>Am, <sup>109</sup>Cd, <sup>57</sup>Co, <sup>51</sup>Cr, <sup>113</sup>Sn, <sup>85</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>88</sup>Y, <sup>60</sup>Co) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes foram preparadas com geometrias idênticas às das amostras a analisar.

As metodologias seguidas para a determinação das atividades alfa total e beta total em águas não salinas – método por fonte concentrada (GRA\_PT\_01) – baseiam-se nas Normas ISO 9696 (2007) e ISO 9697 (2008) respetivamente. A medição de radioatividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem  $\alpha/\beta$  munido de um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (<sup>241</sup>Am) e beta (<sup>40</sup>K).

A determinação da radioatividade em <sup>3</sup>H, <sup>90</sup>Sr e <sup>137</sup>Cs foi efetuada recorrendo a análises específicas.

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

Para o <sup>90</sup>Sr e <sup>137</sup>Cs foram utilizadas técnicas radioquímicas baseadas em separações e purificações sucessivas, fixando-se o <sup>90</sup>Sr numa resina específica da EICHROM e o <sup>137</sup>Cs em

fosfomolibdato de amónio. As amostras foram medidas no sistema de deteção de baixo fundo utilizando um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), devidamente calibrado para cada um destes isótopos com fontes padrão, preparadas na mesma forma química e com a mesma geometria das amostras a analisar.

### **1.2.2.2 Resultados e Discussão**

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

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

Os fluxos mensais foram obtidos multiplicando a atividade específica, em  $\text{Bq L}^{-1}$ , 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.6 e I.7 representam-se graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição de atividade alfa e beta totais,  ${}^7\text{Be}$  e  ${}^3\text{H}$ , bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2012 em Sacavém (1083 mm) foi superior à precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (601 mm), à semelhança do que se tem verificado em anos anteriores.

Os fluxos de deposição de atividade devida a  ${}^7\text{Be}$  ( $114 \text{ Bq m}^{-2}$ ), atividade beta total ( $14 \text{ Bq m}^{-2}$ ) e atividade alfa total ( $9 \text{ Bq m}^{-2}$ ) são superiores em Sacavém, comparativamente aos valores obtidos para Castelo Branco ( $86 \text{ Bq m}^{-2}$ ,  $6 \text{ Bq m}^{-2}$  e  $6 \text{ Bq m}^{-2}$ , respetivamente), à exceção do  ${}^3\text{H}$  cujo fluxo de deposição de atividade foi superior em Castelo Branco,  $766 \text{ Bq m}^{-2}$ , comparativamente com o valor registado em Sacavém,  $557 \text{ Bq m}^{-2}$ . Comparativamente a anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2013) continua a verificar-se uma tendência de diminuição, o que é consistente com a diminuição da precipitação anual acumulada.

Relativamente ao  ${}^7\text{Be}$ , os fluxos de deposição anuais obtidos são mais baixos do que os referidos por outros autores para diferentes locais e taxas de precipitação comparáveis (Ioannidou & Papastefanou, 2006; González-Gómez *et al.*, 2006; Du *et al.*, 2008; Zhu & Olsen,

2009). Embora a diferença seja menos significativa, o mesmo se pode afirmar relativamente aos fluxos de deposição de atividade alfa total e atividade beta total (Dueñas *et al.*, 2009).

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

Data de Colheita	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm						Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
	<sup>3</sup> H	<sup>7</sup> Be	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
<b>Janeiro</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Fevereiro</b>	<0,80 (a)	(d)	(d)	(d)	(27,4±3,1)×10 <sup>-3</sup>	(12,0±4,5)×10 <sup>-3</sup>	<0,060 (g)
<b>Março</b>	<0,80 (a)	0,108±0,042	<1,10×10 <sup>-3</sup> (c)	<2,35×10 <sup>-3</sup> (e)	(23,9±2,0)×10 <sup>-3</sup>	(14,0±3,3)×10 <sup>-3</sup>	<0,029 (g)
<b>Abril</b>	<0,80 (a)	0,211±0,067	(1,25±0,50)×10 <sup>-3</sup>	<1,46×10 <sup>-3</sup> (e)	(34,3±2,2)×10 <sup>-3</sup>	(18,1±3,6)×10 <sup>-3</sup>	<0,072 (g)
<b>Mai</b>	<0,80 (a)	0,197±0,050	<1,27×10 <sup>-3</sup> (c)	<1,39×10 <sup>-3</sup> (e)	(8,4±2,9)×10 <sup>-3</sup>	<12×10 <sup>-3</sup> (f)	<0,076 (g)
<b>Junho</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Julho</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Agosto</b>	<0,80 (a)	<0,89 (b)	(d)	(d)	(113,0±6,2)×10 <sup>-3</sup>	(15,6±5,3)×10 <sup>-3</sup>	<0,025 (g)
<b>Setembro</b>	<0,80 (a)	0,052±0,022	<1,56×10 <sup>-3</sup> (c)	<1,9×10 <sup>-3</sup> (e)	(11,0±1,7)×10 <sup>-3</sup>	(7,2±2,2)×10 <sup>-3</sup>	<0,0098 (g)
<b>Outubro</b>	<0,80 (a)	0,257±0,033	<1,46×10 <sup>-3</sup> (c)	<1,55×10 <sup>-3</sup> (e)	(7,0±1,8)×10 <sup>-3</sup>	(6,4±2,1)×10 <sup>-3</sup>	<0,032 (g)
<b>Novembro</b>	<0,80 (a)	0,041±0,024	<1,59×10 <sup>-3</sup> (c)	<1,41×10 <sup>-3</sup> (e)	(4,4±1,3)×10 <sup>-3</sup>	(4,6±1,5)×10 <sup>-3</sup>	<0,019 (g)
<b>Dezembro</b>	2,41±0,26	<0,072 (b)	<1,86×10 <sup>-3</sup> (c)	<1,28×10 <sup>-3</sup> (e)	(11,4±1,5)×10 <sup>-3</sup>	(11,9±2,6)×10 <sup>-3</sup>	<0,019 (g)

Atividade mínima detetável em <sup>3</sup>H (a), <sup>7</sup>Be (b), <sup>90</sup>Sr (c), <sup>137</sup>Cs (e), alfa total (f) e beta total nas partículas em suspensão (g); volume de amostra insuficiente para análise (d).

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

Data de Colheita	$^3H$	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$
		$^7Be$	$^{90}Sr$	$^{137}Cs$	Beta total	Alfa total	Beta total
<b>Janeiro</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Fevereiro</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Março</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Abril</b>	<0,80 (a)	<0,17 (b)	<2,3x10 <sup>-3</sup> (c)	<2,02x10 <sup>-3</sup> (e)	(18,1±2,5)x10 <sup>-3</sup>	<8,2x10 <sup>-3</sup> (f)	<0,018 (g)
<b>Mai</b>	9,01 ± 0,37	<0,092 (b)	<2,1x10 <sup>-3</sup> (c)	<2,12x10 <sup>-3</sup> (e)	(7,8±2,2)x10 <sup>-3</sup>	<8,4x10 <sup>-3</sup> (f)	<0,035 (g)
<b>Junho</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Julho</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Agosto</b>	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
<b>Setembro</b>	<0,80 (a)	<0,10 (b)	<4,7x10 <sup>-3</sup> (c)	<7,6x10 <sup>-3</sup> (e)	(102,0±4,5)x10 <sup>-3</sup>	(9,4±3,0)x10 <sup>-3</sup>	<0,046 (g)
<b>Outubro</b>	<0,80 (a)	0,403±0,047	<1,56x10 <sup>-3</sup> (c)	<1,60x10 <sup>-3</sup> (e)	(14,0±2,2)x10 <sup>-3</sup>	(16,5±3,2)x10 <sup>-3</sup>	<0,016 (g)
<b>Novembro</b>	<0,80 (a)	0,082±0,051	<1,57x10 <sup>-3</sup> (c)	<1,41x10 <sup>-3</sup> (e)	(4,6±1,6)x10 <sup>-3</sup>	(4,0±1,6)x10 <sup>-3</sup>	<0,019 (g)
<b>Dezembro</b>	1,61 ± 0,26	0,133±0,042	<1,47x10 <sup>-3</sup> (c)	<1,28x10 <sup>-3</sup> (e)	(24,3±3,1)x10 <sup>-3</sup>	(29,4±4,9)x10 <sup>-3</sup>	<0,019 (g)

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

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

Data de colheita	Precipitação* (mm)	$^3\text{H}$	Água filtrada $\text{Ø}\leq 0,45\ \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\text{Ø}> 0,45\ \mu\text{m}$
			$^7\text{Be}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	Beta total	Alfa total	Beta total
<b>Janeiro</b>	0,8	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Fevereiro</b>	0,2	(a)	(b)	(b)	(b)	$(5,48\pm 0,62)\times 10^{-3}$	$(2,40\pm 0,90)\times 10^{-3}$	(a)
<b>Março</b>	84,6	(a)	$9,1\pm 3,6$	(a)	(a)	$2,02\pm 0,17$	$1,18\pm 0,28$	(a)
<b>Abril</b>	77,4	(a)	$16,3\pm 5,2$	$0,097\pm 0,039$	(a)	$2,66\pm 0,17$	$1,40\pm 0,28$	(a)
<b>Mai</b>	156,4	(a)	$30,8\pm 7,8$	(a)	(a)	$1,31\pm 0,45$	(a)	(a)
<b>Junho</b>	3,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Julho</b>	0,2	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Agosto</b>	18,0	(a)	(a)	(b)	(b)	$2,03\pm 0,11$	$0,28\pm 0,10$	(a)
<b>Setembro</b>	99,6	(a)	$5,2\pm 2,2$	(a)	(a)	$1,10\pm 0,17$	$0,72\pm 0,22$	(a)
<b>Outubro</b>	165,2	(a)	$42,5\pm 5,5$	(a)	(a)	$1,16\pm 0,30$	$1,06\pm 0,35$	(a)
<b>Novembro</b>	246,6	(a)	$10,1\pm 5,9$	(a)	(a)	$1,09\pm 0,32$	$1,13\pm 0,37$	(a)
<b>Dezembro</b>	231,0	$557\pm 60$	(a)	(a)	(a)	$2,63\pm 0,35$	$2,75\pm 0,60$	(a)

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

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



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

Data de colheita	Precipitação* (mm)	$^3H$	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45\ \mu m$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\ \mu m$
			$^7Be$	$^{90}Sr$	$^{137}Cs$	Beta total	Alfa total	Beta total
<b>Janeiro</b>	4,2	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Fevereiro</b>	0,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Março</b>	1,4	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Abril</b>	41,5	(a)	(a)	(a)	(a)	0,75±0,10	(a)	(a)
<b>Maiο</b>	71,0	640±26	(a)	(a)	(a)	0,55±0,16	(a)	(a)
<b>Junho</b>	0,3	(b)	(b)	(b)	(b)	$(30,6\pm 1,4)\times 10^{-3}$	$(2,82\pm 0,90)\times 10^{-3}$	(b)
<b>Julho</b>	0,8	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Agosto</b>	11,2	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Setembro</b>	31,1	(a)	(a)	(a)	(a)	(b)	(b)	(a)
<b>Outubro</b>	142,9	(a)	57,6±6,7	(a)	(a)	2,00±0,31	2,36±0,46	(a)
<b>Novembro</b>	218,5	(a)	18±11	(a)	(a)	1,01±0,35	0,87±0,35	(a)
<b>Dezembro</b>	78,2	126±20	10,4±3,3	(a)	(a)	1,90±0,24	2,30±0,38	(a)

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

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

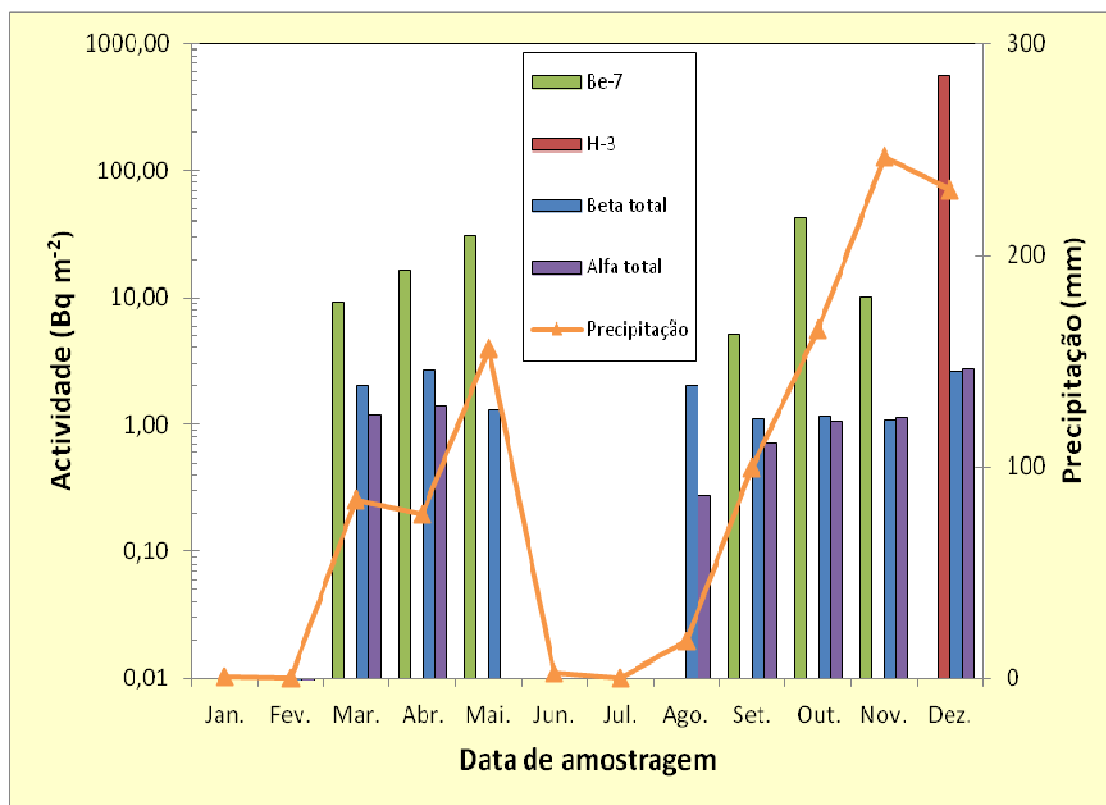


Figura I.6 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em <sup>7</sup>Be, <sup>3</sup>H, <sup>90</sup>Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

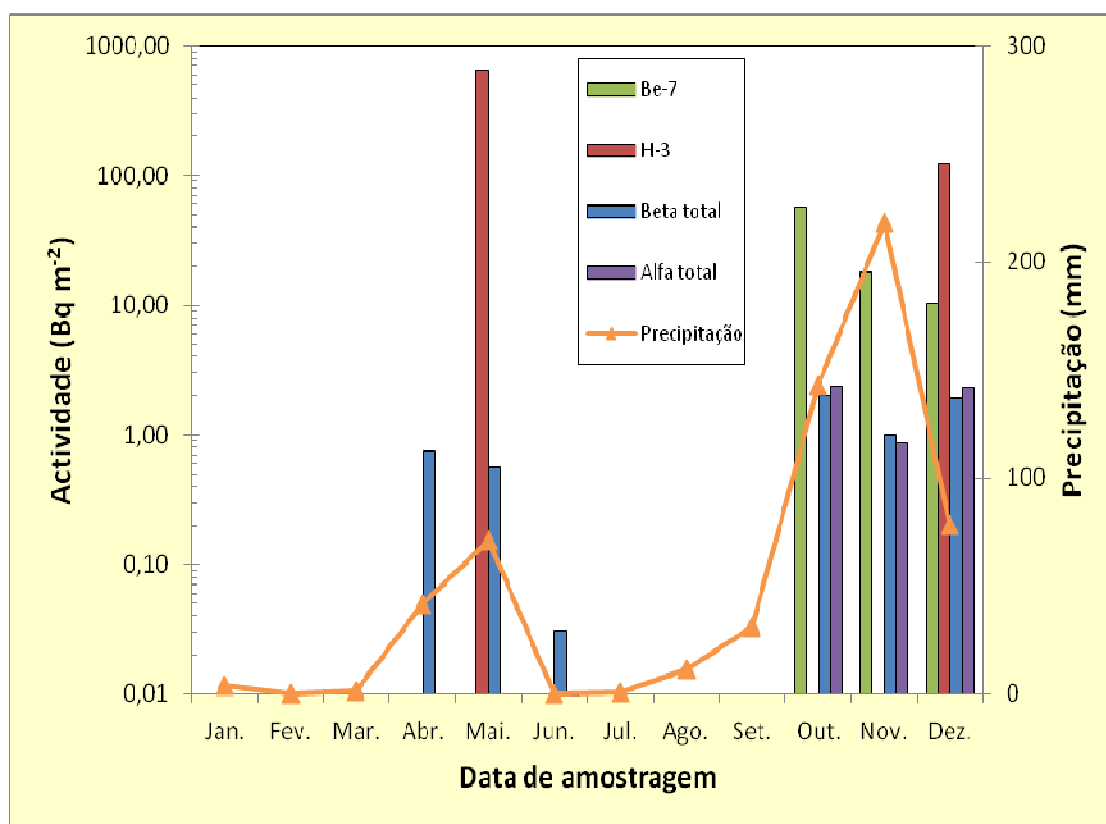


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em <sup>7</sup>Be, <sup>3</sup>H, <sup>90</sup>Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

## 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. Além dos radionuclídeos de origem natural, tais como,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ , o  $^{222}\text{Rn}$  e descendentes, podem ainda ser detetados o  $^3\text{H}$  (normalmente de origem antropogénica) e os radionuclídeos  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$ . Estes radionuclídeos são produtos de cisão resultantes do funcionamento de centrais nucleares que podem ser libertados para o ambiente em condições normais ou após um acidente nuclear.

#### I.3.1.1 Material e Métodos

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

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

### Águas

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

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

### Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a  $110 \text{ }^\circ\text{C}$ , desagregados e tamisados tendo-se recolhido para análise a fração de sedimento inferior a  $63 \mu\text{m}$  (silte/argila). Foram preparadas amostras representativas desta fração e, posteriormente, determinada a atividade dos radionuclidos por espectrometria gama (LM\_PT\_01).

### Peixes

No laboratório, os peixes (Barbo, *Barbus bocagei* Steind.) foram dissecados e a parte comestível (músculo) retirada para análise. O músculo foi seco a  $110 \text{ }^\circ\text{C}$  e incinerado a  $450 \text{ }^\circ\text{C}$ , sendo determinado previamente o peso fresco e posteriormente os pesos seco e de cinzas. O total ou uma alíquota da amostra incinerada (cinzas) foi medido por espectrometria gama (LM\_PT\_01).

## **I.3.1.2 Resultados e Discussão**

### Águas

Os valores da atividade específica,  $A$ , em águas de superfície colhidas no rio Tejo em Vila Velha de Ródão, Valada, Barragem de Fratel e Barragem de Belver estão presentes nas Tabelas I.7 a I.10, respetivamente.

Verifica-se que os valores médios anuais, no rio Tejo, para as concentrações de atividade beta total na água (matéria dissolvida) são  $175 \pm 30 \text{ mBq L}^{-1}$  em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e  $156 \pm 39 \text{ mBq L}^{-1}$  em Valada (Tabela I.8a). Observa-se que na água do rio Tejo a contribuição da atividade em  $^{40}\text{K}$  para a atividade beta total é elevada (cerca de 80%) originando valores de atividade beta residual baixos e, na maioria dos casos, não quantificáveis. Os valores da atividade beta total e beta residual são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*,

2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 & 2011) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009, 2010 & 2013).

Os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.7a a I.10a). Os valores médios anuais de atividade específica do  $^{90}\text{Sr}$  são inferiores a  $1,43 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $1,59 \text{ mBq L}^{-1}$  em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente. No que se refere aos valores em  $^{137}\text{Cs}$  situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a  $1,40 \text{ mBq L}^{-1}$  em V. Velha de Ródão e  $1,37 \text{ mBq L}^{-1}$  em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010, 2011 & 2013).

Os valores de concentração de atividade média anual,  $A$ , em  $^3\text{H}$  no rio Tejo são  $10,0 \pm 1,1 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $5,9 \pm 1,3 \text{ Bq L}^{-1}$  em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em  $^3\text{H}$  variam entre  $7,83 \pm 0,36 \text{ Bq L}^{-1}$  (novembro) e  $9,37 \pm 0,34 \text{ Bq L}^{-1}$  (fevereiro) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre  $7,76 \pm 0,37 \text{ Bq L}^{-1}$  (novembro) e  $10,49 \pm 0,34 \text{ Bq L}^{-1}$  (fevereiro) (Tabela I.10). No troço do rio Tejo, em Espanha, os valores de concentração de atividade em  $^3\text{H}$ , em 2011, variaram entre aproximadamente  $5 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $10 \text{ Bq L}^{-1}$  (Heredia *et al.*, 2013). Na Figura I.8 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em  $^3\text{H}$  nos diferentes locais de amostragem no rio Tejo. Verifica-se que em V. Velha de Ródão e Valada, apesar da diferença no valor da atividade em  $^3\text{H}$  (cerca do dobro em V.V. Ródão) esta evolui de modo semelhante ao longo do ano, em ambas as estações, com dois picos correspondentes a valores máximos em maio-junho e outubro. A variação de concentração de atividade em  $^3\text{H}$  ao longo dos meses, principalmente em Vila Velha de Ródão, tem sido observada em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009b, 2009d, 2010, 2011 & 2013) e pode estar relacionada com o normal funcionamento da Central Nuclear de Almaraz, localizada em Espanha, cujos efluentes são descarregados no rio Tejo. Contudo, em 2012 não se verificou qualquer correlação entre valor do caudal do rio em V. Velha de Ródão no momento de colheita da amostra de água e a respetiva concentração em  $^3\text{H}$  (Figura I.9).

Nas Tabelas I.11 e I.11a 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 o valor médio anual da concentração de atividade beta total na matéria dissolvida ( $35 \pm 12 \text{ mBq L}^{-1}$ ) é cerca de cinco vezes inferior ao valor medido no rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a). Este resultado está relacionado com a concentração dos radionuclidos em solução, como p.ex. o  $^{40}\text{K}$ , que, no caso do rio Zêzere, é também muito inferior ao valor observado para o rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a) (Gomes *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2007). Os valores quantificáveis de concentração de atividade beta

residual variam entre  $10,4 \pm 3,9$  mBq L<sup>-1</sup> e  $17,4 \pm 4,8$  mBq L<sup>-1</sup> (Tabela I.11a). Tal como seria espectável este valor é inferior aos valores observados para o rio Tejo (Tabelas I.7a a I.10a). O valor da concentração de atividade alfa total na matéria dissolvida varia de cerca de uma ordem de grandeza situando-se entre o valor da concentração de atividade mínima detetável ( $4,7$  mBq L<sup>-1</sup>) e  $57,4 \pm 8,7$  mBq L<sup>-1</sup>.

Os valores obtidos para o <sup>137</sup>Cs e <sup>90</sup>Sr (Tabela I.11a) são da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Tejo. Pela uniformidade dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclidos não está relacionada com o normal funcionamento das centrais nucleares existentes no rio Tejo (troço espanhol) mas com a deposição atmosférica devida aos testes nucleares. Os valores obtidos para a concentração de atividade em <sup>3</sup>H (Tabela I.11) situam-se abaixo da concentração de atividade mínima detetável ( $0,80$  Bq L<sup>-1</sup>) e são cerca de uma ordem de grandeza inferior aos observados para o rio Tejo (Figura I.8).

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores de atividade específica em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho). Verifica-se que os valores obtidos para a atividade beta total, beta residual, <sup>137</sup>Cs e <sup>90</sup>Sr são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo. Os valores de concentração de atividade em <sup>3</sup>H são da ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere e inferiores aos medidos no rio Tejo, o que denota a influência, neste rio, da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

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

<b>Data de colheita</b>	<b>Hora da colheita</b>	<b>Caudal afluyente <math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math></b>
<b>25/01/2012</b>	11h00	346,6
<b>29/02/2012</b>	11h00	0,39
<b>27/03/2012</b>	12h00	0
-	-	-
<b>23/05/2012</b>	15h00	0,81
<b>27/06/2012</b>	12h00	87,1
<b>24/07/2012</b>	12h00	0,09
<b>27/08/2012</b>	13h00	0
<b>27/09/2012</b>	12h00	182,3
<b>25/10/2012</b>	12h00	301,1
<b>22/11/2012</b>	13h00	900,1
<b>20/12/2012</b>	17h00	1,09

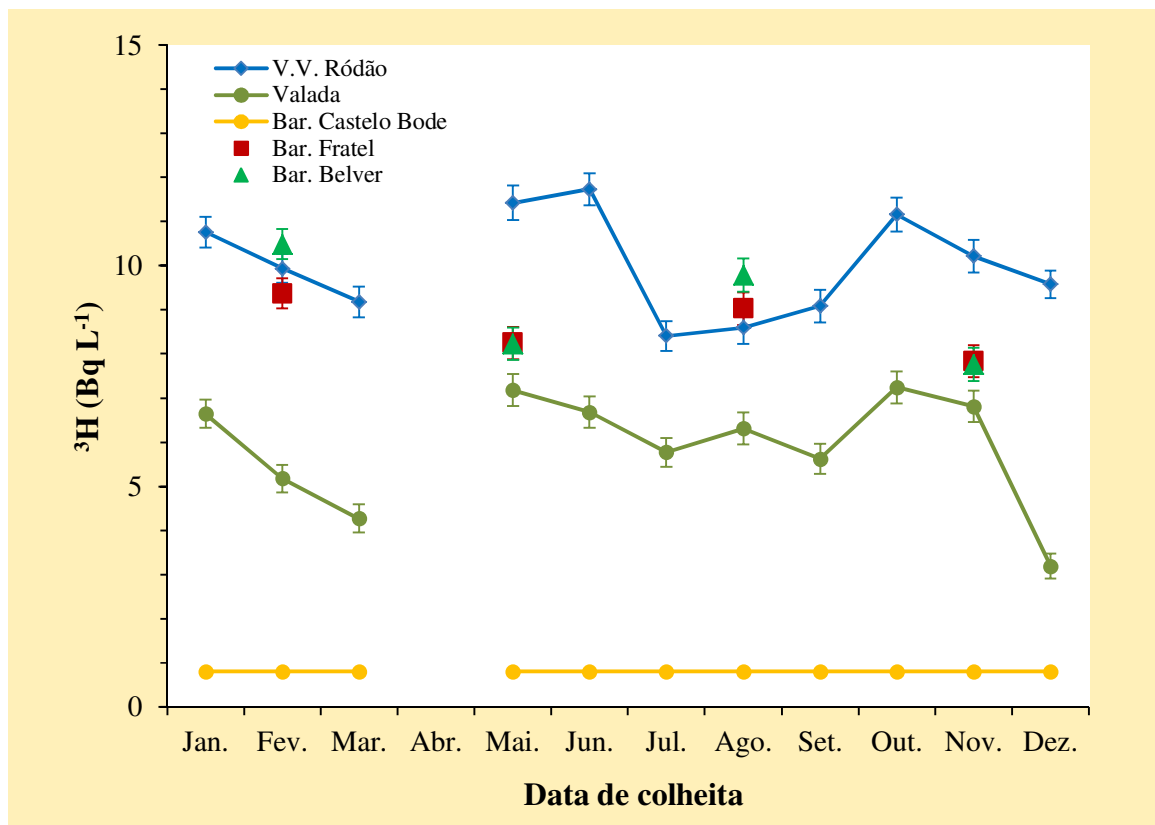


Figura I.8 - Variação da concentração de atividade em  $^3\text{H}$  ( $\text{Bq L}^{-1}$ ) nos rios Tejo e Zêzere

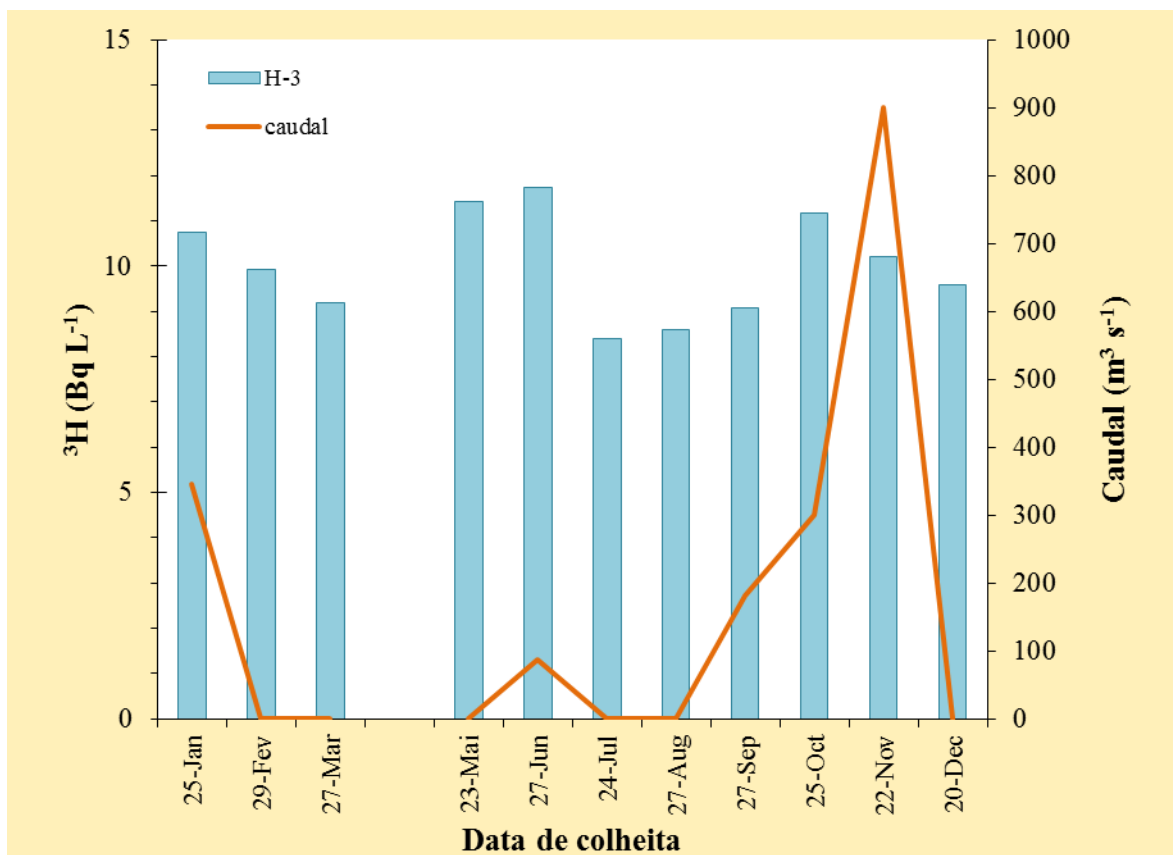


Figura I.9 - Evolução da concentração de atividade em  $^3\text{H}$  ( $\text{Bq L}^{-1}$ ) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo)



**Tabela I.7 - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), em  $^3H$  e atividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)**

Data de colheita	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Janeiro</b>	$10,76 \pm 0,35$	$3,4 \pm 0,3$	$<0,018$ (a)
<b>Fevereiro</b>	$9,94 \pm 0,33$	$4,1 \pm 0,3$	$<0,018$ (a)
<b>Março</b>	$9,18 \pm 0,35$	$1,4 \pm 0,3$	$<0,011$ (a)
<b>Abril*</b>	-	-	-
<b>Maió</b>	$11,42 \pm 0,39$	$2,5 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Junho</b>	$11,73 \pm 0,36$	$1,0 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Julho</b>	$8,41 \pm 0,34$	$3,6 \pm 0,3$	$<0,010$ (a)
<b>Agosto</b>	$8,6 \pm 0,37$	$11,7 \pm 0,3$	$<0,025$ (a)
<b>Setembro</b>	$9,09 \pm 0,37$	$6,0 \pm 0,3$	$<0,018$ (a)
<b>Outubro</b>	$11,16 \pm 0,38$	$4,8 \pm 0,3$	$<0,016$ (a)
<b>Novembro</b>	$10,22 \pm 0,37$	$1,7 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Dezembro</b>	$9,58 \pm 0,31$	$2,9 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Média <math>\pm \sigma</math> (n=11)</b>	<b><math>10,0 \pm 1,1</math></b>	<b><math>3,9 \pm 3,0</math></b>	<b><math>&lt;0,017</math></b>

Atividade mínima detetável em beta total (a);

\*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.

**Tabela I.7a - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), em  $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ,  $^3H$ ,  $^{40}K$ , beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)**

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$	Concentração em $K^+$ $mg L^{-1}$	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$	Beta total	$^{40}K$	Beta residual
<b>Janeiro</b>	$434,2 \pm 0,3$	$4,50 \pm 0,45$	$<1,40 \times 10^{-3}$ (a)	$<2,13 \times 10^{-3}$ (b)	$(189 \pm 21) \times 10^{-3}$	$(125 \pm 13) \times 10^{-3}$	$(64 \pm 24) \times 10^{-3}$
<b>Fevereiro</b>	$453,9 \pm 0,3$	$4,70 \pm 0,47$	$<1,39 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,08 \pm 0,32) \times 10^{-3}$	$(200 \pm 21) \times 10^{-3}$	$(130 \pm 13) \times 10^{-3}$	$(70 \pm 25) \times 10^{-3}$
<b>Março</b>	$532,3 \pm 0,3$	$5,80 \pm 0,58$	$<1,41 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,35 \pm 0,39) \times 10^{-3}$	$(215 \pm 25) \times 10^{-3}$	$(161 \pm 16) \times 10^{-3}$	$(54 \pm 30) \times 10^{-3}$
<b>Abril*</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Maió</b>	$455,9 \pm 0,3$	$5,10 \pm 0,51$	$<1,38 \times 10^{-3}$ (a)	$<0,89 \times 10^{-3}$ (b)	$(171 \pm 22) \times 10^{-3}$	$(141 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(30 \pm 26) \times 10^{-3}$
<b>Junho</b>	$490,1 \pm 0,3$	$5,00 \pm 0,50$	$<1,32 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,31 \times 10^{-3}$ (b)	$(216 \pm 23) \times 10^{-3}$	$(138 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(78 \pm 27) \times 10^{-3}$
<b>Julho</b>	$451,4 \pm 0,3$	$5,60 \pm 0,56$	$<1,32 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,71 \pm 0,75) \times 10^{-3}$	$(183 \pm 20) \times 10^{-3}$	$(155 \pm 16) \times 10^{-3}$	$(28 \pm 25) \times 10^{-3}$
<b>Agosto</b>	$407,9 \pm 0,3$	$5,80 \pm 0,58$	$<1,36 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,66 \times 10^{-3}$ (b)	$(141 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(161 \pm 16) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Setembro</b>	$479,1 \pm 0,3$	$5,80 \pm 0,58$	$<1,37 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,32 \times 10^{-3}$ (b)	$(184 \pm 21) \times 10^{-3}$	$(161 \pm 16) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Outubro</b>	$403,4 \pm 0,3$	$5,40 \pm 0,54$	$<1,8 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,54 \times 10^{-3}$ (b)	$(124 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(150 \pm 15) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Novembro</b>	$384,1 \pm 0,3$	$5,00 \pm 0,50$	$<1,47 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,35 \times 10^{-3}$ (b)	$(161 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(138 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(23 \pm 22) \times 10^{-3}$
<b>Dezembro</b>	$379,4 \pm 0,3$	$4,50 \pm 0,45$	$<1,22 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,39 \times 10^{-3}$ (b)	$(146 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(125 \pm 13) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Média <math>\pm \sigma</math></b>	<b><math>443 \pm 47</math> (n=11)</b>	<b><math>5,20 \pm 0,51</math> (n=11)</b>	<b><math>&lt;1,40 \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>&lt;1,43 \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>(175 \pm 30) \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>(144 \pm 14) \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>(50 \pm 22) \times 10^{-3}</math> (n=7)</b>

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

\*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais

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

Data de colheita	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Janeiro</b>	$6,64 \pm 0,32$	$3,0 \pm 0,3$	$<0,018$ (a)
<b>Fevereiro</b>	$5,18 \pm 0,31$	$3,1 \pm 0,3$	$<0,018$ (a)
<b>Março</b>	$4,27 \pm 0,32$	$1,2 \pm 0,3$	$<0,010$ (a)
<b>Abril*</b>	-	-	-
<b>Maiο</b>	$7,18 \pm 0,36$	$16,7 \pm 0,3$	$0,021 \pm 0,012$
<b>Junho</b>	$6,68 \pm 0,35$	$2,9 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Julho</b>	$5,77 \pm 0,32$	$1,0 \pm 0,3$	$<0,010$ (a)
<b>Agosto</b>	$6,31 \pm 0,36$	$23,4 \pm 0,3$	$<0,029$ (a)
<b>Setembro</b>	$5,62 \pm 0,34$	$13,2 \pm 0,3$	$<0,022$ (a)
<b>Outubro</b>	$7,24 \pm 0,36$	$11,4 \pm 0,3$	$<0,029$ (a)
<b>Novembro</b>	$6,81 \pm 0,36$	$1,5 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Dezembro</b>	$3,19 \pm 0,28$	$0,4 \pm 0,3$	$<0,019$ (a)
<b>Média <math>\pm \sigma</math> (n=11)</b>	<b><math>5,9 \pm 1,3</math></b>	<b>-</b>	<b><math>&lt;0,019</math></b>

Atividade mínima detetável em beta total (a);

\*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.

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

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$	Concentração em $K^+$ $mg L^{-1}$	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$	Beta total	$^{40}K$	Beta residual
<b>Janeiro</b>	$340,8 \pm 0,3$	$3,40 \pm 0,34$	$<1,37 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,26 \times 10^{-3}$ (b)	$(132 \pm 16) \times 10^{-3}$	$(94,1 \pm 9,5) \times 10^{-3}$	$(38 \pm 19) \times 10^{-3}$
<b>Fevereiro</b>	$323,5 \pm 0,3$	$3,30 \pm 0,33$	$<1,36 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,63 \times 10^{-3}$ (b)	$(130 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(91,4 \pm 9,2) \times 10^{-3}$	$(39 \pm 17) \times 10^{-3}$
<b>Março</b>	$416,1 \pm 0,3$	$4,10 \pm 0,41$	$<1,38 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,17 \pm 0,38) \times 10^{-3}$	$(145 \pm 19) \times 10^{-3}$	$(114 \pm 11) \times 10^{-3}$	$(31 \pm 22) \times 10^{-3}$
<b>Abril*</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Maió</b>	$523,1 \pm 0,3$	$4,80 \pm 0,48$	$<1,35 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,95 \times 10^{-3}$ (b)	$(213 \pm 25) \times 10^{-3}$	$(133 \pm 13) \times 10^{-3}$	$(80 \pm 28) \times 10^{-3}$
<b>Junho</b>	$513,2 \pm 0,3$	$6,10 \pm 0,61$	$<1,30 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,41 \times 10^{-3}$ (b)	$(228 \pm 25) \times 10^{-3}$	$(169 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(59 \pm 30) \times 10^{-3}$
<b>Julho</b>	$400,0 \pm 0,3$	$4,90 \pm 0,49$	$<1,29 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,94 \pm 0,99) \times 10^{-3}$	$(154 \pm 18) \times 10^{-3}$	$(136 \pm 14) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Agosto</b>	$522,3 \pm 0,3$	$5,50 \pm 0,55$	$<1,36 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,64 \times 10^{-3}$ (b)	$(194 \pm 22) \times 10^{-3}$	$(152 \pm 15) \times 10^{-3}$	$(42 \pm 27) \times 10^{-3}$
<b>Setembro</b>	$389,9 \pm 0,3$	$5,10 \pm 0,51$	$<1,31 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,33 \times 10^{-3}$ (b)	$(148 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(141 \pm 14) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Outubro</b>	$403,9 \pm 0,3$	$5,00 \pm 0,50$	$<1,73 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,92 \times 10^{-3}$ (b)	$(154 \pm 18) \times 10^{-3}$	$(138 \pm 14) \times 10^{-3}$	(c)
<b>Novembro</b>	$261,3 \pm 0,3$	$3,60 \pm 0,36$	(d)	(d)	$(121 \pm 12) \times 10^{-3}$	$(100 \pm 10) \times 10^{-3}$	$(21 \pm 16) \times 10^{-3}$
<b>Dezembro</b>	$244,0 \pm 0,3$	$3,00 \pm 0,30$	$<1,20 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,63 \times 10^{-3}$ (b)	$(102 \pm 11) \times 10^{-3}$	$(83,1 \pm 8,4) \times 10^{-3}$	$(19 \pm 14) \times 10^{-3}$
<b>Média <math>\pm \sigma</math></b>	<b><math>394 \pm 98</math> (n=11)</b>	<b><math>4,4 \pm 1,0</math> (n=11)</b>	<b><math>&lt;1,37 \times 10^{-3}</math> (n=10)</b>	<b><math>&lt;1,59 \times 10^{-3}</math> (n=10)</b>	<b><math>(156 \pm 39) \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>(123 \pm 28) \times 10^{-3}</math> (n=11)</b>	<b><math>(41 \pm 20) \times 10^{-3}</math> (n=8)</b>

Atividade mínima detetável em  $^{137}Cs$  (a); Atividade mínima detetável em  $^{90}Sr$  (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c); Amostra perdida durante a análise (d); \*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.

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

Data de colheita	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Fevereiro</b>	$9,37 \pm 0,34$	$1,9 \pm 0,3$	<0,018 (a)
<b>Mai</b>	$8,25 \pm 0,37$	$1,5 \pm 0,3$	<0,019 (a)
<b>Agosto</b>	$9,03 \pm 0,37$	$3,4 \pm 0,3$	<0,016 (a)
<b>Novembro</b>	$7,83 \pm 0,36$	$1,4 \pm 0,3$	<0,019 (a)

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

Data de colheita	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Fevereiro</b>	$10,49 \pm 0,34$	$2,0 \pm 0,3$	<0,018 (a)
<b>Mai</b>	$8,23 \pm 0,37$	$1,6 \pm 0,3$	<0,019 (a)
<b>Agosto</b>	$9,79 \pm 0,38$	$5,0 \pm 0,3$	<0,016 (a)
<b>Novembro</b>	$7,76 \pm 0,37$	$0,9 \pm 0,3$	<0,019 (a)

Atividade mínima detetável em beta total (a)

**Tabela I.9a - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  (k=2), (Bq L<sup>-1</sup>), em <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>40</sup>K, beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)**

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L <sup>-1</sup>	Concentração em K <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	Beta total	<sup>40</sup> K	Beta residual
<b>Fevereiro</b>	486,4 ± 0,3	4,90 ± 0,49	<1,41x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,18 ± 0,35)x10 <sup>-3</sup>	(188 ± 21)x10 <sup>-3</sup>	(136 ± 14)x10 <sup>-3</sup>	(52 ± 25)x10 <sup>-3</sup>
<b>Mai</b>	428,3 ± 0,3	5,20 ± 0,52	<1,38x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,39x10 <sup>-3</sup> (b)	(143 ± 20)x10 <sup>-3</sup>	(144 ± 14)x10 <sup>-3</sup>	(c)
<b>Agosto</b>	494,7 ± 0,3	5,70 ± 0,57	<1,34x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,63x10 <sup>-3</sup> (b)	(192 ± 21)x10 <sup>-3</sup>	(158 ± 16)x10 <sup>-3</sup>	(34 ± 27)x10 <sup>-3</sup>
<b>Novembro</b>	367,1 ± 0,3	4,60 ± 0,46	<1,34x10 <sup>-3</sup> (a)	(2,02 ± 0,75)x10 <sup>-3</sup>	(168 ± 17)x10 <sup>-3</sup>	(127 ± 13)x10 <sup>-3</sup>	(41 ± 21)x10 <sup>-3</sup>

**Tabela I.10a - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  (k=2), (Bq L<sup>-1</sup>), em <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>40</sup>K, beta total e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)**

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L <sup>-1</sup>	Concentração em K <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	Beta total	<sup>40</sup> K	Beta residual
<b>Fevereiro</b>	459,6 ± 0,3	4,70 ± 0,47	<1,36x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,23 ± 0,36)x10 <sup>-3</sup>	(188 ± 21)x10 <sup>-3</sup>	(130 ± 13)x10 <sup>-3</sup>	(58 ± 25)x10 <sup>-3</sup>
<b>Mai</b>	495,1 ± 0,3	5,30 ± 0,53	<1,35x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,33x10 <sup>-3</sup> (b)	(209 ± 24)x10 <sup>-3</sup>	(147 ± 15)x10 <sup>-3</sup>	(62 ± 28)x10 <sup>-3</sup>
<b>Agosto</b>	483,9 ± 0,3	5,50 ± 0,55	<1,37x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,69x10 <sup>-3</sup> (b)	(215 ± 22)x10 <sup>-3</sup>	(152 ± 15)x10 <sup>-3</sup>	(63 ± 27)x10 <sup>-3</sup>
<b>Novembro</b>	329,3 ± 0,3	4,40 ± 0,44	<1,45x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,36x10 <sup>-3</sup> (b)	(134 ± 15)x10 <sup>-3</sup>	(122 ± 12)x10 <sup>-3</sup>	(c)

Atividade mínima detetável em <sup>137</sup>Cs (a); Atividade mínima detetável em <sup>90</sup>Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c);

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

Data de colheita	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Janeiro</b>	<0,80 (a)	(c)	<0,015 (b)
<b>Fevereiro</b>	<0,80 (a)	$1,1 \pm 0,3$	<0,014 (b)
<b>Março</b>	<0,80 (a)	$8,4 \pm 0,3$	$0,0102 \pm 0,0052$
<b>Abril*</b>	-	-	-
<b>Maió</b>	<0,80 (a)	$1,8 \pm 0,3$	<0,019 (b)
<b>Junho</b>	<0,80 (a)	$2,3 \pm 0,3$	<0,019 (b)
<b>Julho</b>	<0,80 (a)	(c)	<0,010 (b)
<b>Agosto</b>	<0,80 (a)	$0,8 \pm 0,3$	<0,016 (b)
<b>Setembro</b>	<0,80 (a)	$1,6 \pm 0,3$	<0,015 (b)
<b>Outubro</b>	<0,80 (a)	$0,8 \pm 0,3$	<0,013 (b)
<b>Novembro</b>	<0,80 (a)	$0,9 \pm 0,3$	<0,015 (b)
<b>Dezembro</b>	<0,80 (a)	$0,9 \pm 0,3$	<0,017 (b)
<b>Média <math>\pm \sigma</math></b>	<b>&lt;0,80 (n=11)</b>	<b>-</b>	<b>&lt;0,015 (n=11)</b>

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

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c);

\*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.

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

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$	Concentração em $K^+$ $mg L^{-1}$	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$	Alfa total	Beta total	$^{40}K$	Beta residual
<b>Janeiro</b>	59,8± 0,3	0,87 ± 0,09	<2,14x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,72 ± 0,39)x10 <sup>-3</sup>	(6,1 ± 3,9)x10 <sup>-3</sup>	(36,7 ± 3,7)x10 <sup>-3</sup>	(24,1 ± 2,4)x10 <sup>-3</sup>	(12,9 ± 4,7)x10 <sup>-3</sup>
<b>Fevereiro</b>	60,1± 0,3	0,89 ± 0,09	<1,38x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,96 ± 0,56)x10 <sup>-3</sup>	(8,8 ± 4,1)x10 <sup>-3</sup>	(34,5 ± 3,3)x10 <sup>-3</sup>	(24,6 ± 2,5)x10 <sup>-3</sup>	(10,4 ± 3,9)x10 <sup>-3</sup>
<b>Março</b>	63,4± 0,3	0,97 ± 0,10	<1,38x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,17 ± 0,48)x10 <sup>-3</sup>	(6,1 ± 3,9)x10 <sup>-3</sup>	(4,0 ± 3,6)x10 <sup>-3</sup>	(26,9 ± 2,7)x10 <sup>-3</sup>	(13,1 ± 4,8)x10 <sup>-3</sup>
<b>Abril*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Maió</b>	54,5± 0,3	0,92 ± 0,09	<1,97x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,30x10 <sup>-3</sup> (b)	(6,4 ± 4,3)x10 <sup>-3</sup>	(36,8 ± 3,7)x10 <sup>-3</sup>	(25,5 ± 2,6)x10 <sup>-3</sup>	(11,5 ± 4,7)x10 <sup>-3</sup>
<b>Junho</b>	59,7± 0,3	0,96 ± 0,10	<1,29x10 <sup>-3</sup> (a)	(2,19 ± 0,77)x10 <sup>-3</sup>	(16,5 ± 5,1)x10 <sup>-3</sup>	(43,7 ± 4,2)x10 <sup>-3</sup>	(26,6 ± 2,7)x10 <sup>-3</sup>	(17,4 ± 4,8)x10 <sup>-3</sup>
<b>Julho</b>	59,6± 0,3	1,30 ± 0,13	<1,34x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,94x10 <sup>-3</sup> (b)	(8,1 ± 3,9)x10 <sup>-3</sup>	(37,7 ± 3,5)x10 <sup>-3</sup>	(36,0 ± 3,6)x10 <sup>-3</sup>	(d)
<b>Agosto</b>	55,5± 0,3	1,60 ± 0,16	<1,32x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,79 ± 0,71)x10 <sup>-3</sup>	<4,7x10 <sup>-3</sup> (c)	(36,7 ± 3,3)x10 <sup>-3</sup>	(44,3 ± 4,5)x10 <sup>-3</sup>	(d)
<b>Setembro</b>	55,2± 0,3	1,30 ± 0,13	<1,37x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,26 ± 0,49)x10 <sup>-3</sup>	<4,7x10 <sup>-3</sup> (c)	(39,0 ± 4,0)x10 <sup>-3</sup>	(36,0 ± 3,6)x10 <sup>-3</sup>	(d)
<b>Outubro</b>	59,0± 0,3	1,00 ± 0,10	<1,7x10 <sup>-3</sup> (a)	(1,63 ± 0,77)x10 <sup>-3</sup>	(57,4 ± 8,7)x10 <sup>-3</sup>	(44,0 ± 4,0)x10 <sup>-3</sup>	(27,7 ± 2,8)x10 <sup>-3</sup>	(16,3 ± 4,9)x10 <sup>-3</sup>
<b>Novembro</b>	54,1± 0,3	1,30 ± 0,13	<1,31x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,20x10 <sup>-3</sup> (b)	(9,8 ± 3,7)x10 <sup>-3</sup>	(39,4 ± 3,4)x10 <sup>-3</sup>	(36,0 ± 3,6)x10 <sup>-3</sup>	(d)
<b>Dezembro</b>	54,0± 0,3	1,00 ± 0,10	<1,20x10 <sup>-3</sup> (a)	<1,64x10 <sup>-3</sup> (b)	(47,3 ± 7,5)x10 <sup>-3</sup>	(42,8 ± 3,7)x10 <sup>-3</sup>	(27,7 ± 2,8)x10 <sup>-3</sup>	(15,3 ± 4,9)x10 <sup>-3</sup>
<b>Média ± <math>\sigma</math></b>	<b>57,7 ± 3,2</b> (n=11)	<b>1,10 ± 0,24</b> (n=11)	<b>&lt;1,49x10<sup>-3</sup></b> (n=11)	<b>&lt;1,62x10<sup>-3</sup></b> (n=11)	-	<b>(35 ± 12)x10<sup>-3</sup></b> (n= 11)	<b>(30,5 ± 6,5)x10<sup>-3</sup></b> (n=11)	<b>(13,8 ± 2,6)x10<sup>-3</sup></b> (n=7)

Atividade mínima detetável em  $^{137}Cs$  (a),  $^{90}Sr$  (b) e atividade alfa total (c); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (d); \*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.



**Tabela I.12 - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), em  $^3H$  e atividade beta total em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho)**

Local de Amostragem	$^3H$	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta total
<b>Rio Guadiana</b> (Barragem de Alqueva)	<0,80 (a)	$0,7 \pm 0,3$	<0,011 (b)
<b>Rio Mondego</b> (Barragem da Aguieira)	<0,80 (a)	$1,9 \pm 0,3$	<0,019 (b)
<b>Rio Douro</b> (Barragem do Pocinho)	<0,80 (a)	$1,4 \pm 0,3$	<0,019 (b)

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

**Tabela I.12a - Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), em  $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ,  $^{40}K$ , beta total e beta residual em águas de superfície (filtrada) colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho)**

Local de Amostragem	Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$	Concentração em $K^+$ $mg L^{-1}$	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$	Beta total	$^{40}K$	Beta residual
<b>Rio Guadiana</b> (Barragem de Alqueva)	$267,6 \pm 0,3$	$4,60 \pm 0,46$	$<1,35 \times 10^{-3}$ (a)	$(6,8 \pm 2,2) \times 10^{-3}$	$(157 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(127 \pm 13) \times 10^{-3}$	$(30 \pm 19) \times 10^{-3}$
<b>Rio Mondego</b> (Barragem da Aguieira)	$59,3 \pm 0,3$	$1,70 \pm 0,17$	$<1,39 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,53 \pm 0,77) \times 10^{-3}$	$(51,8 \pm 7,5) \times 10^{-3}$	$(47,1 \pm 4,7) \times 10^{-3}$	(b)
<b>Rio Douro</b> (Barragem do Pocinho)	$238,2 \pm 0,3$	$3,00 \pm 0,30$	$<1,39 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,87 \pm 0,94) \times 10^{-3}$	$(127 \pm 12) \times 10^{-3}$	$(83,1 \pm 8,4) \times 10^{-3}$	$(44 \pm 15) \times 10^{-3}$

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

### Sedimentos

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

Em V. Velha de Ródão, os valores médios da atividade específica para o  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{226}\text{Ra}$  são de  $225 \pm 81 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $172 \pm 51 \text{ Bq kg}^{-1}$  respetivamente. O  $^{235}\text{U}$  apresenta todos os valores inferiores à atividade mínima detetável. O valor médio da concentração de atividade em  $^{137}\text{Cs}$  é inferior a  $4,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ .

Os valores das atividades específicas em  $^{235}\text{U}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{40}\text{K}$  medidos em sedimentos colhidos em Valada (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 anuais, a razão entre as atividades específicas  $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$  é superior à unidade para todos os sedimentos do rio Tejo. Sendo o  $^{228}\text{Ra}$  e o  $^{226}\text{Ra}$  descendentes das séries radioativas do  $^{232}\text{Th}$  e  $^{238}\text{U}$  respetivamente, os valores mais elevados obtidos para o  $^{228}\text{Ra}$ , podem estar relacionados com o menor grau de solubilidade e conseqüentemente menor mobilidade geoquímica do  $^{232}\text{Th}$  em relação ao  $^{238}\text{U}$ .

Os valores de atividade específica dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos ( $\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$ ) colhidos nos rios Douro e Guadiana (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o rio Tejo.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruca *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010, 2011 & 2013).

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

Data de colheita	$^{235}U$	$^{228}Ra$	$^{226}Ra$	$^{137}Cs$	$^{40}K$
<b>Janeiro</b>	<18 (a)	172 ± 11	133,0 ± 8,8	<5,7 (a)	725 ± 98
<b>Fevereiro</b>	<18 (a)	253 ± 13	179 ± 10	<2,9 (a)	688 ± 74
<b>Março</b>	<24 (a)	313 ± 28	217 ± 11	<4,3 (a)	741 ± 80
<b>Abril*</b>	-	-	-	-	-
<b>Maió</b>	<22 (a)	116 ± 11	115,5 ± 8,2	<5,5 (a)	546 ± 86
<b>Junho</b>	<29 (a)	229 ± 13	170 ± 10	<4,6 (a)	578 ± 89
<b>Julho</b>	<23 (a)	172 ± 10	153 ± 15	<4,3 (a)	639 ± 76
<b>Agosto</b>	<24 (a)	120,4 ± 8,6	114 ± 12	<4,9 (a)	691 ± 94
<b>Setembro</b>	<20 (a)	252 ± 23	182 ± 11	<4,1 (a)	651 ± 72
<b>Outubro</b>	<18 (a)	175 ± 13	127,7 ± 8,2	<4,8 (a)	705 ± 87
<b>Novembro</b>	<23 (a)	344 ± 19	270 ± 13	<4,8 (a)	663 ± 80
<b>Dezembro</b>	<20 (a)	329 ± 17	235 ± 12	<5,1 (a)	667 ± 83
<b>Média ± <math>\sigma</math> (n=11)</b>	<b>&lt;22</b>	<b>225 ± 81</b>	<b>172 ± 51</b>	<b>&lt;4,6</b>	<b>663 ± 59</b>

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

Data de colheita	$^{235}U$	$^{228}Ra$	$^{226}Ra$	$^{137}Cs$	$^{40}K$
<b>Janeiro</b>	<24 (a)	366 ± 18	229 ± 11	<3,4 (a)	769 ± 78
<b>Fevereiro</b>	<21 (a)	356 ± 27	225 ± 11	<5,0 (a)	726 ± 83
<b>Março</b>	<24 (a)	145 ± 23	112 ± 11	<3,9 (a)	767 ± 83
<b>Abril*</b>	-	-	-	-	-
<b>Maió</b>	<26 (a)	184 ± 12	131,6 ± 7,7	<4,3 (a)	732 ± 82
<b>Junho</b>	<22 (a)	123 ± 21	100,1 ± 6,7	<3,6 (a)	646 ± 80
<b>Julho</b>	<18 (a)	178 ± 12	128,1 ± 6,9	<3,4 (a)	788 ± 81
<b>Agosto</b>	10,9 ± 6,6	202 ± 12	130,9 ± 8,0	<2,8 (a)	773 ± 75
<b>Setembro</b>	<10 (a)	117,7 ± 7,1	79,1 ± 4,8	<3,1 (a)	802 ± 81
<b>Outubro</b>	<20 (a)	82 ± 5,5	64,7 ± 5,2	<3,4 (a)	777 ± 86
<b>Novembro</b>	<14 (a)	103 ± 10	91,5 ± 6,3	<3,6 (a)	751 ± 89
<b>Dezembro</b>	<12 (a)	201 ± 11	148,9 ± 7,7	<2,9 (a)	731 ± 77
<b>Média ± <math>\sigma</math> (n=11)</b>	<b>&lt;18</b>	<b>187 ± 95</b>	<b>131 ± 54</b>	<b>&lt;3,6</b>	<b>751 ± 43</b>

Atividade mínima detetável (a); \*Não foi possível realizar a amostragem no mês de Abril devido a restrições orçamentais.

**Tabela I.15 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq\ kg^{-1}$ ), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ( $\varnothing \leq 63\ \mu m$ ) colhida no rio Tejo, na Barragem de Belver**

Data de colheita	$^{235}U$	$^{228}Ra$	$^{226}Ra$	$^{137}Cs$	$^{40}K$
<b>Fevereiro</b>	29,8 ± 8,7	597 ± 28	369 ± 16	<4,1 (a)	697 ± 76
<b>Mai</b>	32 ± 17	366 ± 18	238 ± 14	5,8 ± 1,9	693 ± 78
<b>Agosto</b>	<14 (a)	338 ± 26	245 ± 12	4,8 ± 2,3	708 ± 78
<b>Novembro</b>	18 ± 11	479 ± 24	297 ± 14	3,8 ± 1,5	813 ± 86

**Tabela I.16 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq\ kg^{-1}$ ), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ( $\varnothing \leq 63\ \mu m$ ) colhida nos rios Guadiana, Douro e Mondego**

Data de colheita	Local de amostragem	$^{235}U$	$^{228}Ra$	$^{226}Ra$	$^{137}Cs$	$^{40}K$
<b>Junho</b>	<b>Rio Douro</b> (Barragem Pocinho)	<20 (a)	104 ± 16	112,3 ± 8,1	4,9 ± 2,0	654 ± 77
<b>Junho</b>	<b>Rio Mondego</b> (Barragem Aguieira)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Julho</b>	<b>Rio Guadiana</b> (Barragem Alqueva)	<21 (a)	192 ± 24	182 ± 10	<2,9 (a)	439 ± 59

Atividade mínima detetável (a); (b) Não foi possível a colheita de amostra por dificuldades no acesso ao local de colheita.

Peixes

Na Tabela I.17 estão expressos os valores de atividade específica,  $A$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ , peso de músculo fresco), de radionuclídeos naturais e artificiais em peixes capturados nos rios Tejo (V. Velha de Ródão). Observa-se que as atividades dos radionuclídeos detetados ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ ) são inferiores à atividade mínima detetável com exceção dos valores  $1,04 \pm 0,21 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $0,27 \pm 0,15 \text{ Bq kg}^{-1}$  obtidos para o  $^{226}\text{Ra}$  em maio e setembro respetivamente. Os valores em  $^{40}\text{K}$  variam entre  $37,5 \pm 3,7 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $117 \pm 11 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Estes valores são da mesma ordem de grandeza dos observados em anos anteriores em peixes capturados no rio Tejo (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2013).

**Tabela I.17 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $\text{Bq kg}^{-1}$ , músculo fresco), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em peixe capturado no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão**

Data de colheita	Espécie	$^{137}\text{Cs}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$
<b>Janeiro</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,071 (a)	<0,24 (a)	<0,14 (a)	110±10
<b>Fevereiro</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,10 (a)	<0,26 (a)	<0,21 (a)	116±11
<b>Março</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,090 (a)	<0,21 (a)	<0,098 (a)	117±11
<b>Abril</b>	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Maió</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,092 (a)	1,04±0,21	<0,15 (a)	113±10
<b>Junho</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,096 (a)	<0,32 (a)	<0,25 (a)	105,7±9,8
<b>Julho</b>	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Agosto</b>	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Setembro</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,077 (a)	0,27±0,15	<0,11 (a)	114±10
<b>Outubro</b>	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,060 (a)	<0,20 (a)	<0,11 (a)	37,5±3,7
<b>Novembro</b>	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
<b>Dezembro</b>	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)

Atividade mínima detetável (a); Não foi possível a recolha da amostra pelo pescador (b).

## **I.3.2 Mar**

### ***I.3.2.1 Material e Métodos***

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

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

Para a determinação dos radionuclídeos emissores alfa, usou-se na análise uma amostra de cinzas com aproximadamente 10 g. Os radionuclídeos foram extraídos por lixiviação ácida (HNO<sub>3</sub> + HCl) das cinzas e posteriormente separados e purificados por cromatografia com o auxílio de resinas de troca iónica (BIO-RAD). Os radionuclídeos foram eletrodepositados em discos de aço inox e posteriormente medidos por espetrometria  $\alpha$  em sistema de medição OCTETE PLUS ORTEC, previamente calibrados, com fontes certificadas (QCRB 4021 Amersham).

### ***I.3.2.2 Resultados e Discussão***

Os resultados da atividade específica,  $A$ , (Bq kg<sup>-1</sup>, peso fresco), em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado estão expressos nas Tabelas I.18 e I.19 para os radionuclídeos de origem artificial e natural respetivamente.

Verifica-se que os valores da atividade específica dos radionuclídeos de origem artificial <sup>239+240</sup>Pu variam entre aproximadamente 1 mBq kg<sup>-1</sup> e 3 mBq kg<sup>-1</sup>, e os valores em <sup>137</sup>Cs se situam abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre 0,1 Bq kg<sup>-1</sup> e 0,2 Bq kg<sup>-1</sup>). As concentrações em atividade para os isótopos do Urânio (<sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U e <sup>234</sup>U) são, em geral, relativamente constantes. O valor da razão entre as concentrações de atividade dos isótopos <sup>234</sup>U e <sup>238</sup>U é aproximadamente 1, o que indica a existência de equilíbrio radioativo secular, contrariamente ao que se verifica para os radionuclídeos <sup>210</sup>Pb e <sup>226</sup>Ra, descendentes do <sup>238</sup>U. A razão <sup>210</sup>Pb/<sup>226</sup>Ra varia entre 10 (Lisboa) e 105 (Cabo de S. Vicente). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em <sup>210</sup>Po (variando entre 46,9±2,2 Bq kg<sup>-1</sup> e 103±4 Bq kg<sup>-1</sup>) quando comparados com os outros radionuclídeos indicam que os mexilhões acumulam o <sup>210</sup>Po em quantidades mais elevadas sendo portanto bons indicadores biológicos.

Os resultados obtidos são, em geral, comparáveis aos resultados de anos anteriores (Oliveira *et al.*, 2005, Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2013) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

**Tabela I.18 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq\ kg^{-1}$ , peso fresco), de radionuclídeos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado**

Local de amostragem	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}$	$^{137}\text{Cs}$
<b>Matosinhos</b>	$(2,30 \pm 0,48) \times 10^{-3}$	n.d.	<0,2
<b>Figueira da Foz</b>	$(1,79 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	n.d.	<0,1
<b>Cascais</b>	$(2,42 \pm 0,50) \times 10^{-3}$	n.d.	<0,2
<b>Lisboa</b>	$(3,14 \pm 1,15) \times 10^{-3}$	n.d.	-
<b>Sines</b>	$(3,17 \pm 0,72) \times 10^{-3}$	n.d.	-
<b>Cabo de S. Vicente</b>	n.d.	n.d.	<0,2
<b>Quarteira</b>	$(9,94 \pm 4,43) \times 10^{-4}$	n.d.	<0,1
<b>Estuário do Sado</b>	$(1,32 \pm 0,39) \times 10^{-3}$	n.d.	<0,1

n.d.- não detetado



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

Local de amostragem	$^{238}U$	$^{235}U$	$^{234}U$	$^{230}Th$	$^{226}Ra$	$^{210}Pb$	$^{210}Po$	$^{232}Th$	$^{40}K$
<b>Matosinhos</b>	0,29±0,02	0,015±0,006	0,32±0,02	0,047±0,001	0,033±0,006	2,1±0,2	86,4±3,6	0,047±0,001	40±4
<b>Figueira da Foz</b>	0,22±0,02	0,009±0,003	0,24±0,02	0,14±0,04	0,11±0,02	1,4±0,1	79,3±3,2	0,12±0,03	42±4
<b>Cascais</b>	0,24±0,02	0,011±0,004	0,26±0,02	0,014±0,005	0,15±0,07	3,8±0,2	103±4	0,0024±0,0015	34±4
<b>Lisboa</b>	0,28±0,02	0,014±0,003	0,31±0,02	0,18±0,04	0,093±0,017	0,9±0,1	46,9±2,2	0,13±0,03	-
<b>Sines</b>	0,41±0,03	0,019±0,005	0,49±0,03	0,088±0,003	0,070±0,020	4,9±0,3	78,3±4,8	0,057±0,026	-
<b>Cabo de S. Vicente</b>	0,38±0,03	0,016±0,005	0,42±0,03	0,012±0,003	0,056±0,016	5,9±0,3	90,5±5,2	0,009±0,003	36±4
<b>Quarteira</b>	0,24±0,02	0,011±0,004	0,29±0,03	0,036±0,009	0,063±0,014	1,2±0,1	58,6±3,6	0,014±0,005	28±3
<b>Estuário do Sado</b>	0,30±0,02	0,012±0,005	0,33±0,03	0,048±0,026	0,098±0,022	1,1±0,1	65,6±2,5	0,033±0,020	27±3

## I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

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

### I.4.1 Material e Métodos

Recolheram-se amostras de água para consumo humano em Lisboa (Figura I.1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se também amostras de água em localidades selecionadas aleatoriamente ao longo do país (Figura I.2). As amostras de água foram recolhidas em torneiras de distribuição ao público.

A metodologia utilizada para a determinação da concentração em  $^3\text{H}$  está expressa em I.2.2.1. Para a determinação das atividades alfa total e beta total nas amostras de água colhida em Lisboa utilizaram-se duas metodologias. No início do ano (janeiro a abril) utilizou-se o método por fonte concentrada (GRA\_PT\_01) descrito em I.2.2.1. Posteriormente, devido à avaria do contador proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra) e à demora na sua reparação (quase 1 ano) optou-se pela realização das outras análises utilizando o método por cintilação líquida (GRA\_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 líquida, à qual se adiciona um cocktail de cintilação líquida apropriado. O frasco é depois colocado no espectrómetro de cintilação líquida (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 ( $^{241}\text{Am}$ ) e beta ( $^{90}\text{Sr}$ ) puras, preparadas nas mesmas condições das amostras.

Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se também à determinação das atividades em  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  por medição de atividade beta de acordo com o procedimento descrito em I.2.2.1.

#### **I.4.2 Resultados e Discussão**

Nas Tabelas I.20 e I.21 estão expressos os valores da atividade específica,  $A$ , ( $\text{Bq L}^{-1}$ ) em  $^3\text{H}$  e das atividades alfa e beta totais em águas para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respetivamente. Na Tabela I.21 apresentam-se ainda os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$ . Como se pode observar, os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$ , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a  $1,42 \text{ mBq L}^{-1}$ . Relativamente ao  $^{90}\text{Sr}$  apesar de se verificar uma maior dispersão de valores, o valor médio anual ( $<1,51 \text{ mBq L}^{-1}$ ) é da ordem de grandeza do obtido para o  $^{137}\text{Cs}$ . Estes valores são semelhantes aos reportados no relatório da Comissão Europeia (EUR 23950 EN, 2009) e nos relatórios anuais do Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) em Espanha. Nestes relatórios (Heredia *et al.*, 2009, 2010 & 2013) reportam-se para Espanha, durante os anos de 2008, 2009 e 2011, valores médios anuais de atividade específica para o  $^{137}\text{Cs}$ , variando entre  $0,015 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $0,15 \text{ mBq L}^{-1}$ , entre  $0,072 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $0,12 \text{ mBq L}^{-1}$  e entre  $0,011 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $0,027 \text{ mBq L}^{-1}$  respetivamente. Relativamente ao  $^{90}\text{Sr}$  os valores reportados situaram-se entre  $1,4 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $9,9 \text{ mBq L}^{-1}$ , entre  $3,3 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $17 \text{ mBq L}^{-1}$  e entre  $1,4 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $50 \text{ mBq L}^{-1}$  em 2008, 2009 e 2011 respetivamente.

No que se refere aos valores das atividades alfa total e beta total optou-se por não se determinar a média anual porque se utilizaram 2 métodos diferentes de medição. Normalmente a atividade mínima detetável é inferior para o método da fonte concentrada medida por contador proporcional, o que se pode constatar nos resultados quantificáveis obtidos nos primeiros 4 meses do ano comparativamente com os outros meses (Tabela I.20). Assim, em Lisboa, os valores de atividade alfa total variam entre  $10,7 \pm 6,3 \text{ mBq L}^{-1}$  e o valor inferior a  $66 \text{ mBq L}^{-1}$  e os de atividade beta total situam-se entre  $38,0 \pm 4,8 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $179 \pm 77 \text{ mBq L}^{-1}$ . Os valores de atividade alfa e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.21) são da mesma ordem de grandeza dos medidos em Lisboa. De qualquer modo, estes valores são muito inferiores (uma a duas ordens de grandeza) aos valores paramétricos estipulados no Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto (alfa total:  $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$ ; beta total:  $1 \text{ Bq L}^{-1}$ ).

Os valores de atividade em  $^3\text{H}$  nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.20) variam entre o valor da atividade mínima detetável ( $0,8 \text{ Bq L}^{-1}$ ) e  $3,45 \pm 0,34 \text{ Bq L}^{-1}$ . Nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.21) os valores situam-se abaixo do valor da atividade mínima detetável. Estes valores são da ordem de grandeza dos observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009b, 2009d, 2010, 2011 & 2013) e muito inferiores a  $100 \text{ Bq L}^{-1}$ , valor paramétrico estipulado na Lei da Água (Decreto-Lei 306/2007 de 27 de agosto).

Os valores obtidos são da mesma ordem de grandeza dos reportados pelos Estados Membros, referentes aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009).

Numa perspetiva conservativa considerou-se para o cálculo da dose efetiva por ingestão os valores máximos das atividades em  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  e  $^3\text{H}$  determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.20), considerando os respetivos fatores de dose,  $2,8 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$  ( $^{90}\text{Sr}$ ),  $1,3 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) e  $1,8 \times 10^{-11} \text{ Sv Bq}^{-1}$  ( $^3\text{H}$ ) (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011). Para a dose efetiva de radiação devida à ingestão desta água obteve-se o valor de  $0,11 \mu\text{Sv a}^{-1}$  sendo que a maior contribuição é devida ao  $^{90}\text{Sr}$  (43%) seguida do  $^3\text{H}$  (41%) e do  $^{137}\text{Cs}$  (16%). Os valores de dose efetiva são idênticos aos obtidos em anos anteriores (Madruça *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2013). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos,  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  e  $^{137}\text{Cs}$  através da água de consumo variou, entre  $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$  em 2009 (STUK-B 117, 2010) entre  $0,003 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$  em 2010 (STUK-B 132, 2011) e entre  $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $0,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$  em 2011 (STUK-B 148, 2012). No Reino Unido a dose efetiva de radiação devida à ingestão de água foi  $<1 \mu\text{Sv a}^{-1}$  nos anos 2011 e 2012 (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013).

**Tabela I.20 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), em  $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ,  $^3H$ , alfa e beta totais em água para consumo humano colhida em Lisboa**

Data de colheita	$^{137}Cs$	$^{90}Sr$	$^3H$	Alfa total	Beta total
<b>Janeiro</b>	$<1,40 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,65 \pm 0,39) \times 10^{-3}$	$0,97 \pm 0,28$	$(15,0 \pm 7,9) \times 10^{-3}$	$(45,6 \pm 5,8) \times 10^{-3}$
<b>Fevereiro</b>	$<1,40 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,42 \pm 0,40) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$(10,7 \pm 6,3) \times 10^{-3}$	$(38,0 \pm 4,8) \times 10^{-3}$
<b>Março</b>	$<1,40 \times 10^{-3}$ (a)	$(0,95 \pm 0,39) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$(49 \pm 17) \times 10^{-3}$	$(68,4 \pm 9,8) \times 10^{-3}$
<b>Abril</b>	$<1,42 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,21 \pm 0,36) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$(22,3 \pm 9,2) \times 10^{-3}$	$(52,6 \pm 6,0) \times 10^{-3}$
<b>Mai</b>	$<1,41 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,21 \times 10^{-3}$ (b)	$1,10 \pm 0,32$	$<43 \times 10^{-3}$ (d)	$(143 \pm 73) \times 10^{-3}$
<b>Junho</b>	$<1,33 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,77 \pm 0,57) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<46 \times 10^{-3}$ (d)	$<126 \times 10^{-3}$ (e)
<b>Julho</b>	$<1,33 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,62 \pm 0,79) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<66 \times 10^{-3}$ (d)	$<186 \times 10^{-3}$ (e)
<b>Agosto</b>	$<1,38 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,32 \pm 0,78) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<36 \times 10^{-3}$ (d)	$<99 \times 10^{-3}$ (e)
<b>Setembro</b>	$<1,35 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,38 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<29 \times 10^{-3}$ (d)	$<85 \times 10^{-3}$ (e)
<b>Outubro</b>	$<1,8 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,44 \times 10^{-3}$ (b)	$2,18 \pm 0,33$	$<39 \times 10^{-3}$ (d)	$(174 \pm 74) \times 10^{-3}$
<b>Novembro</b>	$<1,48 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,53 \pm 0,75) \times 10^{-3}$	$3,45 \pm 0,34$	$<49 \times 10^{-3}$ (d)	$<148 \times 10^{-3}$ (e)
<b>Dezembro</b>	$<1,35 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,66 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<38 \times 10^{-3}$ (d)	$(179 \pm 77) \times 10^{-3}$
<b>Média <math>\pm \sigma</math> (n=12)</b>	$<1,42 \times 10^{-3}$	$<1,51 \times 10^{-3}$	$<1,18$	-	-

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

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

Data de colheita	Local de Amostragem	$^3H$	Alfa total	Beta total
<b>Junho</b>	Aguieira	<0,80 (a)	<34x10 <sup>-3</sup> (b)	<93x10 <sup>-3</sup> (c)
<b>Junho</b>	Barca d'Alva	<0,80 (a)	<41x10 <sup>-3</sup> (b)	(194±73)x10 <sup>-3</sup>
<b>Julho</b>	Reguengos Monsaraz	<0,80 (a)	<45x10 <sup>-3</sup> (b)	(167±79)x10 <sup>-3</sup>

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

## **I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR**

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

O consumo de leite e derivados constitui uma das vias mais importantes de transferência dos radionuclidos do ambiente para o Homem. O seu controlo 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  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$ . O  $^{40}\text{K}$  sendo um radionuclido de origem natural está também presente no leite. O  $^{131}\text{I}$  é um radionuclido de origem artificial que poderá ser libertado para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

### ***I.5.1 Material e Métodos***

#### **Componentes Individuais e Refeição Completa**

O plano de amostragem dos diferentes componentes da cadeia alimentar consistiu na obtenção de: *i*) amostras mensais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridas ao produtor, e cuja recolha foi efetuada no Continente, pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), e nas Ilhas, pela Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura I.2); e, *ii*) uma amostra 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 Faculdade de Ciências 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”. As medições de radioatividade em  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{40}\text{K}$  foram efetuadas por espectrometria gama. Para a determinação do  $^{90}\text{Sr}$ , procedeu-se à separação deste radionuclido de outros elementos interferentes fazendo-se passar a amostra, após a incineração e diluição em meio ácido, através de uma resina específica para o estrôncio (Eichrom). A medição beta na solução foi efetuada por cintilação líquida usando um espectrómetro Packard Tri-Carb 3170 TR/SL. A

atividade em  $^{90}\text{Sr}$  foi determinada após o equilíbrio radioativo entre o  $^{90}\text{Sr}$  e o seu descendente  $^{90}\text{Y}$  (Lopes & Madruga 2009a e 2009b; Lopes *et al.* 2010).

### **Leite**

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

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

### ***1.5.2 Resultados e Discussão***

#### **Componentes Individuais e Refeição Completa**

Na Tabela I.22 estão expressos os valores das atividades específicas,  $A$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ), dos radionuclídeos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  e  $^{40}\text{K}$  detetados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores. A análise de  $^{90}\text{Sr}$  foi efetuada só em alguns dos alimentos, carne e couve, por serem os mais representativos. A carne dá uma indicação da contaminação dos animais, através das pastagens, e a couve da contaminação devida à deposição atmosférica.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.22 constata-se que a atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$  se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre  $70 \text{ mBq kg}^{-1}$  e  $180 \text{ mBq kg}^{-1}$  dependendo das condições de medição). Detetaram-se vestígios de  $^{137}\text{Cs}$  em amostras de carne proveniente dos Açores ( $1,07 \pm 0,15 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $2,75 \pm 0,23 \text{ Bq kg}^{-1}$  em Abril e Novembro respetivamente) de Almodôvar ( $0,167 \pm 0,085 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) e em uma amostra de batata dos Açores ( $0,218 \pm 0,072 \text{ Bq kg}^{-1}$ ). Os valores em  $^{131}\text{I}$  apresentam-se abaixo da atividade mínima detetável. A variação nos valores da atividade mínima detetável (1 a 2 ordens de grandeza) está relacionada com o facto de o valor da atividade se reportar à data de colheita da amostra e o espaço de tempo que medeia entre a amostragem e a medição ter sido, nalguns casos, mais longo. A correção é mais perceptível no caso do  $^{131}\text{I}$  porque apresenta um período de semivida muito curto (8 dias), quando comparado com os outros radionuclídeos detetados.



Relativamente à atividade em  $^{90}\text{Sr}$  a maioria dos resultados é inferior à atividade mínima detetável que se situa entre  $17 \text{ mBq kg}^{-1}$  e  $81 \text{ mBq kg}^{-1}$ . Valores quantificáveis variando de cerca de uma ordem de grandeza (entre  $0,037 \pm 0,019 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $0,362 \pm 0,067 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em  $^{40}\text{K}$  apresenta valores variando entre  $25 \pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $155 \pm 12 \text{ Bq kg}^{-1}$ .

Os resultados obtidos são, em geral, consistentes com as medições efetuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010, 2011 & 2013).

Os valores da atividade específica,  $A \pm U$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) em refeições completas estão expressos na Tabela I.23. Os valores de atividade específica dos radionuclídeos medidos são inferiores à atividade mínima detetável, com exceção dos valores obtidos para o  $^{40}\text{K}$ , os quais variam entre  $37 \pm 1 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $58 \pm 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Os valores situam-se, em geral, na gama dos valores obtidos para os componentes da cadeia alimentar individualizados. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2009d, 2010, 2011 & 2013).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2012 (RIFE-18, 2013) valores inferiores a  $0,03 \text{ Bq kg}^{-1}$  para o  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o  $^{40}\text{K}$  valores que variam entre  $81 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $110 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em 2009 (RIFE-15, 2010), 2010 (RIFE-16, 2011) e 2011 (RIFE-17, 2012).

Partindo do pressuposto que as amostras de refeição completa são representativas da dieta portuguesa pode fazer-se uma estimativa da atividade ingerida por dia por pessoa. Considerando que uma pessoa ingere normalmente duas refeições completas por dia (almoço e jantar) calculou-se, a partir da atividade específica medida ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a atividade dos radionuclídeos ingeridos por dia por pessoa/*per capita* ( $\text{Bq d}^{-1}$ ). Os resultados obtidos (*em itálico*), presentes na Tabela I.23, são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010, 2011 & 2013) e da mesma ordem de grandeza dos publicados por outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais por pessoa/*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  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre  $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}$  e  $11 \text{ Bq d}^{-1}$  para o  $^{137}\text{Cs}$  e entre  $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}$  e  $0,45 \text{ Bq d}^{-1}$  para o  $^{90}\text{Sr}$ . Relativamente ao  $^{40}\text{K}$  o valor típico em ambos os casos é de  $100 \text{ Bq d}^{-1}$ .

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração que a radioatividade referente aos radionuclídeos artificiais ( $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$ ) é inferior à atividade mínima detetável (Tabela I.23), a

dose de radiação estimada devida à ingestão de  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  determinados na refeição completa (dieta mista) não deverá exceder  $1,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ , sendo semelhante a contribuição devida a ambos os radionuclídeos ( $^{137}\text{Cs}$ -47%;  $^{90}\text{Sr}$ -53%). Na Finlândia (STUK, 2012 & 2013), a contribuição do  $^{137}\text{Cs}$  foi muito superior (aproximadamente 90%) comparativamente com o  $^{90}\text{Sr}$  muito provavelmente devido ainda à influência do acidente nuclear de Chernobyl.

**Tabela I.22 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq\ kg^{-1}$ , peso fresco), dos radionuclídeos  $^{137}Cs$ ,  $^{131}I$ ,  $^{90}Sr$  e  $^{40}K$  em produtos da cadeia alimentar**

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
ASAE (Região Alentejo)	Janeiro	Santiago do Cacém	Couve	<0,11 (a)	<3,05 (b)	(d)	63 ± 6
			Cenoura	<0,098 (a)	<3,05 (b)		105 ± 8
		Beja	Laranja	<0,11 (a)	<3,97 (b)	(d)	51 ± 4
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<21,9 (b)		112 ± 8
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Viseu	Couve	<0,11 (a)	<2,69 (b)	0,090 ± 0,015	87 ± 7
			Batata	<0,098 (a)	<10,90 (b)		113 ± 9
		Castelo Branco	Laranja	<0,12 (a)	<10,30 (b)	(d)	50 ± 4
			Carne (Bovino)	<0,090 (a)	<11,20 (b)		116 ± 8
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto Braga	Couve	<0,15 (a)	<0,36 (b)	0,058 ± 0,024	55 ± 5
			Batata	<0,12 (a)	<0,31 (b)		122 ± 9
		Porto	Maçã	<0,070 (a)	<0,14 (b)	<0,024 (c)	29 ± 3
			Carne (Bovino)	<0,099 (a)	<0,51 (b)		115 ± 5
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Couve	<0,12 (a)	<0,16 (b)	(d)	103 ± 8
			Cebola	<0,076 (a)	<0,078 (b)		55 ± 4
			Laranja	<0,10 (a)	<0,068 (b)	<0,032 (c)	54 ± 5
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,24 (b)		111 ± 8
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Abril	Angra do Heroísmo	Couve	<0,095 (a)	<0,19 (b)	0,156 ± 0,026	105 ± 8
			Batata	<0,10 (a)	<0,21 (b)		109 ± 8
			Laranja	<0,10 (a)	<0,15 (b)	<0,029 (c)	48 ± 4
			Carne (Bovino)	1,07 ± 0,15	<0,24 (b)		110 ± 9
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Abril	Porto Alto	Couve	<0,13 (a)	<0,14 (b)	<0,021 (c)	93 ± 8
			Cebola	<0,094 (a)	<0,12 (b)		33 ± 4
		Lisboa	Laranja	<0,094 (a)	<0,11 (b)	<0,026 (c)	50 ± 5
			Carne (Bovino)	<0,079 (a)	<0,23 (b)		115 ± 9
ASAE (Região Centro)	Maio	Viseu	Couve	<0,12 (a)	<0,15 (b)	0,362 ± 0,067	114 ± 9
			Batata	<0,12 (a)	<0,22 (b)		155 ± 12
		Leiria	Maçã	<0,10 (a)	<0,13 (b)	0,039 ± 0,019	47 ± 4
			Carne (Suíno)	<0,073 (a)	<0,18 (b)		114 ± 9
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Sousel	Couve	<0,083 (a)	<18,70 (b)	<0,020 (c)	63 ± 5
			Cebola	<0,083 (a)	<34,00 (b)		42 ± 4
		Évora	Laranja	<0,13 (a)	<0,16 (b)	(d)	60 ± 5
			Carne (Bovino)	<0,078 (a)	<9,97 (b)		92 ± 7
ASAE (Região Norte)	Junho	Porto	Couve	<0,098 (a)	<20,40 (b)	<0,081 (c)	123 ± 9
			Batata	<0,13 (a)	<19,60 (b)		118 ± 9
			Laranja	<0,080 (a)	<25,90 (b)	<0,019 (c)	59 ± 5
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<74,10 (b)		100 ± 8

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

Tabela I.22: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	$^{137}\text{Cs}$	$^{131}\text{I}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{40}\text{K}$
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Setembro	Santana	Couve	<0,11 (a)	<0,19 (b)	<0,017 (c)	87 ± 7
		Porto da Cruz Santa Cruz	Batata	<0,10 (a)	<0,31 (b)		142 ± 11
			Banana	<0,14 (a)	<0,22 (b)		141 ± 11
			Carne (Suíno)	<0,078 (a)	<0,37 (b)		96 ± 7
ASAE (Região Algarve)	Setembro	Faro	Alface	<0,12 (a)	<0,16 (b)	0,037 ± 0,019	100 ± 8
		Almodôvar	Laranja	<0,084 (a)	<0,089 (b)		43 ± 4
			Batata	<0,10 (a)	<0,10 (b)		103 ± 8
ASAE (Região Centro)	Outubro	Aveiro	Carne (Bovino)	0,167 ± 0,085	<0,079 (b)	120 ± 10	
			Couve	<0,12 (a)	<0,15 (b)		
			Maçã	<0,086 (a)	<0,15 (b)		
		Cenoura	<0,12 (a)	<0,17 (b)			
		Leiria	Carne (Suíno)	<0,086 (a)	<0,24 (b)	<0,035 (c)	106 ± 8
		Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Novembro	Angra do Heroísmo	Nabiça	<0,13(a)	<0,17(b)
Batata	0,218 ± 0,072				<0,21 (b)	106 ± 8	
Laranja	<0,10 (a)				<0,18 (b)	41 ± 4	
Carne (Bovino)	2,75 ± 0,23				<0,25 (b)	<0,020 (c)	101 ± 8
ASAE (Região Norte)	Novembro	Braga	Couve	<0,13 (a)	<0,20(b)	0,127 ± 0,017	82 ± 7
			Batata	<0,10 (a)	<0,18 (b)		108 ± 9
		Porto	Maçã	<0,67 (a)	<0,13 (b)		25 ± 3
			Carne (Bovino)	<0,088 (a)	<0,18 (b)		(d)
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Lisboa	Nabiça	<0,18 (a)	<0,27 (b)	<0,022 (c)	154 ± 12
			Laranja	<0,090 (a)	<0,14 (b)		48 ± 4
			Cenoura	<0,11 (a)	<0,12 (b)		36 ± 4
		Montijo	Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,46 (b)		106 ± 8

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

**Tabela I.23 – Valores de atividade,  $A_{\#U}$  (k=2) em Bq kg<sup>-1</sup> (peso fresco) e em Bq d<sup>-1</sup> por pessoa (valores em itálico) para os radionuclídeos <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr e <sup>40</sup>K em refeições completas adquiridas na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa**

Data de Colheita	Composição das refeições	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>40</sup> K
<b>Janeiro</b>	Creme de feijão com massa, carapaus grelhados com batata cozida, carne assada de porco com arroz branco, pera e pão.	<0,053 (a)	<0,033 (b)	58 ± 2
		<0,058	<0,039	67 ± 12
<b>Fevereiro</b>	Creme de legumes, hambúrgueres de vaca com arroz de ervilhas e cenoura, peixe de cebolada com arroz branco, bolo de canela, maçã e pão.	<0,066 (a)	<0,029 (b)	43 ± 3
		<0,069	<0,029	42 ± 9
<b>Março</b>	Sopa Juliana, salada russa com atum, carne de vaca estufada com massa fusilis, tarte de côco, maçã e pão.	<0,040 (a)	<0,021 (b)	50 ± 4
		<0,060	<0,031	75 ± 11
<b>Abril</b>	Sopa de feijão com massa, arroz de aves, lulas estufadas com puré de batata, salame de chocolate, maçã e pão.	<0,055 (a)	<0,024 (b)	54 ± 4
		<0,073	<0,029	66 ± 12
<b>Mai</b>	Creme de cenoura com massa, bacalhau com natas, almôndegas com arroz branco, bolo mármore, maçã e pão.	<0,074 (a)	<0,020 (b)	44 ± 3
		<0,11	<0,032	71 ± 10
<b>Junho</b>	Sopa Juliana, feijoada à transmontana, pataniscas de bacalhau com arroz branco, torta com creme de ovo, maçã e pão.	<0,047 (a)	<0,030 (b)	37 ± 1
		<0,067	<0,039	49 ± 8
<b>Julho</b>	Creme de legumes com massa, hambúrgueres com arroz branco, salada russa com atum, maçã e pão.	<0,041 (a)	<0,023 (b)	38 ± 3
		<0,047	<0,027	45 ± 8
<b>Setembro</b>	Sopa de nabiça, pescada no forno com arroz branco, almôndegas com puré de batata, pão-de-ló, maçã e pão.	<0,076 (a)	<0,030 (b)	54 ± 4
		<0,10	<0,057	68 ± 12
<b>Outubro</b>	Sopa de espinafres, bacalhau com natas, febras grelhadas com esparguete, bolo de chocolate, maçã e pão.	<0,059 (a)	<0,023 (b)	46 ± 4
		<0,061	<0,020	46 ± 10
<b>Novembro</b>	Creme de cenoura, polvo grelhado com batata cozida, carne de vaca estufada com arroz branco, torta de chocolate e pão.	0,081 (a)	<0,038 (b)	50 ± 4
		<0,081	<0,048	51 ± 11
<b>Dezembro</b>	Sopa de feijão-verde, solha grelhada com batata cozida, carne picada com arroz branco, maçã e pão.	0,057 (a)	<0,035 (b)	50 ± 4
		<0,087	<0,036	73 ± 12

Atividade mínima detetável em <sup>137</sup>Cs (a) e <sup>90</sup>Sr (b);

## **Leite**

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

Verifica-se que os valores de concentração de atividade em  $^{137}\text{Cs}$  são inferiores ao valor da atividade mínima detetável ( $66\text{-}130 \text{ mBq L}^{-1}$ , dependendo das condições de medição) excetuando valores vestigiais ( $0,31\pm 0,076 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $0,18\pm 0,074 \text{ Bq L}^{-1}$ ) detetados em leite proveniente dos Açores. Os valores em  $^{131}\text{I}$  situam-se abaixo do mínimo detetável. Relativamente ao  $^{90}\text{Sr}$  os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre  $14 \text{ mBq L}^{-1}$  e  $30 \text{ mBq L}^{-1}$ . 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  $^{137}\text{Cs}$  e valores inferiores a  $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $0,37 \text{ Bq L}^{-1}$  para o  $^{90}\text{Sr}$  respetivamente. Os valores de atividade específica em  $^{40}\text{K}$  são mais elevados do que os obtidos para o  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  e relativamente constantes variando entre  $42\pm 4 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $74\pm 6 \text{ Bq L}^{-1}$ . Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010, 2011 & 2013).

Procedeu-se ao cálculo da dose de radiação devida à ingestão de leite, com base na taxa anual de consumo de 200 litros *per capita* (EUR 23950 EN, 2009), nos valores de atividade mínima e máxima em  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  e nos respetivos fatores de dose (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) aplicáveis a um adulto médio para a categoria de membro do público. Obtiveram-se valores de dose de radiação por ingestão para o conjunto dos dois radionuclídeos que variam entre  $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $1 \mu\text{Sv a}^{-1}$  sendo, neste caso, a maior contribuição (70 a 80%) devida ao  $^{137}\text{Cs}$ . Os valores de dose de radiação são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007a, 2008, 2009c, 2009d, 2010, 2011 & 2013). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{90}\text{Sr}$  entre  $0,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $1,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$  em 2011 (STUK-B148, 2012) e entre  $0,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$  e  $1,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$  em 2012 (STUK-B159, 2013) considerando um consumo *per capita* de 140 litros. Tal como no caso da refeição completa a maior contribuição para a dose de radiação (cerca de 90%) é devida ao  $^{137}\text{Cs}$ .

**Tabela I.24 – Valores de concentração de atividade,  $A \pm U$  ( $k=2$ ), ( $Bq L^{-1}$ ), dos radionuclídeos  $^{137}Cs$ ,  $^{131}I$ ,  $^{90}Sr$  e  $^{40}K$  em leite proveniente da Lactogal (Vila do Conde).**

Data de colheita	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
<b>Janeiro</b>	<0,066 (a)	<0,078 (b)	<0,015 (c)	42 ± 4
<b>Fevereiro</b>	<0,081 (a)	<0,085 (b)	<0,020 (c)	43 ± 4
<b>Março</b>	<0,097 (a)	<0,11 (b)	<0,029 (c)	51 ± 4
<b>Abril</b>	<0,10 (a)	<0,067 (b)	<0,020 (c)	48 ± 4
<b>Maió</b>	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,024 (c)	54 ± 5
<b>Junho</b>	<0,11 (a)	<0,30 (b)	<0,028 (c)	49 ± 4
<b>Julho</b>	<0,090 (a)	<0,084 (b)	<0,017 (c)	48 ± 4
<b>Agosto</b>	<0,085 (a)	<0,12 (b)	<0,015 (c)	51 ± 5
<b>Setembro</b>	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,015 (c)	52 ± 5
<b>Outubro</b>	<0,089 (a)	<0,12 (b)	<0,015 (c)	50 ± 4
<b>Novembro</b>	<0,075 (a)	<0,11 (b)	0,0164±0,0084	48 ± 4
<b>Dezembro</b>	<0,092 (a)	<0,12 (b)	<0,015 (c)	51 ± 4

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

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

Data de colheita	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
<b>Janeiro</b>	<0,094 (a)	<0,13 (b)	<0,025 (c)	49 ± 4
<b>Fevereiro</b>	<0,094 (a)	<0,096 (b)	<0,015 (c)	43 ± 4
<b>Março</b>	<0,079 (a)	<0,10 (b)	<0,017 (c)	52 ± 4
<b>Abril</b>	<0,073 (a)	<0,13 (b)	<0,029 (c)	50 ± 4
<b>Mai</b>	<0,088 (a)	<0,094 (b)	<0,023 (c)	51 ± 4
<b>Junho</b>	<0,090 (a)	<0,34 (b)	<0,027 (c)	56 ± 4
<b>Julho</b>	<0,068 (a)	<0,88 (b)	<0,030 (c)	67 ± 5
<b>Agosto</b>	<0,079 (a)	<0,15 (b)	0,0167±0,0095	48 ± 4
<b>Setembro</b>	<0,079 (a)	<0,12 (b)	<0,016 (c)	50 ± 4
<b>Outubro</b>	<0,12 (a)	<0,088 (b)	0,0181±0,0083	50 ± 4
<b>Novembro</b>	<0,088 (a)	<0,079 (b)	<0,015 (c)	49 ± 4
<b>Dezembro</b>	<0,11 (a)	<0,11 (b)	0,0170±0,0090	50 ± 4

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



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

Data de colheita	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
<b>Janeiro</b>	<0,13 (a)	<0,18 (b)	<0,023 (c)	50 ± 4
<b>Abril</b>	<0,097 (a)	<0,089 (b)	<0,028 (c)	52 ± 4
<b>Julho</b>	<0,089 (a)	<0,83 (b)	<0,015 (c)	74 ± 6
<b>Outubro</b>	<0,11 (a)	<0,13 (b)	0,0127±0,0077	53 ± 5

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

Data de colheita	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
<b>Março</b>	<0,11 (a)	<0,12 (b)	<0,028 (c)	54 ± 4
<b>Junho</b>	<0,084 (a)	<0,24 (b)	0,028±0,018	52 ± 4
<b>Setembro</b>	<0,078 (a)	<0,11 (b)	0,0154±0,0088	49 ± 4
<b>Dezembro</b>	<0,099 (a)	<0,10 (b)	0,0146±0,0072	50 ± 4

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

Data de colheita	Local de colheita	$^{137}Cs$	$^{131}I$	$^{90}Sr$	$^{40}K$
<b>Setembro</b>	<b>Madeira</b> (Santa Cruz)	<0,10 (a)	<0,094 (b)	<0,014 (c)	43 ± 4
<b>Abril</b>	<b>Açores</b> (Angra do Heroísmo)	0,314±0,076	<0,12 (b)	0,035±0,016	46 ± 4
<b>Novembro</b>	<b>Açores</b> (Angra do Heroísmo)	0,178±0,074	<0,1 (b)	0,0158±0,0096	51 ± 4

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

## I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS

### I.6.1 Material e Métodos

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

Em cada ponto de amostragem recolheram-se, com o auxílio de uma pá, 3 amostras da camada superficial (0-5 cm) do solo, que se misturaram de forma a obter uma amostra representativa. No laboratório, os solos foram secos a 110 °C, desagregados e passados por um peneiro com um crivo de 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 processou-se ao fim de cerca de um mês de modo a assegurar o equilíbrio radioativo entre os radionuclidos das séries radioativas do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$  e os seus descendentes.

### I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.29 estão presentes os valores de atividade específica,  $A$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ), dos radionuclidos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da atividade específica para o  $^{235}\text{U}$  situam-se abaixo dos valores da atividade específica mínima detetável, com exceção do valor medido em V. Velha de Ródão. Os valores em  $^{228}\text{Ra}$  e  $^{226}\text{Ra}$  são semelhantes e da mesma ordem de grandeza em todos os locais de amostragem. A razão entre as atividades específicas de  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{226}\text{Ra}$  é de aproximadamente 1 para 3 das amostras analisadas, indicando a existência de equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclidos. Contrariamente, no solo colhido na Aguieira o valor da concentração em  $^{210}\text{Pb}$  é cerca do dobro indicando a existência de não equilíbrio radioativo entre os dois radionuclidos. A atividade em  $^{40}\text{K}$  varia entre  $280\pm 22 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Mourão) e  $883\pm 63 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Barca d'Alva). Os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$ , radionuclido de origem artificial situam-se entre  $1,8\pm 0,4 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Mourão) e  $16,7\pm 1,3 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Aguieira). Valores variando entre  $1,2 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $34 \text{ Bq kg}^{-1}$  foram reportados para a concentração em  $^{137}\text{Cs}$  em solos espanhóis (Heredia *et al.*, 2010). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos colhidos ao longo do país (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2013).

**Tabela I.29 – Valores de atividade específica,  $A \pm U$  (k=2), (Bq kg<sup>-1</sup>), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes de várias regiões do país**

Local de amostragem	<sup>235</sup> U	<sup>228</sup> Ra	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>7</sup> Be
<i>Barca d'Alva</i>	<3,0 (a)	66 ± 3	49 ± 3	46 ± 8	2,2 ± 0,3	883 ± 63	<30 (a)
<i>Aguieira</i>	<3,6 (a)	61 ± 3	68 ± 3	142 ± 20	16,7 ± 1,3	496 ± 37	<22 (a)
<i>Mourão</i>	<2,9 (a)	38 ± 2	24 ± 1	21 ± 5	1,8 ± 0,4	280 ± 22	<14 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	7,0 ± 2,4	62 ± 3	59 ± 3	71 ± 11	4,0 ± 0,6	755 ± 56	<42 (a)

Atividade mínima detetável (a)

## **I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL**

### ***I.7.1 Material e Métodos***

Durante o ano de 2012, 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, em Lisboa e no Porto, nos Institutos Geofísicos das respetivas Universidades, sites em Lisboa e em Vila Nova de Gaia.

Durante o ano de 2012, utilizou-se a metodologia descrita anteriormente. 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.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006a & 2006b; Pereira *et al.* 2012). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no cartão Harshaw 8814 contendo dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) calibrado em termos do equivalente de dose ambiente  $H^*(10)$ . Os dosímetros foram lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004 & 2006c). Em cada ponto de medida foram colocados doze dosímetros, agrupados em três conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de integração; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração pretendido, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os dois conjuntos irradiados antes e depois do período de

integração, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de integração (Alves *et al.*, 1999). Para cada medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados.

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

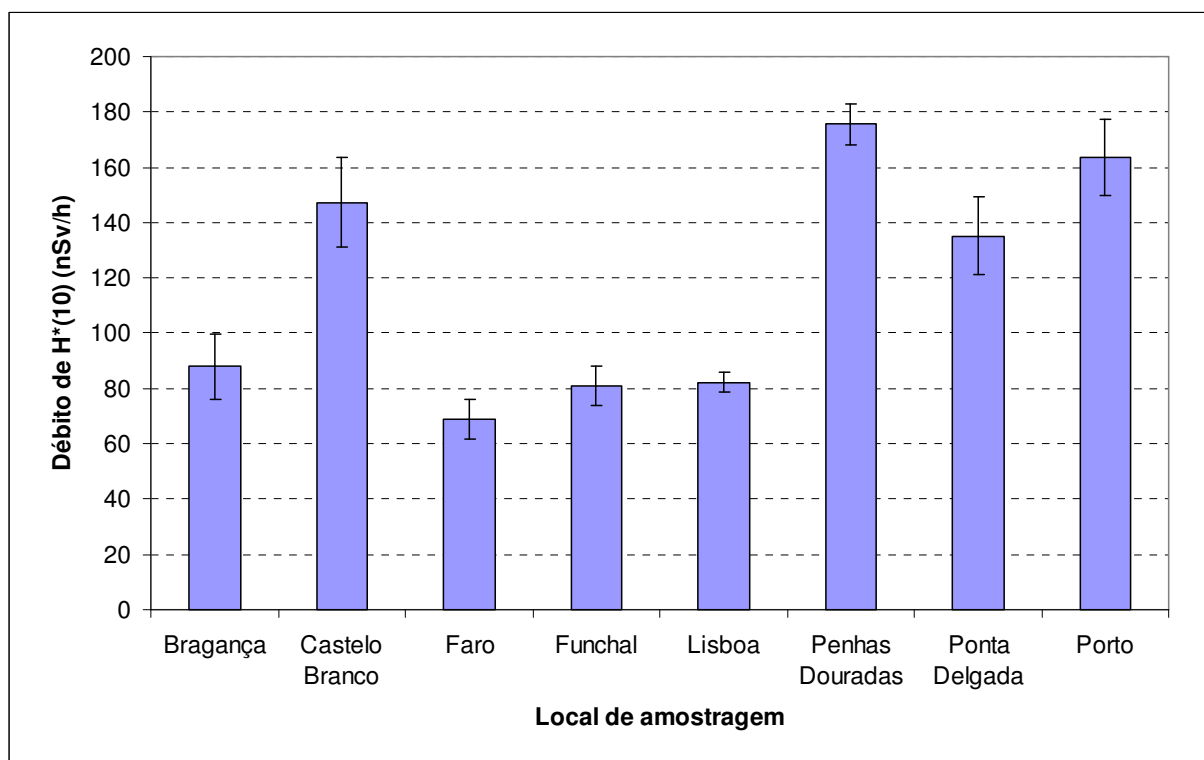
### ***1.7.2 Resultados e Discussão***

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 2012, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2012, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.10.

Os valores médios do débito de equivalente de dose avaliados nos vários pontos do País dependem fundamentalmente da constituição geológica dos solos, bem como da altitude média do ponto de medida (Amaral, 1995). De uma maneira geral, observa-se que os valores medidos em 2012 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2011. Os valores medidos em 2012 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<sup>-1</sup>)**

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2012
Bragança	94±2	73±7	85±3	100±5	88±12
Castelo Branco	164±6	142±9	155±9	127±10	147±16
Faro	64±2	64±3	69±6	79±4	69±7
Funchal	85±4	70±1	80±4	90±7	81±7
Lisboa	83±4	79±4	86±3	81±4	82±4
Penhas Douradas	171±9	174±3	186±13	170±5	175±7
Ponta Delgada	147±7	119±4	137±3	139±9	135±14
Porto	143±3	170±15	170±3	172±10	164±14

**Figura I.10 – Valor médio anual para 2012 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv h<sup>-1</sup>)**

## **I.8 CONCLUSÕES**

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

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

Deve salientar-se que, em 2012, os níveis de radioatividade detetados não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo na saúde humana da população Portuguesa.

## **AGRADECIMENTOS**

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), à Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira pelo apoio prestado na aquisição e envio de amostras dos produtos alimentares;
- Às Empresas Lactogal-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) por ter autorizado a colheita de amostras de refeição completa na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa e à empresa EUREST Portugal pelo fornecimento das amostras;
- À Empresa Petróleos de Portugal-Petrogal S.A por permitir a colheita de solos nas suas instalações no Parque de Sacavém;
- 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 substituição periódica dos detetores TLD nos respetivos parques meteorológicos.



## REFERÊNCIAS

- Abe T., Kosako T., Komura K. (2010). Relationship between variations of  $^7\text{Be}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{212}\text{Pb}$  concentrations and sub-regional atmospheric transport: simultaneous observation at distant locations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 113-121.
- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M., Delgado A. (1999). A Comparative Study on the Thermal Stability of LiF:Mg, Ti and LiF:Mg,Cu,P Detectors for Environmental Monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S. (2006a). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In *Atas do 10<sup>th</sup> 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 2<sup>nd</sup> European IRPA Congress*, Paris (França), maio 2006.
- Alves J.G., Abrantes J.N., Margo O., Rangel S., Santos L. (2004). Long-Term Stability of a TLD-Based Individual Monitoring System. *Radiat. Prot. Dosim.* 120, 1-4, 289-292.
- Amaral, E.M. (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. *Monografia* apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- Baskaran M. (2011). Po-210 and Pb-210 as atmospheric tracers and global atmospheric Pb-210 fallout: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 500-513.
- Basic Safety Standards (96/29 EURATOM, Tables A and B), 1996.
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioprotecção* 2: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, n° 191, 27<sup>th</sup> July 2000.
- Decreto-Lei n° 306/2007 de 27 de agosto (D.R. n°164, 1<sup>a</sup> Série). Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, procedendo à revisão do Decreto-Lei n°243/2001, de 5 de setembro, que transpôs para o ordenamento jurídico interno a Diretiva n° 98/83/CE, do Conselho. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M. (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- 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 ( $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$ ) 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  $^7\text{Be}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in coast of East China sea, Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 42, 5101-5109.
- EUR 23555 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2002-2003). Radiation Protection N° 143, ISBN 978-92-79-10405-3.

- EUR 23950 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2004-2006). Radiation Protection N° 161, ISBN 978-92-79-12984-1.
- Gomes A.R., Rodrigues F., Machado L., Sequeira M.M., Madruga M.J. (2005). Aplicação da Técnica de Troca Iónica à Determinação de Atividade Beta Residual em Amostras de Águas de Superfície. 4º Encontro Nacional de Cromatografia, Universidade de Évora, 12-14 de dezembro 2005.
- González-Gómez C., Azahra M., López-Peñalver J., Camacho-García A., Bardouni T., Boukhal H. (2006). Seasonal variability in <sup>7</sup>Be depositional fluxes at Granada, Spain. *Applied Radiation and Isotopes*, 64, 228-234.
- GRA\_PT\_01 (2009). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação interna UPSR/ITN.
- GRA\_PT\_02 (2009). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por cintilação líquida. Publicação interna UPSR/ITN.
- Heinrich P., Coindreau O., Grillon Y., Blanchard X., Gross P. (2007). Simulation of the atmospheric concentrations of <sup>210</sup>Pb and <sup>7</sup>Be and comparison with daily observations at three surface sites. *Atmospheric Environment*, 41, 6610-6621.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2009). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2008. Colección Informes Técnicos, 23.2009. Referencia INT-04.19, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-17708-2010.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2010). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2009. Colección Informes Técnicos, 28.2010. Referencia INT-04.24, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-28615-2011.
- 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.
- Hernandez F., Karlsson L., Hernandez-Armas J. (2007). Impact of the tropical storm Delta on the gross alpha, gross beta, <sup>90</sup>Sr, <sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K and <sup>137</sup>Cs activities measured in atmospheric aerosol and water samples collected in Tenerife (Canary Islands). *Atmospheric Environment*, 41, 4940-4948.
- ICRP (1996). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5- Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Publication N° 72, Vol 26, nº1.
- Ioannidou A., Papastefanou C. (2006). Precipitation scavenging of <sup>7</sup>Be and <sup>137</sup>Cs radionuclides in air. *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 121-136.
- ISO 5667-5 (1996). Water Quality-Sampling, Part 5- Guidance on Sampling of Drinking Water Used for Food and Beverage Processing, setembro 1996.
- ISO 9696 (2007). Water quality — Measurement of gross alpha activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2007.
- ISO 9697 (2008). Water quality — Measurement of gross beta activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2008.
- ISO/CD 11704 (2010). Water quality-Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water-Liquid scintillation counting method, julho 2010.

- Leppänen A-P, Usoskin I.G., Kovaltsov G.A., Paatero J. (2012). Cosmogenic  $^7\text{Be}$  and  $^{22}\text{Na}$  in Finland: Production, observed periodicities and the connection to climatic phenomena, *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 74, 164-180.
- LM\_PT\_01 (2009). Espetrometria gama com detectors HPGe. Publicação interna UPSR/ITN.
- Lopes I., Madruga M.J. (2009a). Application of Liquid Scintillation Counting Technique to Determine  $^{90}\text{Sr}$  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  $^{90}\text{Sr}$  in Portuguese Foodstuffs. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286: 335-340.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2007). Radiocésio, Radioestrôncio e Trítio em Águas de Superfície nos Rios Tejo e Zêzere. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.2, 624-630, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Lemos S., Machado L. (2007a). Determinação de Atividade de Estrôncio-90 em Leites. Avaliação da Dose de Radiação para a População Portuguesa. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.1, 141-147, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2008). *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007)*. Relatório DPRSN, Série A, nº32/2008, ISBN 978-972-8660-33-8. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Silva L., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2009a). Radiological Survey in Tejo River (Portugal). *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 171-176.
- Madruga M. J., Sequeira M.M., Gomes A.R. (2009b). Determination of Tritium in Waters by Liquid Scintillation Counting. In: *Advances in Liquid Scintillation Spectrometry*, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 353-359, *Radiocarbon*, The University of Arizona, USA.
- Madruga M. J., Gomes A. R., Silva L., Abrantes J., Pinhão N. (2009c). Estimate of Effective Dose to Portuguese Population from Artificial Radionuclides in Foodchain Products. *Radioprotecção* Vol II, Nº 14-15, 44-53.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M, Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2009d) *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008)*. *Internal Report* DPRSN, Série A, nº33/2009, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03, pp. 143.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M, Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M, Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G. Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., (2010) *Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009)*. *Internal Report* 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.
- NP 4362 (1997). Determinação da Concentração da Atividade em Trítio, Método de Contagem por Cintilação Líquida, setembro 1997.
- Oliveira J. M., Libânio A., Carvalho F. P. (2005). Radioactive Contamination of the North-Atlantic Monitored along the Portuguese Coast with Bio-indicators. Proceed. do “*First International Conference on Coastal Conservation and Management in the Atlantic and Mediterranean (ICCCM’05)*”, Tavira, Portugal, 17-20 April 2005, pp. 399-405. F.V.Gomes, F.T. Pinto, L. Neves, A. Sena and O. Ferreira (eds. FEUP, Universidade do Porto (ISBN 972-752-083-9).
- Pan J., Yang Y., Zhang G., Shi J., Zhu X., Li Y., Yu H. (2011). Simultaneous observation of seasonal variations of beryllium-7 and typical POPs in near-surface atmospheric aerosols in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 45, 3371-3380.
- Pereira M.F, Oliveira M., Saraiva M., Rangel S., Alves J.G. (2012). Avaliação da dose de radiação gama ambiental em Portugal com detetores TLD. 18a Conferência Nacional de Física, Aveiro (Portugal), setembro 2012.
- RIFE-15 (2010). Radioactivity in Food and the Environment, 2009. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2010.
- RIFE-16 (2011). Radioactivity in Food and the Environment, 2010. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2011.
- RIFE-17 (2012). Radioactivity in Food and the Environment, 2011. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2012.
- RIFE-18 (2013). Radioactivity in Food and the Environment, 2012. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2013.
- Rodrigues F., Gomes A. R., Sequeira, M. M., Madruga M.J., Machado L. (2007). Medidas de Atividade Beta total e Beta Residual nos Rios Tejo e Zêzere (2001 a 2005). In: Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento, Editores C. Borrego et al, Vol.4, 1516-1521, ISBN 978-972-789-230-3.
- STUK-B 117 (2010). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2009, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-572-3.
- STUK-B 132 (2011). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2010, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-621-8.

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

João Abrantes  
Lídia Silva  
Luís Portugal  
Marta Santos

### ***Bolseiros***

Alfredo Batista  
Ana Rita Gomes  
Eva Andrade  
Gonçalo Carvalhal  
Miguel 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.

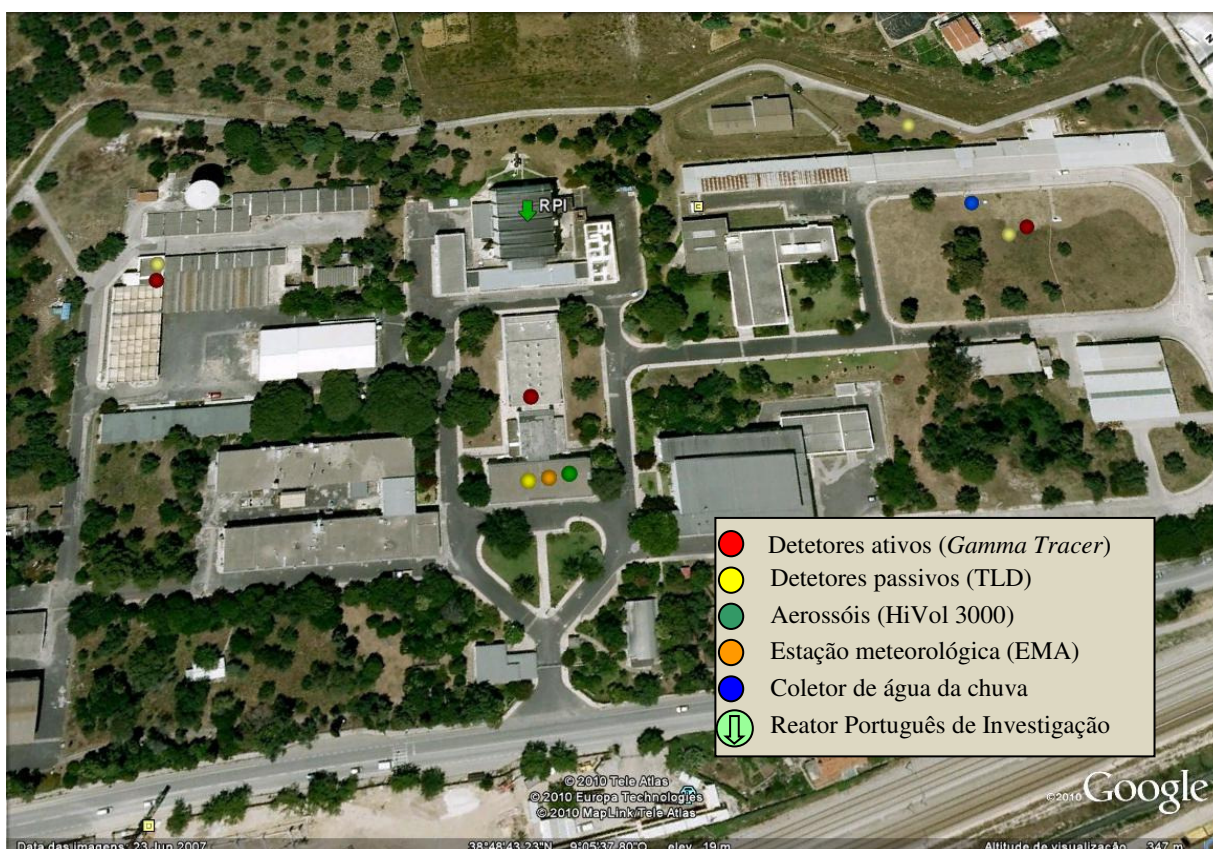


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



**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. Contrariamente ao ocorrido em 2011 devido ao acidente de Fukushima, durante o ano de 2012 não se detetaram vestígios de radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol, para além de uma baixa concentração de  $^{137}\text{Cs}$  ( $0,87 \pm 0,18 \mu\text{Bq m}^{-3}$ ) no mês de Março, associada a uma maior carga mássica de aerossol e consistente com fenómenos de ressuspensão observados todos os anos nos meses mais secos e ventosos. Não foram detetados quaisquer outros radionuclídeos indicadores de possíveis contaminações com origem em instalações situadas no interior do CTN.

### **II.2.2. Deposição Atmosférica**

#### ***II.2.2.1. Material e Métodos***

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

#### ***II.2.2.2. Resultados e Discussão***

Os valores de atividade específica,  $A$ , dos diferentes radionuclídeos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (*campus* do CTN), os respetivos fluxos mensais de deposição atmosférica e a sua evolução ao longo do ano de 2012 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.2 e I.4 e na Figura I.6 do Capítulo I. Os valores de precipitação foram obtidos através de uma estação meteorológica (EMA), instalada no telhado do edifício da Administração.

Os valores de atividade específica em radionuclídeos naturais e artificiais medidos em amostras de água da chuva colhidas no *campus* do CTN foram baixos ao longo de todo o ano e inferiores aos observados em 2011, continuando a verificar-se uma tendência de diminuição, consistente com a diminuição da precipitação anual acumulada. No caso do  $^{137}\text{Cs}$  os valores foram inferiores à atividade mínima detetável ao longo de todo o ano e, relativamente ao  $^{90}\text{Sr}$  apenas se registou um valor mensurável (mas próximo da atividade mínima detetável) no mês de Abril.

Os fluxos de deposição anuais obtidos para a atividade alfa total e atividade beta total ( $9 \text{ Bq m}^{-2}$  e  $14 \text{ Bq m}^{-2}$ , respetivamente) são idênticos aos registados no ano anterior ( $9 \text{ Bq m}^{-2}$  e  $15 \text{ Bq m}^{-2}$ , respetivamente), consistentes com a fraca precipitação acumulada ao longo do ano, sendo da mesma ordem de grandeza relativamente aos reportados por outros autores (Dueñas *et al.*, 2009).

## II.3. RADIOATIVIDADE EM SOLOS

### II.3.1 Material e Métodos

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

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

### II.3.2. Resultados e Discussão

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

Como se pode observar na Tabela, os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$  variaram entre  $4,8 \pm 0,6 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $8,7 \pm 0,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ , 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 ( $4,0 \pm 0,4 \text{ Bq kg}^{-1}$  a  $10,7 \pm 0,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ ).

Também à semelhança do ocorrido em 2011, os valores de atividade específica em  $^{131}\text{I}$  situaram-se, ao longo de todo o ano de 2012, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do CTN), verifica-se que os valores de atividade específica em  $^{137}\text{Cs}$  para o ano de 2012 variaram entre  $1,2 \pm 0,4 \text{ Bq kg}^{-1}$  e  $5,7 \pm 0,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ , correspondendo também a valores vestigiais. À semelhança do que se verificou para o ponto de amostragem situado no interior do *campus* do CTN, os valores da atividade específica em  $^{131}\text{I}$  foram sempre inferiores à atividade mínima detetável.

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

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

Data de colheita	<sup>235</sup> U	<sup>228</sup> Ra	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>7</sup> Be	<sup>131</sup> I
<b>Janeiro</b>	6 ± 2	48 ± 2	38 ± 2	71 ± 11	4,8 ± 0,6	566 ± 42	<4,2 (a)	<0,5 (a)
<b>Fevereiro</b>	<3,2 (a)	55 ± 3	47 ± 2	89 ± 13	7,4 ± 1,2	622 ± 49	<7,3 (a)	<0,7 (a)
<b>Março</b>	6 ± 2	52 ± 2	38 ± 2	67 ± 11	5,3 ± 0,8	593 ± 47	<5,5 (a)	<0,8 (a)
<b>Abril</b>	7 ± 2	44 ± 2	41 ± 2	79 ± 12	6,8 ± 0,8	595 ± 44	<4,2 (a)	<0,6 (a)
<b>Mai</b>	15 ± 3	55 ± 3	43 ± 2	75 ± 12	7,7 ± 0,9	634 ± 48	<5,7 (a)	<1,0 (a)
<b>Junho</b>	17 ± 3	53 ± 3	41 ± 2	98 ± 15	8,7 ± 0,9	620 ± 49	<8,1 (a)	<0,8 (a)
<b>Julho</b>	12 ± 2	60 ± 3	55 ± 3	107 ± 15	6,4 ± 0,8	666 ± 49	<5,8 (a)	<0,5 (a)
<b>Agosto</b>	<2,3 (a)	14 ± 1	13 ± 1	40 ± 7	<0,5 (a)	619 ± 47	<4,0 (a)	<0,6 (a)
<b>Setembro</b>	<2,7 (a)	41 ± 2	37 ± 2	58 ± 10	4,9 ± 0,6	490 ± 37	<3,8 (a)	<0,4 (a)
<b>Outubro</b>	5 ± 2	49 ± 2	37 ± 2	88 ± 13	4,8 ± 0,8	551 ± 43	<6,8 (a)	<0,5 (a)
<b>Novembro</b>	<2,4 (a)	44 ± 2	30 ± 2	100 ± 14	<1,2 (a)	598 ± 49	<6,4 (a)	<0,7 (a)
<b>Dezembro</b>	<2,9 (a)	19 ± 1	16 ± 1	34 ± 7	<0,8 (a)	956 ± 70	<9,3 (a)	<1,6 (a)
<b>Média ± σ (n=12)</b>	<b>&lt;6,8</b>	<b>44 ± 14</b>	<b>36 ± 12</b>	<b>76 ± 23</b>	<b>&lt;4,9</b>	<b>626 ± 113</b>	<b>&lt;5,9</b>	<b>&lt;0,7</b>

Atividade mínima detetável (a);

Tabela II.2 – Valores de atividade específica,  $A \pm 2\sigma$  (Bq kg<sup>-1</sup>), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* da Petrópolis

Data de colheita	<sup>235</sup> U	<sup>228</sup> Ra	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>137</sup> Cs	<sup>40</sup> K	<sup>7</sup> Be	<sup>131</sup> I
<b>Janeiro</b>	<2,1 (a)	30 ± 2	26 ± 1	79 ± 11	<1,2 (a)	552 ± 44	<5,4 (a)	<0,9 (a)
<b>Fevereiro</b>	<2,8 (a)	46 ± 2	33 ± 2	40 ± 8	1,2 ± 0,4	574 ± 43	<3,6 (a)	<0,7 (a)
<b>Março</b>	<2,3 (a)	21 ± 2	20 ± 1	77 ± 12	<0,8 (a)	559 ± 43	11 ± 4	<0,6 (a)
<b>Abril</b>	<1,4 (a)	15 ± 1	15,2 ± 0,4	47 ± 8	<0,7 (a)	562 ± 45	<5,9 (a)	<0,4 (a)
<b>Mai</b>	<2,3 (a)	42 ± 2	30 ± 1	40 ± 8	<0,7 (a)	579 ± 46	16 ± 5	<1,3 (a)
<b>Junho</b>	<3,0 (a)	32 ± 2	29 ± 2	113 ± 16	1,7 ± 0,6	540 ± 41	30 ± 5	<0,7 (a)
<b>Julho</b>	<2,5 (a)	29 ± 2	26 ± 2	89 ± 13	<0,9 (a)	640 ± 48	14 ± 4	<0,7 (a)
<b>Agosto</b>	<3,4 (a)	44 ± 2	35 ± 3	70 ± 11	5,7 ± 0,8	547 ± 41	<6,2 (a)	<0,5 (a)
<b>Setembro</b>	<2,6 (a)	30 ± 2	28 ± 2	100 ± 14	<0,8 (a)	606 ± 46	12 ± 4	<0,6 (a)
<b>Outubro</b>	<2,2 (a)	14 ± 1	12 ± 1	38 ± 7	<0,6 (a)	612 ± 47	<4,3 (a)	<0,4 (a)
<b>Novembro</b>	<1,8 (a)	12 ± 1	10 ± 1	22 ± 6	<0,5 (a)	597 ± 46	<3,8 (a)	<0,6 (a)
<b>Dezembro</b>	3,4 ± 1,3	31 ± 2	25 ± 1	51 ± 8	3,9 ± 0,5	366 ± 29	<2,7 (a)	<0,5 (a)
<b>Média ± σ (n=12)</b>	<2,5	29 ± 12	24 ± 8	64 ± 28	<1,6	561 ± 68	<9,6	<0,7

Atividade mínima detetável (a);

## II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

### II.4.1. Detetores Ativos

#### II.4.1.1. Material e Métodos

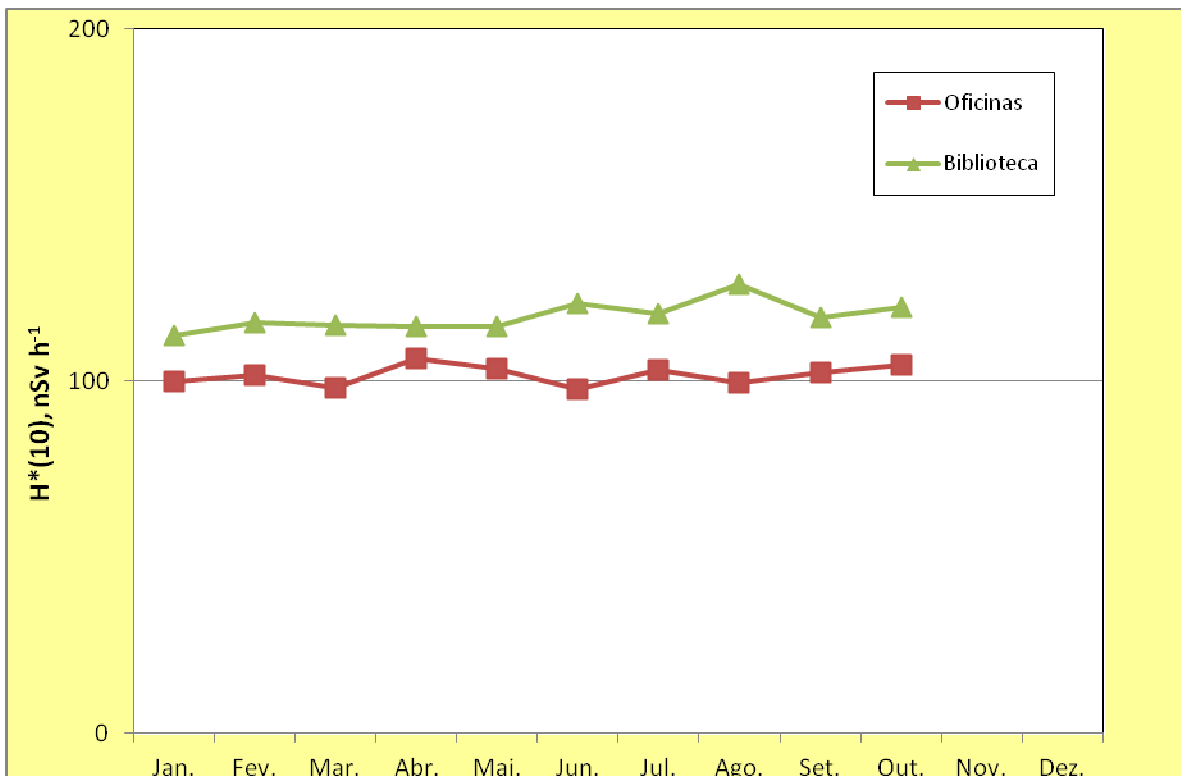
O controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do CTN, é efetuado através de um sistema *Shortlink* composto por três sondas *GammaTracer-XL* (instaladas em outubro de 2004) e por uma central de controlo. As sondas foram instaladas tendo em consideração a direção preferencial do vento relativamente à localização do RPI. Uma vez que os ventos predominantes sopram de Nordeste, as sondas estão localizadas a Sul (Biblioteca), Este (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 que permite o envio de dados para a central em ciclos de tempo ajustáveis. Possuem, ainda, uma memória interna que possibilita o armazenamento de dados, permitindo salvaguardar a informação caso ocorram falhas na comunicação via rádio. O sistema *Shortlink* é baseado no princípio de rádio unidirecional, ou seja, a sonda envia informação para a central sem receber qualquer tipo de confirmação, o que permite prolongar a vida das baterias. A distância máxima para a transmissão de dados é de 5 km. Para a programação e manutenção das sondas é utilizado um servidor de rede portátil, *DataGATE*, com uma porta de infravermelhos que estabelece a interface com um PC (Madureira & Portugal, 2006).

Cada sonda é constituída por dois detetores de radiação Geiger-Müller, cada um deles com um canal independente, tendo um maior sensibilidade para baixas doses e outro maior sensibilidade para altas doses, funcionando em simultâneo para doses intermédias. As sondas são sensíveis para uma gama de energias entre 45 keV e 2000 keV e para débitos de equivalente de dose ambiente na gama dos 10 nSv h<sup>-1</sup> aos 10 Sv h<sup>-1</sup>. Os valores de débito de equivalente 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<sup>-1</sup>, diminuindo a periodicidade de envio dos dados para cada 10 minutos. O segundo nível de alarme está definido para 1 µSv h<sup>-1</sup>, 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 2012, entre  $94 \text{ nSv h}^{-1}$  e  $157 \text{ nSv h}^{-1}$  no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca e entre  $88 \text{ nSv h}^{-1}$  e  $124 \text{ nSv h}^{-1}$  no ponto localizado junto às Oficinas. Os valores médios anuais foram, respetivamente,  $118 \pm 4 \text{ nSv h}^{-1}$  e  $102 \pm 3 \text{ nSv h}^{-1}$ . A sonda localizada junto ao LPSR não produziu resultados devido a problemas com a bateria. A ausência de resultados para as outras sondas a partir de novembro deve-se ao facto das mesmas terem sido enviadas para manutenção. Na Figura II.3 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2012.



**Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em  $\text{nSv h}^{-1}$ )**

Pode-se observar através do gráfico que, tal como ocorreu em 2011 e em anos anteriores, os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são muito próximos entre si e apresentam valores estáveis ao longo de todo o ano.

Em termos relativos, os resultados apresentados são consistentes com os obtidos através de detetores passivos, embora ligeiramente superiores. De qualquer forma, os valores do débito de equivalente de dose ambiente correspondem a valores



normais, compatíveis com os registados em anos anteriores, não indiciando a ocorrência de qualquer emissão accidental.

## **II.4.2. Detetores Passivos**

### **II.4.2.1. Material e Métodos**

Durante o ano de 2012, monitorizou-se a dose de radiação gama ambiental no Campus Tecnológico e Nuclear do IST na Bobadela em quatro pontos de medida, designados: Administração, Oficinas, LMRI e Anemómetro, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas medidas realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2005 a 2011). Os dosímetros foram colocados a um metro do plano de referência, em suportes que não oferecem resistência ao vento, construídos para o efeito: os dosímetros identificados como LMRI e Anemómetro estão posicionados a um metro do solo, enquanto nos outros dois locais de medida, se encontram a um metro sobre os terraços dos edifícios da Administração e das Oficinas. Nestes suportes, colocaram-se dois conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes ao períodos de integração mínimo e máximo, variando de 90 até cerca de 140 dias, fazendo coincidir o último conjunto avaliado em cada trimestre com o último dosímetro devolvido pelas estações de monitorização espalhadas no País. Em média, durante cada trimestre do ano, realizaram-se cerca de duas avaliações em cada ponto de medida.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no cartão Harshaw 8814 contendo dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) calibrado em termos da grandeza equivalente de dose ambiente  $H^*(10)$ . Os dosímetros foram lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 1999). Para cada período de integração, em cada ponto de medida, colocaram-se doze dosímetros, agrupados em três conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de integração; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração pretendido, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com

os dois conjuntos irradiados antes e depois do período de integração, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de integração (Alves *et al.*, 1999). Para cada medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados. Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respetivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram processados (lidos) também no mesmo dia em que foram removidos.

Os resultados que se apresentam neste relatório estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente,  $\dot{H}^*(10)$ , em unidades de nSv h<sup>-1</sup>.

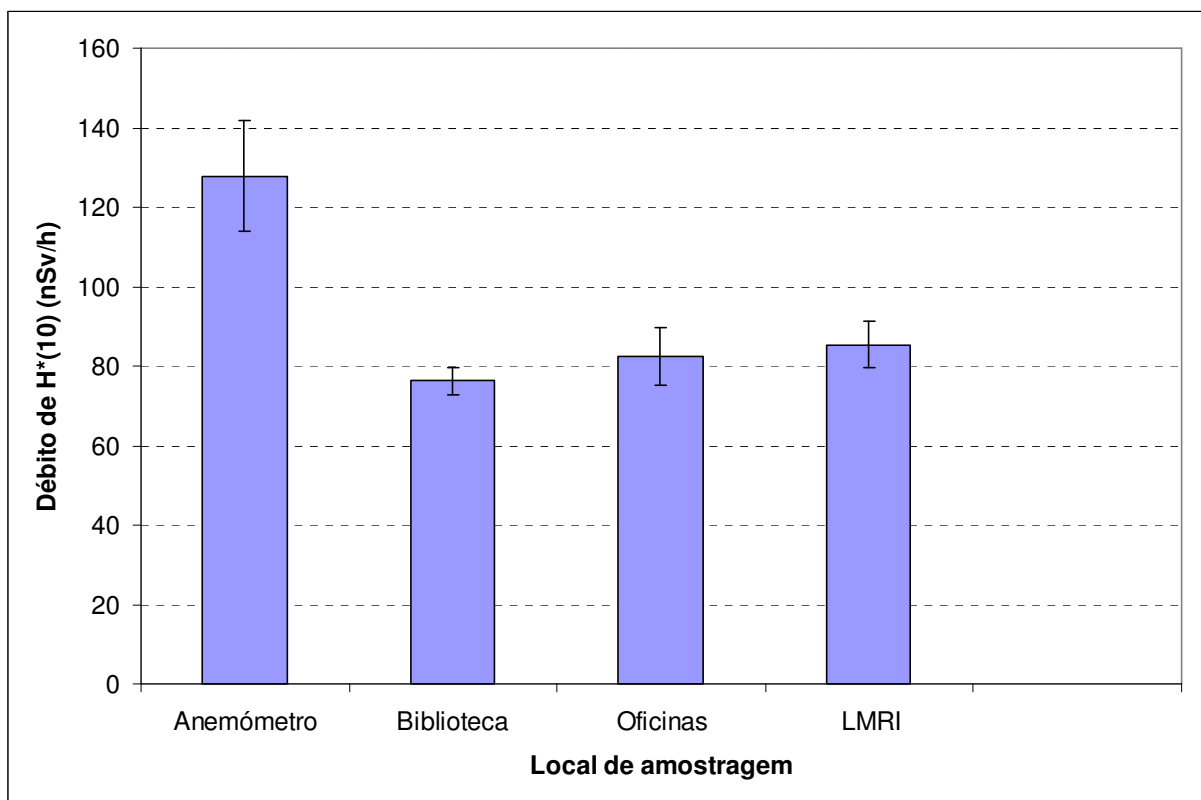
#### II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos localizados no Campus Tecnológico e Nuclear nos quatro trimestres de 2012, calculados a partir das medidas efetuadas. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão das leituras. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2012, calculados a partir dos valores trimestrais, bem como a respetiva incerteza, determinada considerando todas as medidas efetuadas. Estes valores estão também representados na Figura II.4.

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

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2012
Oficinas	92±6	75±12	81±4	82±5	82±7
Administração	79±5	72±9	75±14	79±5	76±4
LMRI	91±5	82±12	79±9	90±4	85±6
Anemómetro	146±10	119±5	116±12	130±4	128±14

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 no ponto Anemómetro são sistematicamente mais elevados. Tal como sugerido nos relatórios de anos anteriores, este último ponto de medida localiza-se próximo 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 locais (ponto LMRI e nos outros dois).



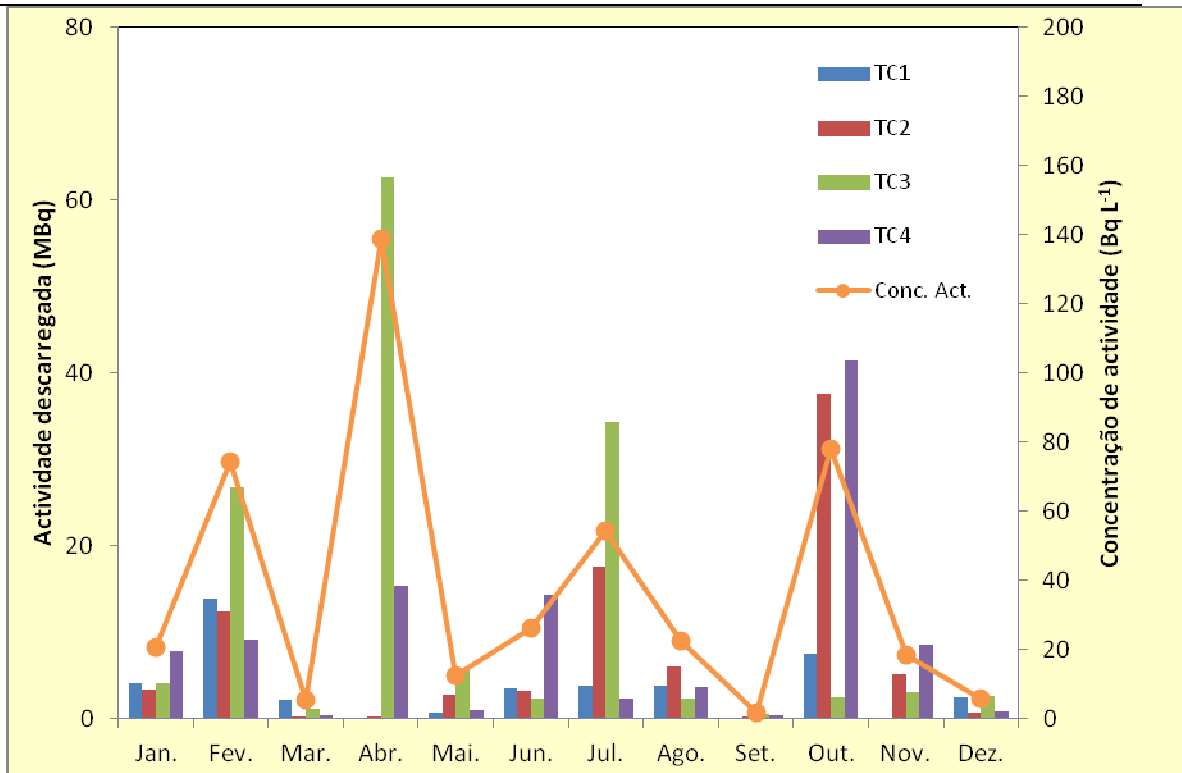
**Figura II.4 – Valores médios anuais para 2012 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv h<sup>-1</sup>)**

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são muito semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2005 a 2011). 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 2012, 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 GRRR. Na Figura II.5 são apresentadas as atividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de atividade total.



**Figura II.5 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2012 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.**

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2012 foi 384 MBq, da mesma ordem de grandeza da descarregada em anos anteriores (316 MBq em 2011 e 414 MBq em 2010). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC3 (148 MBq), ao contrário do ocorrido em 2011 em que o tanque TC4 apresentou o maior valor (179 MBq). Como se pode observar através da Figura II.5, a concentração de atividade variou entre 1,8 Bq L<sup>-1</sup> (no mês de Setembro) e 138,9 Bq L<sup>-1</sup> (no mês de Abril), tendo sido sempre inferior ao limite de descarga em vigor no CTN (740 Bq L<sup>-1</sup>).

## II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2012 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>131</sup>I e <sup>3</sup>H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da atividade mínima detetável ou em níveis sem significado do ponto de vista da proteção radiológica.

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

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

## **REFERÊNCIAS**

- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M. and Delgado A., (1999). A comparative study on the thermal stability of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P detectors for environmental monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A., (2006). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal).
- Amaral E.M., (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. Monografia apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M., (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves J., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A., (2008). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007). Relatório UPSR, Série A, nº32/08, ISBN 978-972-8660-33-8, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Santos L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A., (2009). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). Relatório UPSR, Série A, nº33/09, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Oliveira J.M, Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., (2010). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009). Relatório UPSR, Série A, nº37/10, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., F.P. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J.A. Corisco, I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, Y. Romanets, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva, A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, J. Melo, M. Pereira (2013). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). Internal Report LPSR, Série A, nº39/13, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.

Madureira, L., Portugal, L., (2006). Rede de Detecção de Radiação Gama Ambiente no ITN, Trabalho apresentado no âmbito do Mestrado em Engenharia Física Tecnológica – Segurança e Proteção Radiológica, IST.

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

### **III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO**

***Investigador***

Fernando P. Carvalho

***Técnicos Superiores***

João Maria Oliveira  
Margarida Malta





## III.1. OBJECTIVOS

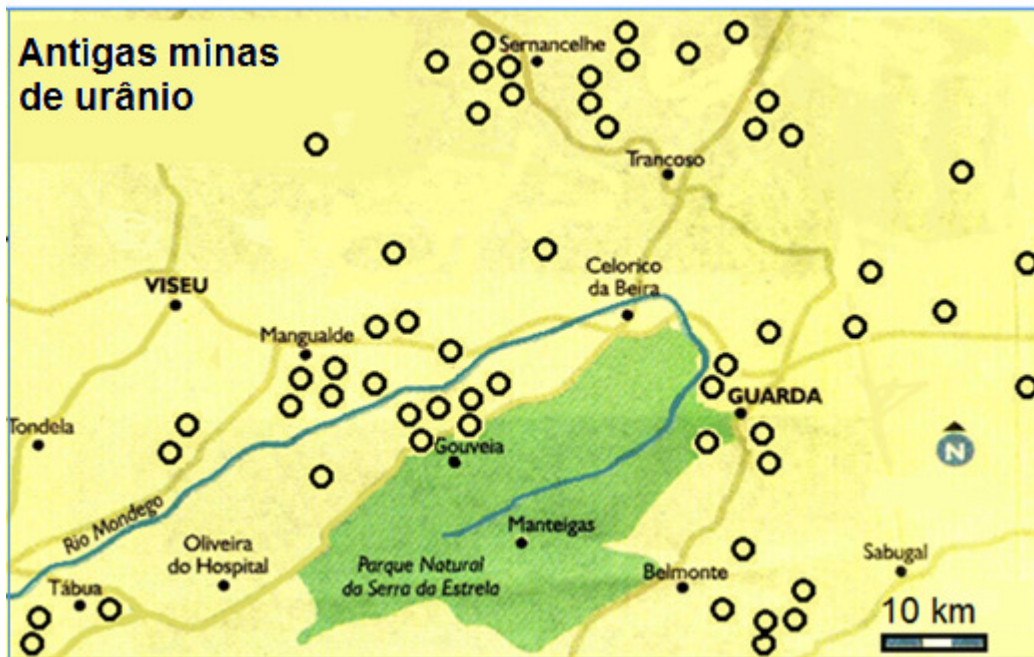
### III.1.1 Introdução

O programa de monitorização radiológica das zonas das antigas minas de urânio realizado pelo IST/LPSR, e anteriormente pelo ITN, 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 da radioatividade no ambiente nessas zonas, detetar eventuais 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.

Este programa 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 única criada pela EDM, sob a supervisão de uma Comissão de Acompanhamento da Concessão, instituída pelo Decreto-Lei 198A/2001 e integrando a representação de vários Ministérios. Mais tarde a EXMIN viria a ser extinta e a atividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros transferida para a EDM (Nero et al., 2005; Santiago Baptista, 2005).

Ao IST/LPSR incumbe agora «*proceder à vigilância ambiental na área de influência de explorações mineiras de minério radioativo, incluindo as fases de exploração, encerramento e requalificação*», conforme o estabelecido no Dec. Lei nº 165/2002, Artº14, alínea o). Para este efeito foi elaborado em 2006 e iniciado em 2007, um programa regular de monitorização radiológica ambiental na zona das antigas minas de urânio, procedendo-se à determinação das concentrações dos radionuclídeos da família do urânio no ambiente (Figura 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 da 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 do ITN neste domínio (Carvalho, 2011). Na realidade foi precedido de trabalhos de monitorização ambiental efetuados no decurso das duas décadas anteriores e, em particular, do trabalho de identificação e caracterização dos sítios com resíduos mineiros (projeto POR/4/015 intitulado “Assessment of Environmental Contamination Around Abandoned Uranium Mines for Environmental Remediation” financiado pela IAEA (2001-2003) (Carvalho 2003a; 2003b).



**Figura 1.** Mapa da região centro e localização das antigas minas de urânio (círculos).

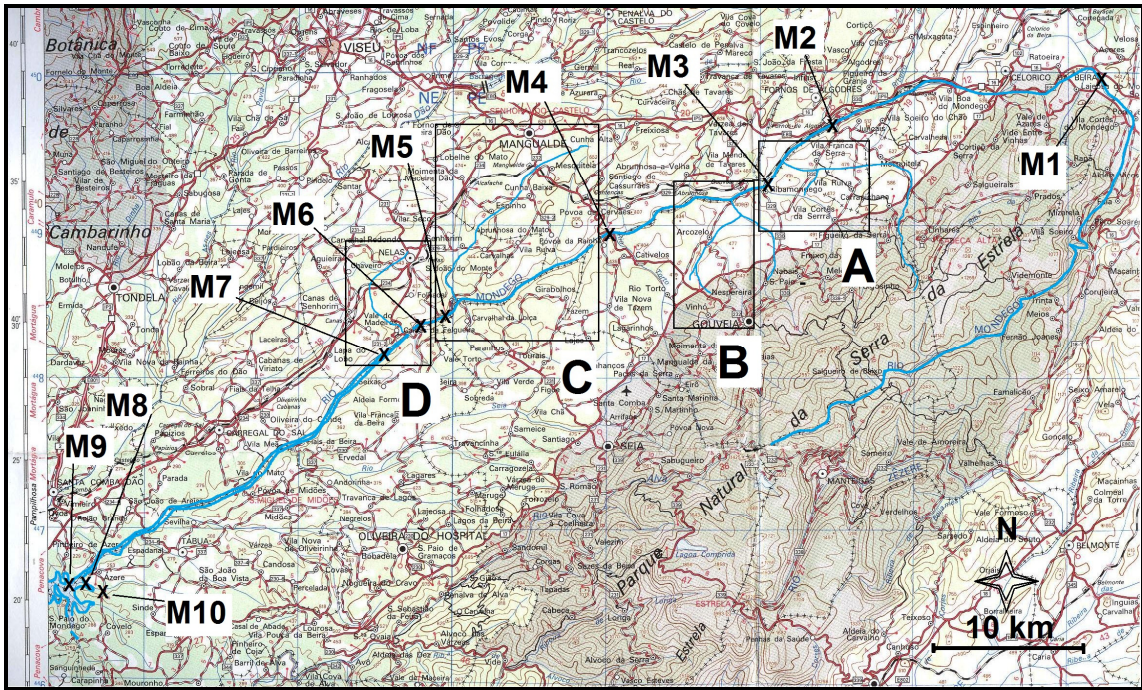
Seguiu-se a investigação efetuada no âmbito do Projeto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projeto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República n° 34/2001. O projeto “MinUrar” permitiu um estudo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

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluído 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 geotêxtil, 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 (Carvalho 2010a, 2010b).

### **III.1.2 Plano de monitorização executado em 2012**

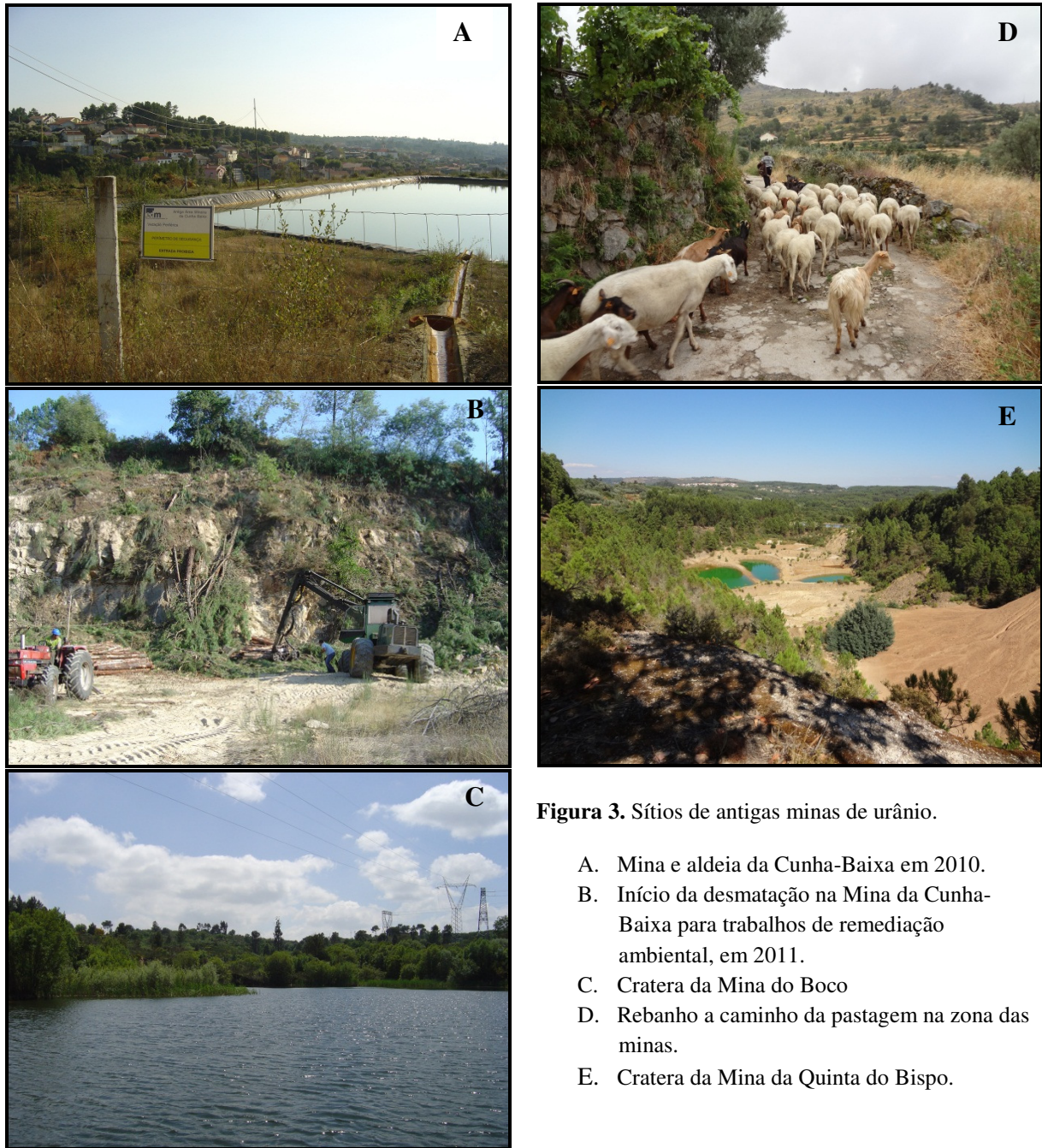
Em 2012 foi dada continuação à monitorização de áreas em que foram efetuados trabalhos de remediação ambiental, como Canas de Senhorim-Urgeiriça e Cunha Baixa, e outras áreas onde não foram iniciados trabalhos de remediação. Deu-se particular atenção à bacia hidrográfica do rio Mondego onde existem antigas minas de urânio e escombrelas em numerosos locais (Figura 2, Figura 3).



**Figura 2.** Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego desde a nascente até à Barragem da Aguieira. M1 a M10, estações de recolha de amostras ao longo do Mondego. A, B, C, D indicam as sub-bacias dos afluentes do Rio Mondego estudados com mais pormenor e que são Ribeira de Linhares, Ribeira do Boco, Ribeira do Castelo e Ribeira da Pantanha, respetivamente (ampliadas nas figuras seguintes).

Assim, incluíram-se no plano de monitorização de 2012:

- A) A sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira de Linhares, Ribeira do Boco, Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego,
- B) Pastagens e águas de rega na bacia da Ribeira do Boco, zona de Arcozelo da Serra (Concelho de Gouveia),
- C) Pastagens e águas de rega na bacia da Ribeira de Linhares, na zona de Ribamondego e Vila Cortês da Serra (Concelho de Gouveia),
- D) Gado ovino, leite e queijo da zona de Arcozelo da Serra, da zona de Vila Cortês da Serra, e de uma zona de referência na região, Vila Nova de Tazem.
- E) Água para consumo humano, refeições, aerossóis e radão na atmosfera em vários locais.



**Figura 3.** Sítios de antigas minas de urânio.

- A. Mina e aldeia da Cunha-Baixa em 2010.
- B. Início da desmatagem na Mina da Cunha-Baixa para trabalhos de remediação ambiental, em 2011.
- C. Cratera da Mina do Boco
- D. Rebanho a caminho da pastagem na zona das minas.
- E. Cratera da Mina da Quinta do Bispo.

## **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.

Nas bacias hidrográficas do Rio Mondego e afluentes selecionados procedeu-se à recolha de sedimentos do leito e água dos ribeiros e rios. Nalgumas zonas de antigas minas de urânio procedeu-se à amostragem de escombros mineiros, e à medição da dose de radiação ambiente com um monitor portátil Thermo Scientific FH-40. Recolheram-se amostras de solos agrícolas e de pasto nas zonas de pastagem dos rebanhos de ovinos. Procedeu-se ainda à monitorização de aerossóis na zona da Urgeiriça e de radão atmosférico na Cunha Baixa bem como à análise de águas das redes públicas amostradas em várias localidades destas regiões (Figura 2).

Foram analisados tecidos e órgãos internos de ovelhas de rebanhos de Arcozelo da Serra pastando na zona da Mina do Boco, de Vila Cortês da serra pastando na zona da Mina do Castelejo, e de Vila Nova de Tazem, onde não há minas de urânio e com a finalidade de servir de referência.

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

### **III.2.2. Preparação e análise das amostras**

As amostras de água de linhas de água e poços foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0,45 µm de poro para a análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram acidificadas com HNO<sub>3</sub> a pH < 2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura 4).

As amostras de solos e de escombros mineiros foram secas a 60°C, e peneiradas através de crivos com 63 µm de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração inferior a 63 µm para as análises. As poeiras em suspensão no ar de superfície (1,5 m acima do solo) foram recolhidas com amostradores de ar de grande caudal (Andersen) e filtros de microfibras de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras no ar

(Figura 4). As amostras de alguns produtos silvestres disponíveis nas zonas das minas, tais como cogumelos e medronhos, foram lavadas como se faria para consumo e, seguidamente, liofilizadas para análise dos radionuclidos.

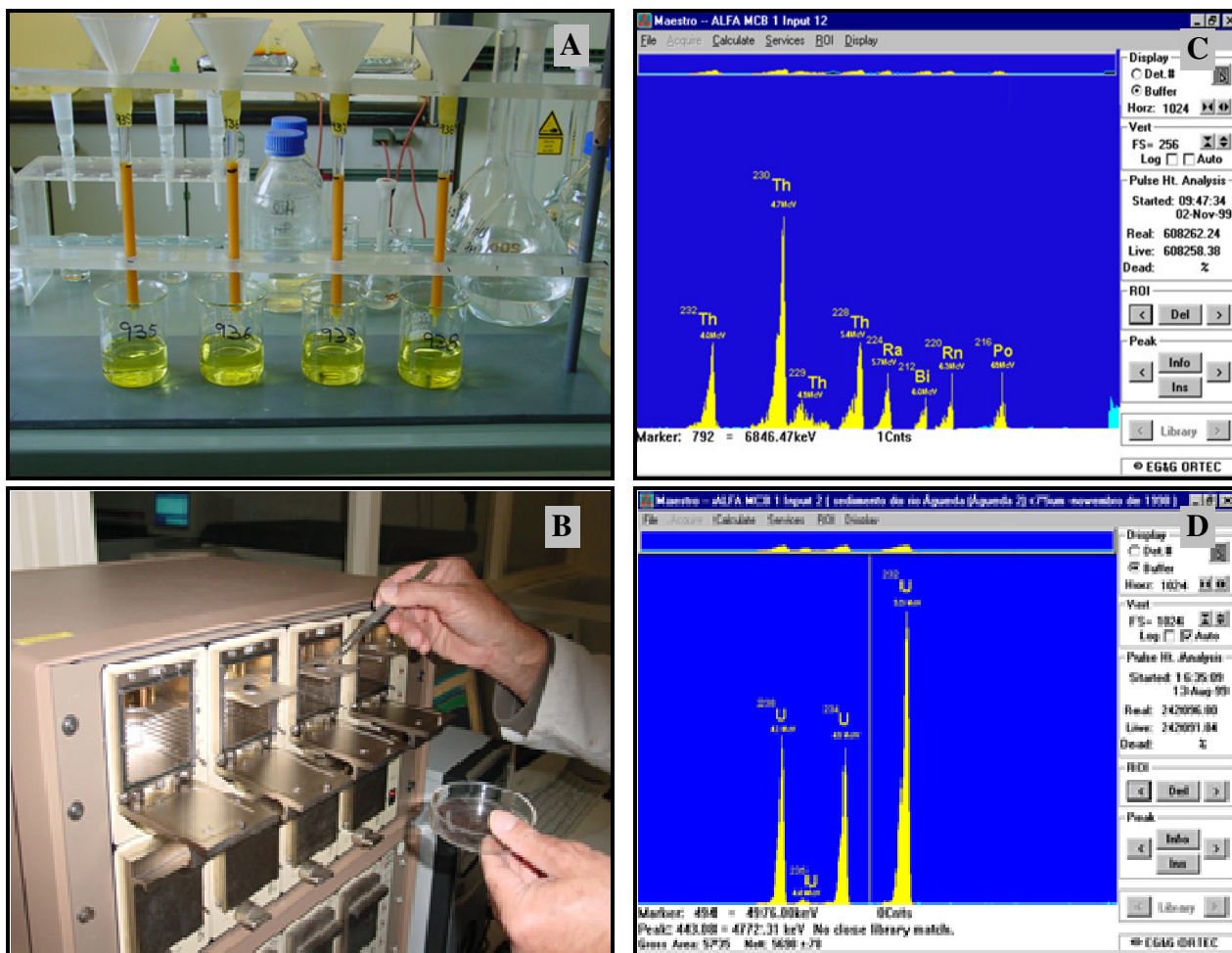


**Figura 4.** Aspectos da amostragem no terreno. A, Filtração das amostras de água no local da colheita. B, Filtros com a matéria em suspensão. C, Amostrador de aerossóis.

### III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclidos

Após homogeneização, das amostras foram retiradas alíquotas para análise às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar ( $^{232}\text{U}$ ,  $^{229}\text{Th}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{209}\text{Po}$  e  $\text{Pb}$  estável). Os radioelementos a analisar são o  $^{232}\text{Th}$ , progenitor da série do Tório, os isótopos do urânio e os principais radionuclidos da família do urânio, ou seja, descendentes do  $^{238}\text{U}$  ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ) que mais contribuem para a dose de radiação, e que na maioria são emissores alfa. Procedeu-se à dissolução total das alíquotas em  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{HF}$ , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos foram electrodepositados em discos metálicos, de aço ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detectores de barreira de superfície e implantados (PIPS), utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de

espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira, 2007) (Figura 5).



**Figura 5.** Análise de radionuclidos 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.

A determinação em contínuo da concentração de radão ( $^{222}\text{Rn}$ ) no ar de superfície foi efetuada com analisadores de detector de silício de barreira de superfície colocados a 1,5 m acima do solo, sob alpendres e no interior de casas de habitação nas proximidades das escombreyras da mina da Cunha-Baixa, na povoação com o mesmo nome. A amostragem de poeiras foi efetuada no centro da povoação de Cunha Baixa, no terreno da casa paroquial.

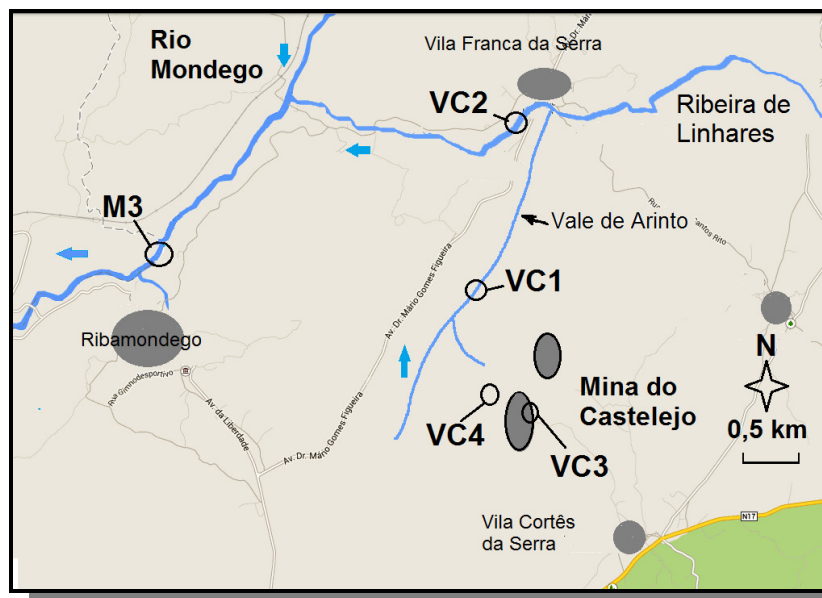
O controlo de qualidade analítica destas técnicas foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações conhecidas e através da participação em exercícios de inter-comparação laboratorial periodicamente organizados pela Agencia Internacional de Energia Atómica (IAEA) e pelo Institute of Reference Methods and Materials (IRRM) do Joint Research Centre da EU (Pham et al, 2006; Richter et al., 2006; Povinec et al, 2007; Carvalho and Edge, 2013).



### III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

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

A Ribeira de Linhares situada na margem esquerda do rio Mondego e no concelho de Gouveia, drena uma importante área onde se localizam as antigas minas de urânio do Castelejo (Figura 6).



**Figura 6.** Ribeira de Linhares, e amostragem na zona de Vila Cortês da Serra e Ribamondego (Zona A na Figura 2).

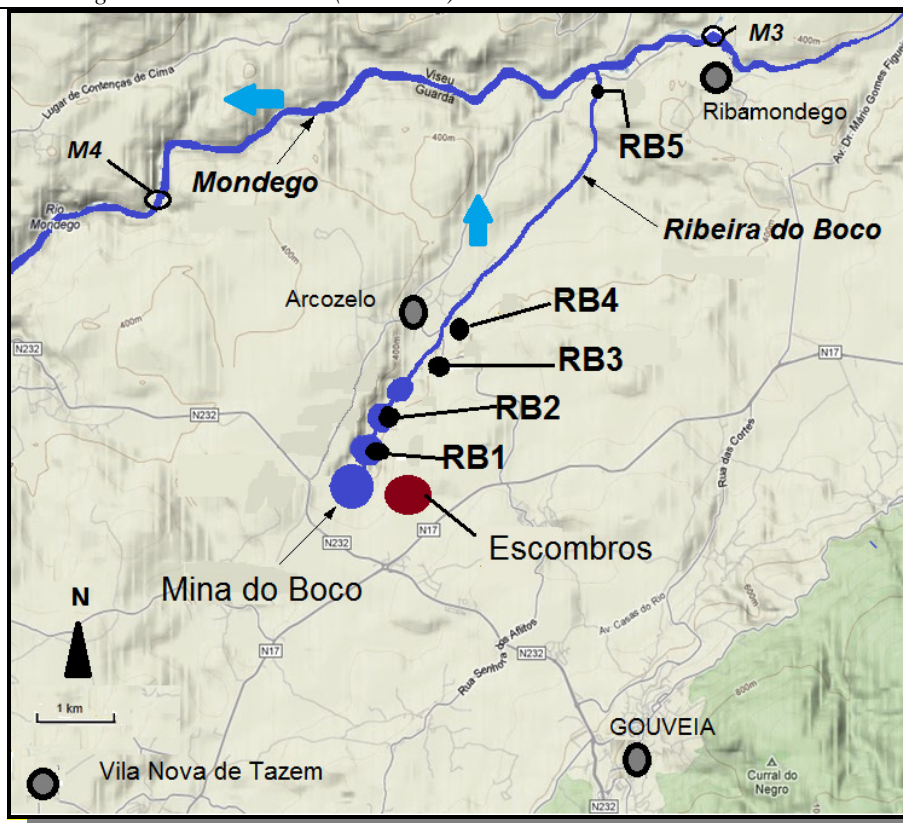
Estas minas estão encaixadas na serra, foram exploradas a céu aberto, tendo ficado duas importantes crateras e uma escombreira de volume considerável que testemunham a importante atividade mineira passada. A cratera do lado Norte transformou-se numa lagoa permanente, enquanto a cratera do lado Sul também invadida pelas águas, tem sido repetidas vezes esvaziada para se proceder à neutralização de águas ácidas. Durante vários anos e até 2002 uma estação de tratamento das águas ácidas e contaminadas da cratera sul esteve em operação intermitente. As lamas resultantes da neutralização destas águas de mina eram decantadas em tanques escavados no local (bacias de decantação), e transferidas para bacias de evaporação do lado Oeste da cratera. As águas não tratadas (“overflow”) e as águas tratadas, juntamente com escorrências superficiais das bacias de lamas, fluem para Oeste descendo pela encosta e por infiltração até à linha de água de Vale do Arinto, uma linha de água sazonal que corre de Vila Cortês da Serra para Norte juntando-se à Ribeira de Linhares antes de esta descarregar no Rio Mondego. Nas courelas formadas

por aluvião ao longo do Vale de Arinto existem vários poços de irrigação que recebem a drenagem e infiltração da Mina do Castelejo. As análises de água filtrada e matéria em suspensão amostradas nesta linha de água não mostraram contaminação radioativa apreciável acima de valores que podem ser considerados valores do fundo radioativo da região. Ou seja, o percurso das escorrências da mina do Castelejo encosta abaixo fornece, aparentemente, uma filtração natural à água da mina. Esta, por sua vez, na atualidade já não é muito contaminada pois houve renovação da água das crateras mineiras e neutralização efetuada durante vários anos. As concentrações de radionuclidos nas lamas das bacias de evaporação (VC#4, Tabela 4) foram de  $13403 \pm 694$  Bq/kg de  $^{238}\text{U}$ , e de  $49,0 \pm 1,3$  mBq/L na água da cratera mineira (VC#3). Os valores mais elevados na água de Vale do Arinto foram  $37,1 \pm 1,0$  mBq/L para  $^{238}\text{U}$  (Tabela 1).

A Ribeira do Boco, afluente da margem esquerda do rio Mondego e situada no concelho de Gouveia, tem a nascente na cratera da antiga mina de urânio designada por Mina do Boco, corre para norte atravessando três outras crateras adicionais da antiga exploração mineira, e irriga as courelas de Arcozelo da Serra, antes de se juntar com a Ribeira de S. Paio e confluírem no Mondego. A bacia desta Ribeira do Boco tem importantes campos de cultivo, atualmente usados para pastagem de rebanhos de ovinos dando suporte ao fabrico de queijo na região (Figura 7).

Junto à cratera mineira principal está situada a escombreira de resíduos mineiros com um volume estimado em cerca de  $30\,000\text{ m}^3$ . A escombreira está situada no ponto mais alto do terreno e as chuvas originam o arrastamento de materiais contaminados com as escorrências que fluem para a cratera mineira e para a Ribeira do Boco.

A Ribeira do Boco foi amostrada em Maio, quando o caudal era muito reduzido, e de novo em Novembro, quando o caudal era abundante devido às chuvas do Outono. O caudal elevado correspondeu a concentrações mais baixas de todos os radionuclidos na fase solúvel e também na matéria em suspensão, possivelmente devido a diluição originada pelo importante caudal da ribeira e pelas partículas do solo arrastadas pelas chuvas recentes. As concentrações dos radionuclidos na água, matéria em suspensão e sedimentos do leito são apresentadas nas tabelas 1, 2 e 3.



**Figura 7.** Ribeira do Boco e amostragem na zona de Arcozelo da Serra (Zona B na Figura 2).

A taxa de dose de radiação ambiente sobre a escombreira de resíduos atingiu os 1130 nGy/h e era de cerca de 340 nGy/h nos terrenos circundantes da cratera. As concentrações de radionuclídeos nos materiais da escombreira (escombros RB#0) são elevadas e, por exemplo, para o  $^{226}\text{Ra}$  foram de  $2096 \pm 180$  Bq/kg, sendo no presente apenas 2/3 da atividade do  $^{238}\text{U}$ , indicando assim que 1/3 da atividade de  $^{226}\text{Ra}$  foi já lixiviada pelas chuvas (Tabela 4). Naturalmente que os materiais da escombreira têm concentrações mais elevadas que os terrenos a jusante no leito e nas margens da ribeira (Tabela 4).

A Ribeira do Boco ao travessar os aluviões do troço médio do seu percurso alimenta vários poços superficiais de rega das courelas. A infiltração da água da ribeira e percolação pelos terrenos de aluvião facilita a dissolução de radionuclídeos dos sedimentos ali acumulados durante os anos de operação da mina de urânio do Boco. Assim, a água de poços situados na margem e a pouca distância da ribeira e coando esses lixiviados, apresentou concentrações mais elevadas que a água da ribeira (Tabela 1).

O funcionamento de um areeiro nas crateras da mina do Boco nos anos 90 e início da década de 2000, efetuando lavra e lavagem (crivagem de areão) terá contribuído para as concentrações mais elevadas nos terrenos e na água dos poços de

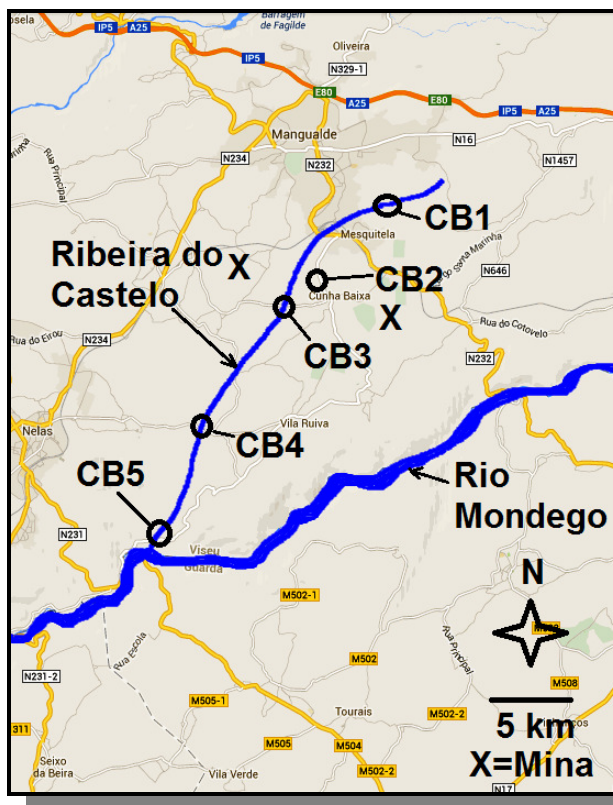
irrigação nestes aluviões da ribeira. O pasto recolhido nesses campos, pasto natural e azevém plantados para alimentação de rebanhos de ovinos, apresentaram concentrações de radionuclidos acima de valores medidos no pasto de uma zona escolhida como referência, em Vila Nova de Tazem, devido à acentuada transferência de radionuclidos do solo para as plantas, em especial do  $^{226}\text{Ra}$  e do  $^{210}\text{Pb}$  (Carvalho et al, 2013)

Com a colaboração dos Serviços de Veterinária da região centro tivemos acesso a amostras de órgãos de três ovelhas criadas na zona da Ribeira do Boco, e outras três ovelhas da zona de Vila Nova de Tazem (Tabelas 6 a 9).

Os resultados das análises destes órgãos internos (fígado, encéfalo, rim, músculo) mostraram que há uma maior concentração de radionuclidos nas ovelhas da Ribeira do Boco (Tabela 7) Estas concentrações refletem a transferência de radionuclidos dos solos para o pasto e do pasto, por ingestão, para os tecidos dos ovinos, como se apresentará em detalhe mais adiante.

A Ribeira do Castelo (Figura 8) é afluente da margem direita do Rio Mondego e recebe as linhas de água de drenagem das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo. Tomou-se como estação de referência a zona das hortas da povoação Mesquitela CB1 (Tabela 1) a montante das minas. Aqui as concentrações eram típicas para a região, por exemplo com valores de concentrações de atividades de  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$  respetivamente de  $22,8 \pm 0,7$  mBq/L e  $29,6 \pm 2,6$  mBq/L. A linha de água da mina da Cunha Baixa (CB#2) apresentou valores elevados de radionuclidos na fase solúvel e na matéria em suspensão, por exemplo, com concentrações de atividades na fase solúvel de  $2350 \pm 118$  mBq/L e  $249 \pm 17$  mBq/L para  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$ , respetivamente.

Em CB#3, após confluência das linhas de água da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, os valores eram substancialmente mais baixos devido à grande diluição na água da Ribeira do Castelo que na altura da amostragem corria com caudal muito elevado devido às chuvas das semanas anteriores. As concentrações dos radionuclidos na água filtrada e na matéria em suspensão decresceram gradualmente para jusante. Junto à Povia de Luzianes (CB5), pouco antes da confluência com o Rio Mondego, essas concentrações eram apenas um pouco mais elevadas que na estação de referencia CB1 (Tabela 1).



**Figura 8.** Ribeira do Castelo e amostragem na zona da Cunha Baixa (Zona C na Figura 2).

A Ribeira da Pantanha (Figura 9) é também afluente da margem direita do Rio Mondego, tem a nascente perto de Nelas e atravessa a zona da antiga mina de Valinhos e das escombreiras da Urgeiriça, entre a Barragem Velha e a Barragem Nova, confluindo no Rio Mondego em Caldas da Felgueira, a cerca de 7 km de distância da Urgeiriça. Analisaram-se amostras de três locais apenas, pois na altura da amostragem a Ribeira da Pantanha estava fortemente poluída pela descarga de efluentes industriais químicos da fábrica Borgstena, situada perto de Valinhos, conferindo mau cheiro, espuma e cor intensa à água da Ribeira da Pantanha. Apesar disso foram analisadas algumas amostras. Verificou-se, tomando como estação de referência RP1 localizada a montante de Valinhos, que as concentrações de radionuclídeos aumentaram extraordinariamente na zona das «Barragens» da Urgeiriça, por exemplo cerca de 20 vezes acima do valor medido na estação de referência para o urânio dissolvido, e foram ainda mais elevadas nas Caldas da Felgueira. O aumento de concentrações na Ribeira da Pantanha foi observado tanto na fase solúvel como na matéria em suspensão. Os sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha apresentaram valores muito elevados devido a radionuclídeos acumulados durante as décadas de descarga de efluentes das instalações da Urgeiriça (Tabelas 1, 2 e 3).



**Figura 9.** Ribeira da Pantanha e amostragem na zona de Canas de Senhorim-Urgeiriça (zona D na Figura 2).

No Rio Mondego a amostragem foi efetuada desde a cabeceira do rio, na Lageosa do Mondego, até ao regolfo da Barragem da Aguieira (Figura 2). Na altura da amostragem, com caudal elevado, as concentrações dos radionuclidos na fase solúvel apresentaram variações de pequena amplitude entre as várias estações de amostragem. Por exemplo, a concentração de actividade do urânio ( $^{238}\text{U}$ ) dissolvido variou entre 9,1 mBq/L e 10,2 mBq/L e a do  $^{226}\text{Ra}$  entre 4,0 mBq/L e 15,4 mBq/L. A descarga das várias ribeiras afluentes não introduziu alterações drásticas na fase solúvel e na matéria em suspensão do rio, em virtude de se diluírem no maior volume das águas do rio Mondego. Em anos anteriores, com amostragens efectuadas em período de fraco caudal no Mondego, observaram-se concentrações mais elevadas resultantes das descargas dos afluentes.

Algumas crateras mineiras existentes na bacia do rio Mondego apresentaram no entanto volumes importantes de águas radioativas acumuladas, como por exemplo a Quinta do Bispo e a Mina de Mondego Sul, onde as concentrações atingem valores muito elevados. Por exemplo, as concentrações de actividades de  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$  na água acumulada na cratera da mina Mondego Sul foram  $868\pm 42$  mBq/L e  $443\pm 34$  mBq/L respetivamente.

Os sedimentos do leito do Mondego, que são mais persistentes que a água do rio, mostram ainda traços das descargas mineiras do passado. Na estação M7 a jusante da descarga da Ribeira da Pantanha foi perceptível o aumento das concentrações devido às descargas de efluentes das instalações da Urgeiriça. Na barragem da Aguieira, perto da mina Mondego Sul (M#8) há um incremento que pode ser devido à composição destes terrenos perto do local mineiro. No regolfo da Barragem, sítio da Senhora da Ribeira, os valores foram mais baixos, sendo a atividade específica de  $^{238}\text{U}$  de  $143\pm 6$  Bq/kg (Tabela 4).

#### **B) Pastagens e águas de rega na bacia da Ribeira do Boco, zona de Arcozelo da serra (Concelho de Gouveia)**

Os resultados para as concentrações de radionuclídeos nos resíduos de minas, solo agrícola, sedimentos do leito e amostras de água recolhidos em 2012 na bacia hidrográfica da Ribeira do Boco são apresentados na Tabela 4. As concentrações de radionuclídeos no pasto, leite e queijo da área do Boco e de uma área de referência na região, perto de Vila Nova de Tazem, são apresentadas nas Tabelas 5 e 10. Concentrações de radionuclídeos em órgãos internos e tecidos de ovinos crescidos na área de fluxo de Boco, juntamente com os resultados de radionuclídeos em ovinos da zona de referência são incluídos nas Tabelas 6 a 9.

Os resíduos da mina de urânio do Boco contêm concentrações elevadas de radionuclídeos da família do urânio, muito mais elevadas do que as concentrações típicas em solos da região (Tabela 4). Esses resíduos estão sobretudo acumulados numa escombreira de cerca de  $30\,000\text{ m}^3$  de areia e cascalho contaminados, localizada no topo da colina. Como a escombreira está descoberta e exposta à intempérie, é uma fonte de materiais contaminados e radionuclídeos lixiviados que são transportados pelo escoamento superficial para as crateras mineiras e para a Ribeira do Boco.

Os solos agrícolas dos terraços aluviais da Ribeira do Boco (RB#3), têm concentrações de radionuclídeos semelhantes e até mesmo superiores aos sedimentos presentes nas crateras mineiras. Isto sugere que no passado, os terraços aluviais receberam descargas importantes de águas da mina contendo materiais com urânio e descendentes. Assim, estes aluviões têm hoje concentrações mais elevadas que os solos de referência da região (Tabela 4).

As águas dos poços das hortas ao longo da ribeira do Boco apresentaram concentrações mais elevadas que a água da Ribeira. Esta contaminação provém, muito provavelmente, dos terrenos contaminados circundantes.

A Ribeira do Boco representa ainda hoje uma fonte de radionuclídeos de série de urânio para o Rio Mondego, conforme revelado pelas concentrações de radionuclídeos na água do Mondego, em Ribamondego (M#3) e M#4 (Tabela 1).

O pasto da área aluvial apresentou concentrações altas de rádio ( $^{226}\text{Ra}$ ) variando a actividade específica de  $3210 \pm 201$  mBq/kg a  $7809 \pm 566$  mBq/kg (peso fresco), e mais elevadas que em pastagens da zona de referência. Um aumento de radioatividade semelhante foi observado também para outros radionuclídeos na pastagem do Boco (Tabela 5). Os radionuclídeos no leite de ovelha da área Boco também foram mais altos do que no leite de ovelha da área de referência e isso refletiu-se também no queijo (Tabela 5).

No pasto da zona da Ribeira do Boco e da zona de referência em V.N. Tazem, as concentrações de rádio ( $^{226}\text{Ra}$ ) foram geralmente mais elevadas do que as concentrações de outros radionuclídeos. Já anteriormente fora relatado para produtos agrícolas recolhidos junto de outras minas de urânio que o fator de transferência (TF) solo-planta para o rádio é cerca de  $10^{-2}$ , enquanto outros radioelementos, tais como urânio, tório, polónio e chumbo apresentam valores de TF inferiores e variando entre  $10^{-3}$  a  $10^{-4}$  indicando que são menos transferidos dos solos para as plantas. Estes valores de TF situam-se na faixa de valores relatados na literatura de outros países. A actividade específica de rádio acumulado no pasto da zona da Ribeira do Boco foi também mais elevada em comparação com o rádio acumulado pelo pasto da zona de referência. As condições particulares da Ribeira do Boco em que ao longo de anos decorreu a dissolução de rádio da matriz de rocha do minério e dos resíduos na escombreira, seguida de transporte e deposição deste radioelemento nos solos aluviais, possivelmente colocaram este radioelemento nos solos das pastagens numa forma química mais disponível para acumulação pelas plantas em comparação com o rádio presente no solo da área de referência (Carvalho et al., 2013).

### **C) Pastagens e águas de rega na bacia da Ribeira de Linhares, zona de Ribamondego e Vila Cortês da serra (Concelho de Gouveia)**

A linha de água do Vale de Arinto, afluente da Ribeira de Linhares, tem há décadas a influência das descargas da Mina do Castelejo. Os solos das courelas ao longo dessa linha de água (VC#1) apresentaram actividades específicas de  $1729 \pm 56$  Bq/kg  $^{238}\text{U}$  (Tabela 4), que são significativamente mais elevadas que o solo de referência de V.N. Tazem, com  $327 \pm 11$  Bq/kg de  $^{238}\text{U}$ . O pasto da mesma zona (VC#1) embora



analisado apenas para os radionuclídeos  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$ , apresentou concentrações também muito mais elevadas que o pasto de V.N. Tazem (Tabela 5).

#### **D) Gado ovino, leite e queijo das zonas de Arcozelo da Serra, de Vila Cortês da Serra e da zona de referência Vila Nova de Tazem**

Os radionuclídeos contidos no pasto e na água de beber consumidos pelo gado estão na origem da acumulação observada nos órgãos internos dos animais. O consumo de carne, leite e queijo da região serão vias potenciais de transferência dos radionuclídeos dos resíduos mineiros para os seres humanos. Por esta razão procedeu-se à análise de radionuclídeos em tecidos de ovelhas provenientes de rebanhos de três zonas: um rebanho de Arcozelo da Serra, que pastava habitualmente nas margens da Ribeira do Boco e perto da Mina do Boco, um rebanho de Vila Cortês da Serra que pastava na zona das minas do Castelejo, e para comparação um rebanho de Vila Nova de Tazem, zona onde não houve minas de urânio. Os resultados individuais, para três exemplares de ovinos de cada sítio, estão nas Tabelas 6 a 9. A Tabela 9 resume estes resultados apresentando os valores médios e o desvio padrão para os exemplares dos três locais.

Em cada um dos grupos observaram-se diferenças significativas nas concentrações de radionuclídeos entre os vários órgãos internos. De um modo geral as concentrações de todos os radionuclídeos foram mais elevadas nos rins e no fígado, que no tecido muscular e encéfalo. O tecido ósseo (fémur) apresentou as concentrações mais altas de  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$ . Os órgãos relacionados com o aparelho digestivo e órgãos excretórios, tais como o fígado e rins respetivamente, apresentaram elevada concentração de  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$ , em relação ao tecido muscular, o que é o padrão normal de distribuição deste radionuclídeo em animais, incluindo os seres humanos. Essa distribuição diferenciada entre órgãos foi observada também nas ovelhas da área de referência, apesar de as concentrações de radionuclídeos serem geralmente mais baixas que nos animais das zonas mineiras.

As concentrações dos radionuclídeos determinadas nos três grupos de animais apresentaram diferenças significativas. Para os tecidos e órgãos homólogos, os animais de Arcozelo e de Vila Cortês apresentaram concentrações mais elevadas que os do grupo de referência de VN Tazem, sendo mais elevadas especialmente no fígado e rins.

Os resultados indicam que os radionuclídeos mais absorvidos e acumulados em órgãos internos foram o  $^{210}\text{Pb}$ , o  $^{210}\text{Po}$  e  $^{226}\text{Ra}$ . As concentrações de urânio e tório em órgãos internos de ovelhas e também no leite de ovelha, refletem a geralmente baixa eficiência de absorção do intestino para estes últimos radionuclídeos. Em contraste com

isto, a absorção por via digestiva do rádio e polónio foi muito mais elevada que a do urânio e tório como geralmente sucede em mamíferos.

As concentrações dos radionuclidos nos tecidos e órgãos das ovelhas pastando na área de Boco foram de 1 para 17 vezes mais elevadas do que nos animais da área de referência. Isto pode ser atribuído aos níveis geralmente mais elevados de radionuclidos no ambiente da área da Ribeira do Boco, em particular no pasto e água, em comparação com área de V.N. Tazem.

A dose de radiação absorvida originada pelo conjunto de radionuclidos mostrado na Tabela 3, indicou que o órgão que recebe a radiação interna mais alta, apresentando uma taxa de dose de 5,2 mGy/a, seria o rim de ovelha de Arcozelo, em área de Boco. Isto deve ser comparado com 2,0 mGy/a em ovinos de V.N. Tazem, dose esta que podemos tomar como devida ao fundo radioativo natural da região. A dose de radiação adicional nas ovelhas do Boco é ainda assim muito menor do que a dose de radiação necessária para causar efeitos biológicos observáveis em mamíferos (Carvalho et al., 2013). Ou seja, os níveis das concentrações determinados em ovinos da zona do Boco, apesar de se verificar uma clara elevação acima do fundo radioativo regional, não são suficientemente elevados ao ponto de causarem efeitos observáveis na saúde animal.

O consumo de carne de ovino pode ser uma via de transferência de radionuclidos para os seres humanos. Tendo em consideração a maior concentração de radionuclidos em órgãos de ovelhas criadas nas pastagens perto de antigas minas de urânio, incluindo as vísceras como o fígado e os rins, procedeu-se ao cálculo da dose efetiva de radiação para os consumidores. O limite de dose efetiva de radiação para membros do público adotada na União Europeia para exposições derivadas de práticas é 1 mSv/a a acima o fundo de radiação natural. O consumidor português ingere em média 50 kg de carne por ano. Assumindo que o consumo de carne é baseado exclusivamente em carne de ovinos, um membro do público consumindo carne de ovino (tecido muscular) da área de referência V.N. Tazem receberá uma dose efetiva de  $1,88 \times 10^{-4}$  mSv/kg de carne ingerida, enquanto um consumidor de carne de ovelha de Arcozelo receberia uma dose efetiva de  $3,37 \times 10^{-4}$  mSv/kg, ou seja,  $1,42 \times 10^{-4}$  mSv/kg acima da dose de referência de V.N. Tazem. Como consumidor médio ingere 50 kg/a de carne, assumindo que esse consumo é todo satisfeito com fígado de ovino, a dose de radiação comprometida anual seria sobre 0,05 mSv/a, ou seja, 5% do limite de dose de radiação anual para membros do público.

Inversamente, para atingir o limite de dose anual de 1 mSv/a, um consumidor de Arcozelo teria de ingerir 7042 kg de carne de ovino (músculo) num ano, ou consumir 357 kg de fígado num ano para atingir o limite anual de dose. Tais taxas de consumos são muito improváveis. Ou seja, o consumo usual (ocasional) desta carne e vísceras de ovino não aumentará de forma perceptível a dose de radiação para membros do público. Não obstante, deve ser mantido presente que esta avaliação de dose não inclui ainda a exposição de radionuclídeos através de outras vias tais como a exposição à radiação externa, a inalação e o consumo de água e de produtos hortícolas.

O leite de ovelha pode refletir pelo menos em parte a ingestão dos radionuclídeos com o pasto e a água de beber consumidos pelos ovinos dos rebanhos nas três áreas investigadas. As concentrações de radionuclídeos no leite (Tabela 5) mostra concentrações mais baixas sempre para o urânio e tório os radioelementos menos absorvidos por via digestiva. O  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$  geralmente apresentaram concentrações mais elevadas, mas a bioacumulação e transferência para o leite não foi idêntica nos rebanhos de Arcozelo e Vila Cortês. Note-se que o leite de ovelha apresentou concentração elevada de  $^{226}\text{Ra}$  e baixa de  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$  em Arcozelo, o que não se verificou em Vila Cortês.

#### **F) Água para consumo humano, refeições, aerossóis e radão na atmosfera em vários locais**

A água de redes públicas de distribuição foi recolhida na torneira (ponto de consumo) em Vila Cortês da Serra (Gouveia), Canas de Senhorim (Nelas) e Cunha-Baixa (Mangualde) (Tabela 11). As concentrações de radionuclídeos foram relativamente baixas e, em particular, a radioatividade alfa situa-se dentro dos limites recomendados pela legislação sobre a água de consumo.

As refeições adquiridas em estabelecimentos comerciais (restaurantes locais) revelaram valores semelhantes aos do ano transato (Tabela 10). As variações entre amostras de refeições são provavelmente devidas não só aos produtos hortícolas utilizados, como também à água utilizada na confeção. A água muitas vezes é proveniente de abastecimentos privados (furos e poços), e a radioatividade da água apresenta grandes variações nesta região de fundo radioativo elevado. Estes resultados preliminares indicam que na região a ingestão de radionuclídeos com a dieta será, pois, variável, e por vezes pode ser relativamente elevada. Para permitir o tratamento estatístico de resultados e caracterizar a ingestão média de radionuclídeos na região, e

identificar também a ingestão nos grupos mais expostos, será necessária uma amostragem mais intensiva de refeições da dieta local.

Aproveitando a disponibilidade de alguns produtos silvestres na época da missão no terreno analisaram-se cogumelos e medronhos que são itens populares, ainda que ocasionais, na dieta regional. Os cogumelos conhecidos por Tortulhos (*Macrolepiota procera*) de uma espécie de consumo muito generalizado nas Beiras, e outros (miscelânea de várias espécies de *Laccaria sp.* e *Agaricus sp.*) foram recolhidos nos solos junto à aldeia de Outeiro de Espinho, não muito distante da antiga mina de Espinho (cerca de 2 km), mas em solos sem influência da mina. As concentrações dos radionuclídeos da família do urânio indicam que os cogumelos não são concentradores dos radionuclídeos e podem ser consumidos (Tabela 10). Na encosta do pinhal junto à mina de Mondego Sul recolheram-se os frutos maduros de Medronheiro (*Arbutus unedo*, Fam. Ericaceae). Estes frutos apresentaram concentrações muito elevadas especialmente de  $^{226}\text{Ra}$ , expressas por atividades específicas de  $26,6 \pm 0,7$  Bq/kg (Tabela 10), que se situa entre as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  mais elevadas em produtos comestíveis medidas na região. Já anteriormente se apresentaram resultados para medronhos, recolhidos junto a outras minas, com idênticos resultados.

Os aerossóis foram amostrados no ar de superfície no centro da aldeia da Cunha-Baixa. Decorriam trabalhos de remediação ambiental da zona mineira durante este período, mas as chuvas limpavam a atmosfera de poeiras. Os valores medidos são próprios de poeiras numa zona de fundo radioativo elevado.

As determinações de radão foram efetuadas no ar de superfície no exterior e no interior de casas (rés do chão) na Cunha baixa. Os resultados indicaram concentrações médias no ar exterior dentro de limites aceitáveis. Mesmo assim, e apesar de na altura das medições as escombrelas já estarem na sua maior parte recobertas, pode notar-se um decréscimo da concentração média de radão da zona próxima da mina, expressa por  $62 \text{ Bq/m}^3$  e  $80 \text{ Bq/m}^3$ , para valores de  $21 \text{ Bq/m}^3$  a cerca de 1 km de distância no centro da aldeia. As concentrações de radão medidas no interior de casas foram sempre muito mais elevadas que no ar exterior e refletem a infiltração de radão a partir do solo sob a construção. Estes valores foram sempre muito acima dos valores máximos recomendados, i.e.,  $400 \text{ Bq/m}^3$ . Note-se que concentrações elevadas do radão no interior de construções são habituais nas zonas graníticas, sendo esse um fenómeno conhecido e já caracterizado. Estas concentrações medidas no interior de casas na Cunha Baixa resultam de se tratar de uma zona uranífera e não são diretamente provenientes dos escombros mineiros. No entanto, nalgumas construções no interior das quais se

registaram as concentrações mais elevadas de radão, não poderá excluir-se *à priori* a utilização de materiais contaminados provenientes das escombreyras. A exposição ao radão no interior de habitações nestas regiões, e em particular nas proximidades de antigas minas de urânio merece particular uma atenção e uma investigação mais detalhada.

Tabela 1 – Concentração dos radionuclídeos na fase solúvel (&lt; 0.45 µm) de água de ribeiros e rios (mBq/ L).

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>25.05.2012</b>								
Água RB#1, Rib. do Boco	132±3	5,8±0,3	127±3	6,4±0,4	18,3±1,2	18,0±1,0	14,5±0,7	0,36±0,08
Água RB#2, Rib. do Boco	116±3	5,1±0,3	113±3	1,3±0,1	7,8±0,5	5,3±0,3	7,4±0,4	0,02±0,01
Água RB#3, Poço, Arcozelo	45,7±1,4	2,2±0,2	45,9±1,4	2,8±0,2	38,3±1,6	31,8±1,6	19,2±0,8	0,015±0,003
Água RB#4, Poço, Arcozelo	22,0±0,8	0,9±0,1	22,1±0,8	1,2±0,1	21,6±1,2	17,4±0,9	7,0±0,4	0,27±0,05
Água RB#5, Rib. do Boco	24,1±0,6	1,1±0,1	23,7±0,6	3,2±0,3	15,1±0,9	5,4±0,3	8,9±0,3	0,07±0,05
<b>08.11.2012</b>								
Água V. N. Tazem (poço)	22,4±0,5	0,90±0,07	21,8±0,5	0,38±0,06	37,2±2,9	82,6±4,6	49,6±2,0	0,21±0,04
<b>26-30.11.2012</b>								
Água M#1, R. Mondego - Lageosa	9,2±0,4	0,46±0,06	8,9±0,4	0,61±0,05	8,8±0,5	0,74±0,05	8,6±0,5	0,10±0,02
Água M#2, R. Mondego - F. Algodres	13,8±0,5	0,71±0,08	14,1±0,5	0,62±0,07	4,8±0,4	6,4±0,4	3,4±0,2	0,41±0,05
Água M#3, R. Mondego - Ribamondego	11,8±0,4	0,68±0,09	12,8±0,4	1,1±0,1	6,4±0,5	2,2±0,2	4,0±0,2	0,16±0,04
Água M#4, R. Mondego - P. Cervães	14,9±0,6	0,72±0,10	14,0±0,6	1,2±0,1	7,8±0,9	3,4±0,3	24,8±1,2	0,20±0,03
Água M#5, R. Mondego - C. Loiça	13,7±0,4	0,64±0,05	14,1±0,4	0,93±0,22	15,4±1,0	5,0±0,3	5,2±0,3	0,16±0,09
Água M#6, R. Mondego - C. Felgueira mont.	12,7±0,4	0,63±0,05	12,7±0,4	0,93±0,10	4,5±0,4	4,9±0,3	22,7±1,0	0,18±0,04
Água M#7, R. Mondego - C. Felgueira jus.	23,0±0,5	1,08±0,07	22,5±0,5	0,82±0,11	5,1±0,4	5,3±0,3	14,2±0,7	0,03±0,01

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

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Água M#8, R. Mondego - B. Agueira	9,1±0,3	0,34±0,04	8,1±0,3	0,45±0,07	4,6±0,3	1,7±0,1	3,1±0,2	0,04±0,02
Água M#9, R. Mondego - B. Agueira	10,2±0,4	0,40±0,07	10,0±0,4	0,31±0,04	4,0±0,5	1,04±0,08	2,2±0,1	0,05±0,01
Água M#10, Mina Mondego Sul	868±42	83,5±4,80	778±38	0,19±0,04	443±34	102±5	5,9±0,2	0,18±0,04
Água CB#1, Rib. Castelo - Mesquitela	22,8±0,7	0,94±0,10	22,4±0,7	1,5±0,2	29,6±2,6	11,4±0,7	26,7±1,1	0,30±0,08
Água CB#2, linha água C. Baixa	2350±118	103,0±61	2191±110	1,1±0,1	249±17	76,9±3,7	9,4±0,4	0,12±0,03
Água CB#3, Rib. Castelo - C. Baixa	90,1±2,7	4,2±0,3	87,1±2,6	9,7±0,7	86,4±7,9	11,1±0,7	7,5±0,5	0,67±0,10
Água CB#4, Rib. Castelo - Carvalhais	47,8±1,7	2,3±0,2	43,5±1,5	4,4±0,3	66,6±5,2	6,2±0,4	13,6±0,7	0,08±0,03
Água CB#5, Rib. Castelo - P. Luzianes	57,7±1,8	2,8±0,2	55,0±1,8	3,2±0,2	25,4±2,3	3,2±0,2	4,5±0,3	0,16±0,05
Água RB#1, Rib. Boco	75,6±2,6	3,3±0,2	73,6±2,5	11,2±0,6	25,3±1,4	11,7±0,7	17,9±0,9	0,64±0,07
Água RB#2, Rib. Boco	15,0±0,4	0,73±0,06	14,6±0,4	1,0±0,2	11,6±1,3	3,0±0,2	6,3±0,4	0,17±0,07
Água VC#1, V. Cortês-l. água	37,1±1,0	1,7±0,1	37,7±1,0	5,6±0,4	18,5±1,7	7,2±0,5	9,6±0,5	0,15±0,04
Água VC#2, Rib. V. Cortês	9,8±0,3	0,44±0,05	9,7±0,3	2,1±0,2	7,0±0,5	2,3±0,2	3,4±0,2	0,06±0,02
Água VC#3, Mina do Castelejo	49,0±1,3	2,3±0,1	45,9±1,2	2,6±0,2	24,5±1,1	22,2±1,2	8,4±0,4	0,06±0,02
Água RP#1, Rib. Pantanha - Urgeiriça	19,5±0,7	0,94±0,08	19,8±0,7	5,5±0,4	13,2±1,0	10,1±0,8	7,0±	0,48±0,08
Água RP#2, Rib. Pantanha - Urgeiriça	372±12	17,1±0,8	372±12	8,0±0,5	65,4±3,4	7,5±0,5	8,4±	0,16±0,03
Água RP#3, Rib. Pantanha - C. Felgueira	782±24	35,2±1,4	780±23	3,6±0,3	29,0±1,9	4,8±0,4	9,1±	0,26±0,06

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

Designação	mg/l	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>25.5.2012</b>									
Partículas RB#1	4,2	14,0±0,3	0,64±0,04	14,4±0,3	4,4±0,2	6,4±0,6	10,0±0,6	9,0±0,3	0,27±0,04
Partículas RB #2	3,0	12,3±0,4	0,61±0,05	11,4±0,3	3,7±0,2	5,9±0,3	11,6±0,7	19,1±0,7	0,21±0,03
Partículas RB #3	0,6	14,9±0,4	0,69±0,05	15,1±0,4	5,9±1,0	7,7±0,3	63,4±3,0	12,1±0,8	0,57±0,2
Partículas RB #4	0,5	7,2±0,2	0,36±0,03	7,6±0,2	2,1±0,1	3,6±0,2	19,0±0,9	12,2±0,4	0,22±0,03
Partículas RB #5	3,0	8,0±0,2	0,36±0,03	7,8±0,2	5,7±0,3	5,2±0,2	8,3±0,5	10,8±0,3	0,24±0,04
<b>13.11.2012</b>									
Partículas V.N.Tazem (Poço)	4,5	17,6±0,5	0,82±0,05	16,6±0,5	2,3±0,1	11,6±0,7	77,0±4,3	42,0±2,6	0,027±0,03
<b>26-30.11.2012</b>									
Partículas M#1	0,1	11,9±0,3	0,54±0,03	12,2±0,3	3,0±0,1	5,4±0,5	12,4±0,5	12,6±0,5	0,41±0,03
Partículas M#2	3,0	23,1±0,8	1,1±0,1	22,4±0,8	4,5±0,2	8,3±0,8	15,7±0,7	16,9±0,6	0,65±0,04
Partículas M#3	1,8	10,5±0,4	0,52±0,05	9,9±0,4	2,3±0,1	4,0±0,4	8,5±0,4	8,3±0,4	0,33±0,04
Partículas M#4	3,3	29,8±0,8	1,32±0,07	29,3±0,8	7,4±0,4	11,8±0,8	25,1±1,0	25,6±1,1	1,10±0,07
Partículas M#5	3,8	8,9±0,2	0,41±0,03	8,9±0,2	2,7±0,1	3,6±0,3	9,4±0,4	10,0±0,4	0,42±0,04
Partículas M#6	1,2	11,7±0,4	0,59±0,04	11,2±0,4	2,4±0,1	4,9±0,5	6,9±0,4	10,5±0,5	0,30±0,03
Partículas M#7	4,2	12,0±0,3	0,54±0,03	11,5±0,3	2,4±0,1	3,8±0,2	9,3±0,4	11,5±0,5	0,23±0,03



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

Designação	mg/l	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Partículas M#8	4,1	6,7±0,2	0,032±0,02	6,3±0,2	2,2±0,1	2,8±0,1	6,4±0,3	5,1±0,2	0,26±0,02
Partículas M#9	1,1	7,4±0,3	0,35±0,03	7,2±0,2	1,60±0,08	4,3±0,3	5,1±0,3	4,1±0,2	0,20±0,2
Partículas M#10	0,3	73,7±2,1	3,4±0,2	69,2±2,0	2,2±0,1	5,8±0,4	68,4±2,8	50,7±3,0	0,12±0,01
Partículas CB#1	8,1	8,0±0,2	0,27±0,02	7,8±0,2	2,4±0,1	7,6±0,4	10,7±0,4	10,0±0,5	0,33±0,02
Partículas CB#2	4,9	329±10	14,5±0,6	316±10	9,7±0,4	14,5±0,6	52,9±2,3	25,8±1,4	0,39±0,03
Partículas CB#3	13,1	55,0±1,4	2,7±0,1	54,3±0,4	16,5±0,7	32,6±2,0	27,8±1,4	17,4±1,1	0,96±0,06
Partículas CB#4	1,2	38,8±1,1	1,66±0,08	37,9±1,1	13,7±0,7	29,5±1,8	22,4±1,1	21,9±1,4	0,78±0,05
Partículas CB#5	8,5	28,0±0,9	1,6±0,1	28,7±0,9	10,6±0,4	23,2±1,5	15,8±0,8	16,7±1,1	0,94±0,6
Partículas RB#1	4,3	18,5±0,6	0,83±0,05	18,2±0,6	9,7±0,4	14,0±0,8	12,4±0,6	13,2±0,9	0,79±0,05
Partículas RB#2	0,4	13,4±0,5	0,60±0,04	13,4±0,4	4,8±0,3	9,2±0,8	10,0±0,5	8,8±0,4	0,53±0,06
Partículas RP#1	0,8	11,2±0,3	0,58±0,04	11,6±0,3	32,7±1,7	61,3±3,4	55,8±2,6	55,8±2,1	1,17±0,09
Partículas RP#2	75,5	2129±110	105±6	1870±97	48,0±2,3	26,4±1,3	62,0±3,4	39,9±1,5	1,3±0,1
Partículas RP#3	5,4	70,0±2,1	3,5±0,2	71,1±0,2	6,8±0,4	6,4±0,4	9,9±0,6	15,0±0,6	0,31±0,04
Partículas VC#1	0,2	5,2±0,1	0,25±0,02	5,0±0,1	1,4±0,3	2,3±0,3	4,2±0,3	4,3±0,2	0,21±0,05
Partículas VC#2	0	8,1±0,2	0,39±0,02	7,7±0,2	1,9±0,1	4,7±0,3	4,6±0,3	4,5±0,2	0,20±0,02
Partículas VC#3	3,5	17,9±0,4	0,88±0,04	24,1±0,5	3,1±0,2	38,3±2,4	30,7±1,5	19,4±0,8	0,14±0,02

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

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>25.5.2012</b>								
Partículas RB#1	2814±72	141±11	2753±70	1061±55	952±61	2384±126	2148±74	64,2±8,4
Partículas RB #2	4093±118	204±17	3802±112	1227±67	1962±98	3862±245	6385±226	69,99,6±
Partículas RB #3	24617±618	1139±90	25056±626	9865±1653	12751±543	106003±4916	20043±1389	943±367
Partículas RB #4	14294±400	703±62	14975±414	4117±260	7236±361	37701±1858	24382±842	438±63
Partículas RB #5	2403±55	107±54	2349±54	1737±97	1565±70	2519±141	3278±103	71,6±12,1
<b>13.11.2012</b>								
Partículas V.N.Tazem (Poço)	3907±108	183±10	3685±103	514±30	2581±153	17075±952	9313±866	59,6±7,1
<b>26-30.11.2012</b>								
Partículas M#1	145550±3458	6647±391	149684±3544	31107±1338	66229±5808	128890±3028	130228±5212	4254±302
Partículas M#2	7675±265	368±32	7441±258	1485±68	2752±192	5226±247	5636±196	217±14
Partículas M#3	5823±224	288±28	5475±212	1289±78	2186±196	4689±215	4576±226	185±21
Partículas M#4	9018±240	400±22	8884±236	2245±110	3562±228	7604±297	7775±338	334±21
Partículas M#5	2346±63	110±8	2328±63	723±38	940±88	2462±113	2634±120	110±10
Partículas M#6	9729±314	490±38	9271±302	2025±110	4100±396	5740±307	8702±422	253±24
Partículas M#7	2866±73	131±8	2741±70	572±34	912±40	2212±97	2750±127	55,5±7,2

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

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Partículas M#8	1646±44	78,1±5,4	1542±42	534±29	692±35	1563±70	1254±62	62,5±5,8
Partículas M#9	6718±241	322±26	6467±233	1450±72	3890±247	4579±240	3772±214	177±17
Partículas M#10	241862±6797	11224±545	226994±6406	7158±342	19210±1432	224514±9300	166232±9953	401±46
Partículas CB#1	984±27	34,0±2,8	959±26	300±13	939±45	1322±56	1235±58	40,5±3,0
Partículas CB#2	67225±2081	2965±113	64486±1997	1981±87	2958±119	10793±477	5254±296	79,3±6,0
Partículas CB#3	4199±108	205±9	4145±106	1265±57	2492±153	2119±106	1330±82	73,7±4,6
Partículas CB#4	32435±934	1392±71	31671±914	11438±555	24610±1468	18685±919	18335±1152	651±44
Partículas CB#5	3293±102	185±14	3381±105	1248±53	2724±182	1855±101	1964±128	111±6
Partículas RB#1	4300±131	194±13	4228±129	2252±100	3261±178	2875±152	3066±215	183±11
Partículas RB#2	33603±1152	1496±98	33466±1148	11970±746	22968±2040	24977±1317	21877±924	1335±138
Partículas RP#1	13903±387	718±50	14410±399	40563±2089	76113±4183	69286±3261	69380±2560	1455±110
Partículas RP#2	28199±1462	1392±83	24770±1286	635±30	350±17	820±45	528±21	17,6±1,4
Partículas RP#3	12945±396	645±38	13152±402	1261±76	1188±78	1830±111	2794±112	56,7±7,7
Partículas VC#1	25801±740	1249±100	24910±720	7135±1419	11613±1643	21096±1408	21586±1189	1043±233
Partículas VC#3	5110±110	251±11	6876±145	895±46	10924±673	8766±438	5549±228	41,3±5,4

**Tabela 4 – Concentração dos radionuclídeos em solos e sedimentos do leito dos ribeiros e rios, fração <63 µm. (Bq/kg peso seco).**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Sedimento RB#1	1058±29	48,4±2,7	1040±29	804±52	713±62	958±43	958±43	248±17
Sedimento RB#2	605±20	29,4±1,9	589±20	766±50	1093±96	746±30	746±30	262±17
Solo RB#3	1526±48	65,2±3,6	1490±47	829±50	832±62	1266±52	1266±52	460±28
Solo RB#4	659±20	30,2±2,0	627±19	658±32	588±44	745±33	745±33	200±10
<b>8.11.2012</b>								
Solo, V.N.Tazem	327±11	14,9±1,6	334±12	325±13	501±60	325±20	325±20	290±12
<b>26-30.11.2012</b>								
Sedimento M#1	410±14	14,5±1,5	421±14	485±34	525±74	344±23	344±23	452±32
Sedimento M#2	409±15	20,0±2,0	422±15	303±13	480±66	425±29	425±29	164±8
Sedimento M#3	360±10	16,5±1,1	372±10	334±16	400±37	327±21	327±21	223±12
Sedimento M#5	414±12	18,2±1,1	426±12	335±15	389±33	371±23	371±23	209±10
Sedimento M#6	518±17	25,4±2,1	529±17	399±25	348±42	306±20	306±20	286±19
Sedimento M#7	629±21	27,8±2,1	630±21	841±39	257±21	440±30	440±30	246±14
Sedimento M#8	1211±26	54,3±1,9	1466±32	2335±102	1742±130	1977±109	1977±109	57,1±5,7
Sedimento M#9	143±6	5,5±0,9	152±6	145±7	386±44	124±6	124±6	154±8

**Tabela 4 – Concentração dos radionuclídeos em solos e sedimentos do leito dos ribeiros e rios, fração < 63 µm. (Bq/kg peso seco).  
(continuação)**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Sedimento M#10	19639±1086	970±65	17237±955	4247±149	1130±64	6808±352	6808±352	59,9±4,2
Sedimento RP#1	536±19	24,4±2,2	547±19	4042±158	4903±449	7625±431	7625±431	215±11
Sedimento CB#1	329±10	15,2±1,1	326±10	343±14	258±25	256±11	256±11	127±6
Sedimento CB#2	5195±226	243±16	5127±223	3408±118	2657±161	2696±164	2696±164	343±14
Sedimento CB#3	1437±39	69,8±2,7	1419±39	779±44	1981±269	697±42	697±42	124±11
Sedimento VC#1	1729±56	82,9±4,3	1733±56	1677±76	1474±108	1465±87	1465±87	282±16
Sedimento VC#2	698±23	27,2±2,5	712±24	676±50	558±62	506±35	506±35	404±33
Sedimento VC#3	5753±244	304±19	5610±238	7192±268	3653±185	6624±406	6624±406	248±12
Lamas VC#4, Mina do Castelejo	13403±694	621±42	13473±698	5436±163	4294±270	3600±190	3600±190	146±7
Solo Vila Cortês	1082±26	47,4±2,3	1079±26	1301±46	1377±110	1282±77	1282±77	278±12
Escombros RB#0	3257±94	142±7	3263±94	3082±121	2096±180	2310±97	2310±97	399±19
Sedimento RB#1	1714±64	84,7±5,0	1724±64	1711±90	1371±124	1067±50	1067±50	493±29

**Tabela 5 – Atividade específica dos radionuclídeos em pasto para ovinos, leite e queijo de ovelha (mBq/kg peso fresco).**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Leite- Arcozelo (mBq/L)	29,6±1,6	0,9±0,3	31,3±1,7	12,9±4,2	495±33	70±4	35±1	14,1±4,4
Leite- Vila Cortês (mBq/L)	8,7±0,8	0,36±0,02	8,6±0,8	9,4±3,2	701±40	868±54	462±28	0,0024±0,0016
Leite- V. N. Tazem (mBq/L)	11,6±0,7	0,57±0,15	13,2±0,8	0,95±0,50	26,6±2,0	61±7	6±0,4	0,038±0,009
Queijo- Arcozelo	547±30	25,3±7,6	518±30	-	400±20	351±28	31,3±0,1	-
Pasto #3, Arcozelo	328±11	14,9±1,9	327±11	88,0±6,6	3210±201	569±31	231±7	24,7±2,9
Pasto #3, Arcozelo	470±22	21,9±3,5	446±21	513±25	4648±303	653±60	1237±32	168±10
Pasto #4, Arcozelo	326±13	14,7±2,6	299±12	223±16	7809±566	1799±107	318±12	72,8±7,0
Pasto VC#1, Vila Cortês	-	-	-	-	-	10205±415	6823±206	-
Pasto, V. N. Tazem	174±10	11,6±2,2	173±10	120±11	506±31	1105±32	389±16	83,1±8,1

**Tabela 6 – Atividade específica dos radionuclídeos em tecidos de ovinos de V.N.Tazem (mBq/kg peso fresco).**

Designação	P <sub>seco</sub> / Peso húm.	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>Ovelha PT512187225- V.N.Tazem</b>									
Encéfalo	0,24	156±8	5,4±1,2	154±8	-	223±11	41,7±6,5	39,8±8,2	11,2±5,2
Fígado	0,29	51,2±3,0	0,7±0,3	47,1±2,8	-	127±7	489±74	3993±337	-
Músculo	0,22	37,8±2,5	1,1±0,4	37,1±2,5	-	92,2±7,7	23,5±2,8	77,8±6,0	-
Rim	0,19	30,1±1,5	1,3±0,3	26,9±1,4	70,9±15,3	1165±64	1858±104	7604±201	11,2±5,20
<b>Ovelha PT23352941- V.N.Tazem</b>									
Encéfalo	0,26	477±29,0	27,5±7,4	490±29	13,8±2,5	67,5±5,0	94,0±13,3	76,4±8,3	28,4±5,1
Fígado	0,28	106±6,0	3,7±1,0	96,7±5,3	-	198±18	1153±121	1680±99	-
Músculo	0,21	35,9±2,1	0,93±0,30	36,5±2,1	4,9±3,0	74,2±4,8	208±13	116±13	1,5±1,5
Rim	0,20	26,9±1,6	0,45±0,18	27,3±1,7	204±46	672±54	977±100	6236±151	58,0±19,1
<b>Ovelha PT812939158- V.N.Tazem</b>									
Encéfalo	0,24	305±16	12,2±3,7	266±15	18,0±2,4	47,2±3,8	80,4±15,8	134±14	23,4±3,3
Fígado	0,33	85,3±4,5	5,0±1,1	91,4±4,8	-	90,5±8,2	205±50	1128±73	-
Músculo	0,29	30,4±1,8	1,6±0,5	32,4±1,8	2,1±0,6	73,5±5,0	79,4±9,6	31,3±2,9	2,6±0,9
Rim	0,22	23,2±1,6	0,74±0,28	29,3±1,9	32,2±5,4	770±58	1842±77	4718±114	5,8±2,4

Tabela 7 – Atividade específica dos radionuclídeos em tecidos de ovinos de Arcozelo (mBq/kg peso fresco).

Designação	P <sub>seco</sub> / Peso húm.	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>Ovelha PT42591120- Arcozelo</b>									
Encéfalo	0,23	51,1±3,6	4,2±1,1	49,9±3,6	53,1±10,1	1252±103	207±21	435±30	61,8±9,9
Fígado	0,29	156±11	5,30±2,2	148±11	11,1±6,4	337±18	3207±92	1690±49	5,1±3,5
Músculo	0,23	145±7	6,3±1,5	142±7	33,5±4,1	312±17	78,2±13,6	326±21	13,6±2,7
Rim	0,21	24,9±1,5	1,4±0,3	26,5±1,6	46,9±15,8	14554±564	10403±314	15698±337	46,4±12,0
Pulmão	0,20	226±11	11,0±2,0	245±12	116±8	33,0±3,3	169±24	981±8	15,5±2,3
<b>Ovelha PTN239022- Arcozelo</b>									
Encéfalo	0,23	118±6	4,1±1,1	106±6	53,4±12,4	1607±115	314±36	191±15	48,4±11,0
Fígado	0,31	21,3±1,6	0,5±0,2	21,3±1,6	72,5±12,8	796±52	4897±416	4807±192	13,9±4,8
Músculo	0,29	474±32	16,4±7,6	468±33	-	132±15	27,9±5,4	156±11	-
Rim	0,22	608±39	25,0±9,2	534±36	-	1497±81	4974±348	13946±290	-
Pulmão	0,24	183±10	7,3±2,2	174±10	66,4±7,8	1726±95	240±23	1081±7	14,6±3,1
<b>Ovelha PT913095411- Arcozelo</b>									
Encéfalo	0,25	30,1±3,3	1,4±0,6	36,2±3,4	354±60	2692±202	84,9±16,5	585±37	146±36
Fígado	0,30	115±6	4,6±1,3	116±6	-	331±17	277±28	3081±211	-
Músculo	0,29	296±15	9,0±2,8	260±14	30,6±10,6	136±8	30,3±2,7	53,6±5,5	11,2±5,5
Rim	0,25	343±14	14,6±3,0	338±14	55,5±6,1	2078±145	1579±172	9984±446	8,4±2,0



**Tabela 8 – Atividade específica dos radionuclídeos em tecidos de ovinos de Vila Cortês da Serra (mBq/kg peso fresco).**

Designação	P <sub>seco</sub> / Peso húm.	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po
<b>Ovelha MF04E - Vila Cortês da Serra</b>			
Encéfalo	0,21	301±26	556±45
Fígado	0,24	2197±113	4880±246
Músculo da coxa	0,22	567±68	699±109
Rins	0,19	3625±180	16816±504
Pulmão	0,17	121±16	289±39
Fémur	0,69	34759±909	28902±1077
<b>Ovelha MH23C - Vila Cortês da Serra</b>			
Encéfalo	0,22	381±40	1375±50
Fígado	0,27	1914±80	1059±41
Músculo da coxa	0,21	938±93	1038±51
Rins	0,21	3598±166	6984±172
Pulmão	0,20	371±44	470±29
Fémur	0,64	19855±1144	14199±435

**Tabela 8 – Atividade específica dos radionuclídeos em tecidos de ovinos de Vila Cortês da Serra (mBq/kg peso fresco). (continuação)**

Designação	$P_{\text{seco}}/$ Peso húm.	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$
<b>Ovelha HY104 - Gouveia</b>			
Encéfalo	0,20	207±21	112±7
Fígado	0,28	4857±167	3323±180
Músculo da coxa	0,22	133±17	298±15
Rins	0,17	645±86	5700±284
Pulmão	0,21	156±13	1698±96
Fémur	0,64	14759±415	12796±268
Feto	0,11	1194±46	645±17

**Tabela 9 – Atividade média dos radionuclídeos em tecidos de ovinos de V.N.Tazem, Arcozelo e Vila Cortês da Serra (mBq/kg peso fresco).  
(continuação)**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>V.N.Tazem</b>								
Encéfalo	313±131	15,0±9,2	303±140	15,9±2,1	113±79	72,0±22,2	83,4±38,8	21,0±7,2
Fígado	80,8±22,6	3,13±1,80	78,4±22,2	-	139±45	616±397	2267±1241	-
Músculo	34,7±3,1	1,21±0,28	35,3±2,1	3,50±1,40	80,0±8,7	104±77	75,0±34,6	2,05±0,55
Rins	26,7±2,8	0,83±0,35	27,8±1,0	102±74	869±213	1559±412	6186±1179	25,0±23,4
<b>Arcozelo</b>								
Encéfalo	66,4±37,5	3,23±1,30	64,0±30	154±142	1850±613	202±94	404±162	85,4±43,2
Fígado	97,4±56,4	3,47±2,12	95,1±53,8	41,8±30,7	488±218	2794±1909	3193±1275	9,50±4,40
Músculo	305±134	10,6±4,3	290±135	32,1±1,5	193±84	45,5±23,2	179±112	12,4±1,2
Rins	325±238	13,7±9,7	300±209	51,2±4,3	6043±6023	5652±3634	13209±2390	27,4±19,0
Pulmão	205±22	9,15±1,85	210±36	91,2±24,8	880±847	205±36	1031±50	15,1±0,5
<b>Vila Cortês da Serra</b>								
Encéfalo	-	-	-	-	-	296±71	681±523	-
Fígado	-	-	-	-	-	2989±1326	3087±1569	-
Músculo	-	-	-	-	-	546±329	678±303	-
Rins	-	-	-	-	-	2623±1398	9833±4965	-
Pulmão	-	-	-	-	-	216±110	819±626	-
Fémur	-	-	-	-	-	23124±8486	18632±7284	-

**Tabela 10 – Atividade específica dos radionuclídeos em refeições de várias povoações (restauração local) e produtos silvestres (mBq/kg peso fresco).**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
Refeição completa, Seia	21,4±1,8	2,6±0,8	1,7	31,3±4,4	346±22	899±124	998±5	20,8±4,1
Refeição completa, Cunha Baixa	63,3±3,1	4,3±0,8	61,0±0,3	24,0±3,1	27,6±3,6	634±100	807±14	4,6±1,1
Sopa, Cunha Baixa	17,9±1,5	2,9±0,7	12,8±1,1	81,2±10,2	530±41	138±8	58±4	22,2±4,3
Sopa, Arcozelo	26,9±1,1	1,3±0,2	32,1±1,3	25,6±6,3	50,6±4,2	195±15	261±14	6,2±2,6
Sopa, Caldas da Felgueira	12,5±1,1	0,78±0,40	12,2±1,1	< 2,1	79,9±7,0	98±16	207±7	< 1,1
Sopa agrião, Canas de Senhorim	4,2±0,6	1,0±0,7	6,4±0,8	< 5,4	201±16	57±5	15±2	1,9±0,4
Sopa, Canas de Senhorim	7,6±0,9	1,1±0,5	5,2±0,7	2,4±0,3	74,8±6,2	23±2	16±2	1,1±0,2
Sopa, Nelas	3,1±0,5	1,5±0,5	3,9±0,5	1,2±0,1	145±11	33±3	2,8±0,4	0,24±0,07
Cogumelos tortulhos, Espinho	79,6±3,2	4,0±0,4	79,3±3,1	53,7±4,7	90,9±5,1	384±22	862±27	34,7±3,3
Cogumelos, várias espécies, Espinho	225±6	11,8±1,0	213±6	130±7	200±9	790±84	1059±25	44,2±2,8
Medronhos, zona da Mina Mondego sul	287±8	13,7±1,1	263±8	97,4±5,0	26598±1932	733±91	20478±760	3,4±0,6

**Tabela 11 – Concentração dos radionuclídeos na água de consumo de Vila Cortês, Canas de Senhorim e Cunha Baixa (mBq/L).**

Designação	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>29/11/2012</b>								
Água de consumo, Vila Cortês	26,6±0,7	1,14±0,09	28,3±0,8	1,3±0,1	12,4±1,0	34,1±1,8	7,6±	0,08±0,03
Água de consumo, Canas de Senhorim	2,00±0,09	0,08±0,02	2,15±0,09	0,52±0,05	10,3±1,6	4,5±0,2	11,8±	0,05±0,01
Água de consumo, Cunha Baixa	10,6±0,3	0,42±0,04	12,1±0,3	1,5±0,1	40,0±5,9	225±9	71,0±	0,18±0,03

**Tabela 12 – Atividade dos radionuclídeos nas poeiras atmosféricas na zona da Cunha Baixa.**

	<sup>238</sup> U	<sup>235</sup> U	<sup>234</sup> U	<sup>230</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th
<b>Bq/kg</b>								
26-28.11.2012	402±17	20±3,3	402±17	148±14	1276±212	11568±538	2095±113	104±11
28-30.11.2012	172±10	3,8±1,5	171±10	103±8	273±74	10130±491	1868±91	60,3±5,4
<b>µBq/m<sup>3</sup></b>								
26-28.11.2012	9,8±0,4	0,47±0,08	9,9±0,4	3,6±0,4	31,3±5,2	283±13	51,3±2,8	2,5±0,3
28-30.11.2012	4,3±0,2	0,08±0,03	4,3±0,2	2,6±0,2	6,8±1,8	253±12	46,6±2,3	1,5±0,1

**Tabela 13 – Concentrações de atividade de radão no ar de superfície, registo contínuo<sup>a</sup>.**

Povoação de Cunha Baixa	Data	Concentração média de radão ( <sup>222</sup> Rn) Bq/m <sup>3</sup>	
		Interior	Exterior
Habitação	19-02-2013 a 19-03-2013 (exterior)	7586	62
	31-01-2013 a 28-02-2013 (interior)		
Habitação	27-11-2012 a 15-01-2013 (exterior)	742	80
	18-02-2013 a 19-03-2013 (interior)		
Café Capuccino	18-02-2013 a 9-03-2013	-	42
Centro de Dia	18-02-2013 a 02-03-2013 (exterior)	3439	21
	26-11-2013 a 15-02-2013 (interior)		

<sup>a</sup> Os aparelhos não funcionaram em 2012. As medidas foram efetuadas no início de 2013.

### **III.4 CONCLUSÕES**

A bacia hidrográfica do Rio Mondego contém uma dúzia de antigos sítios mineiros de urânio com resíduos da extração e ainda as escombrelas do tratamento químico do minério, efetuado sobretudo na Urgeiriça. Vários afluentes do Mondego recebem drenagem de várias minas e escombrelas. Como, em geral, as concentrações de radionuclidos nos escombros são elevadas, as escorrências superficiais e sub-superficiais transportaram contaminantes radioativos ao longo das ribeiras do Castelo, da Pantanha, do Boco e de Linhares até ao Rio Mondego. No entanto, apesar das descargas de afluentes contaminados, a diluição no maior volume de água do Mondego e a retenção dos radionuclidos no sedimento ao longo do percurso dos ribeiros afluentes permitem à água do Mondego ter hoje níveis de radioatividade próximos dos naturais. Sobretudo na albufeira da barragem da Aguieira a qualidade radiológica da água não está comprometida.

De resto a água das redes públicas da região, analisadas em várias localidades, como Canas de Senhorim e Cunha Baixa, abastecidas por água da barragem de Fagilde no Rio Dão, e Coimbra abastecida por água da Barragem da Aguieira no Rio Mondego, está em conformidade com os valores máximos de radioatividade recomendados para água destinada ao consumo humano, isto é, 0,5 Bq/L atividade alfa-total, 1,0 Bq/L atividade beta-total e 0,1 mSv/a dose indicativa total (DL 306/2007).

Note-se, no entanto, que ainda existem na bacia do Mondego importantes massas de água contaminada retidas em crateras mineiras, como a Quinta do Bispo (Mangualde) e a mina de Mondego Sul (Pinheiro de Azere) - esta última situada mesmo ao lado da albufeira-, com concentrações elevadas de radionuclidos. Estas águas contaminadas não poderão ser libertadas para os cursos de água sem adequado tratamento prévio.

Nalgumas zonas detetou-se contaminação radioativa de solos, pastos, carne de ovinos e produtos lácteos, geralmente devido à existência de antigas minas de urânio e escombrelas com materiais contaminados nas proximidades.

Foram investigados com pormenor as concentrações de radionuclidos em amostras de órgãos de ovinos de Arcozelo da Serra, de Vila Cortês da Serra, pastando em zonas de antigas minas de urânio, e de uma zona de comparação em V.N. Tazem. Nos órgãos de ovinos das localidades com pastagens junto a escombrelas e antigas minas de urânio notou-se uma elevação das concentrações de radionuclidos em comparação com as amostras da zona de referência. As concentrações de radionuclidos como o  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$ , foram particularmente elevadas no fígado e rins e menos elevadas no tecido muscular. Contudo, apesar de ser mensurável, essa contaminação é mesmo assim inferior ao limiar de dose para causar efeitos biológicos observáveis na saúde animal. Para além disso as concentrações

determinadas também não são suficientes para conduzir a uma exposição dos consumidores humanos a uma dose de radiação significativa. Os cálculos efetuados para o pior cenário (ou seja, um consumo intensivo desta carne) levariam um consumidor a ter que ingerir 7042 kg de carne de ovino (músculo) num ano, ou 357 kg de fígado num ano, para atingir o limite de dose de radiação anual. Esta situação não é crível, pelo que o consumo da carne e laticínios no que respeita à radioatividade não apresenta um risco para a saúde humana.

Ainda assim, o cálculo da exposição total a radionuclídeos provenientes da mineração de urânio, através da ingestão, inalação e exposição à radiação externa, deverá ser feito para ter em conta todas as vias de exposição. A preocupação da população com a segurança radiológica e a questão ética e ambiental de resíduos contaminados abandonados, permanecem como questão fundamental a ter em consideração no âmbito da gestão de resíduos e remediação ambiental.

Em resumo, no ano de 2012 não foram detetadas exposições anormalmente elevadas de elementos da população nas zonas das antigas minas de urânio. No entanto, a existência de muitos locais com escombros, água contaminada e risco potencial de contaminação ambiental, requerem a continuação de uma monitorização regular para garantir a segurança radiológica das pessoas e do ambiente, e proteger recursos naturais vitais, como a água e solos agrícolas.



## REFERÊNCIAS

- 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.
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., FARIA I. (2009 a). Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83:668-673.
- CARVALHO, F. P. (2003a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*, Nº 30: 7-11.
- CARVALHO, F. P. (2010a). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.
- CARVALHO, F. P. (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., OLIVEIRA, J. M., NEVES, M.O., Abreu, M.M., Vicente, E. M. (2009c). Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 9: 275-278.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2011). Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering* 37:1058-1063.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2009 b). Analyses of radionuclides in soil, water, and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281: 479-484.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010b). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M., LEMOS, E. (2013). Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem* DOI 10.1007/s10967-013-2734-1
- CARVALHO, F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*, vol II-III, 159-165.
- CARVALHO, F.P. (2011). Past Uranium Mining In Portugal: Legacy, Environmental Remediation and Radioactivity Monitoring. *Uranium Mining Regulatory Exchange Group, UMREG Monograph*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA, A. LIBÂNIO, I. LOPES, G. FERRADOR, M.J. MADRUGA (2005). Radioactivity in Public Water Supplies in the Uranium Mining Regions in Portugal. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures*, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.41-51. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- EDM (2007). *Relatório e Contas 2006*. EDM, Empresa de Desenvolvimento Mineiro. Lisboa.

- EDM (2011). *The Legacy of Abandoned Mines*. Empresa de Desenvolvimento Mineiro, Lisboa, 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J.RIBEIRO, 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](http://WWW.ITN.pt)).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E.CORDEIRO, J. RIBEIRO, 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](http://WWW.ITN.pt)).
- MARINHO FALCÃO J., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). *MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente. (MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions)*. Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 347-350. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- NERO, J.M., J.M. DIAS, A.J. TORRINHA, L.J. NEVES, J.A. TORRINHA (2005). *Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.145-158*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- OLIVEIRA, J.M., F.P. CARVALHO (2006). *A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium, Thorium, Radium, Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). Czechoslovak Journal of Physics 56 (Suppl. D): 545-555*.
- PHAM M.K., SANCHEZ-CABEZA J.A., POVINEC P.P., ARNOLD D., BENMANSOUR M., BOJANOWSKI R., CARVALHO F.P., KIM C.K., ESPOSITO M., GASTAUD J., GASCÓ C.L., HAM G.J., HEDGE A.G., HOLM E., JASKIEROWICZ D., KANISCH G., LLAURADO M., LA ROSA, J., LEE S. H., LIONG WEE KWONG L., LE PETIT G., MARUO Y., NIELSEN S.P., OH J.S., OREGIONI B., PALOMARES J., PETTERSON H.B.L., RULIK P., RYAN T.P., SATO K., SCHIKOWSKI J., SKWARZEC B., SMEDLEY P.A., TAJAÁN S., VAJDA N., WYSE E. (2006). *Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea). Applied Radiation and Isotopes 64: 1253-1259*.
- POVINEC, P.P., M. PHAM, G. BARCI-FUNEL, R. BOJANOWSKI, T. BOSHKOVA, W. BURNETT, F.P. CARVALHO, ET AL. (2007). *Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 273:383-393*.
- RICHTER, S, ALONSO, A., TRUYENS, J., KUHN, H., VERBRUGGEN, A., WELLUN, R. (2006). *REIMEP18: Inter Laboratory Comparison for the Measurement of Uranium Isotopic Ratios in Nitric Acid Solution. European Commission, Joint Research Centre, EUR Report 22529, 28 pp*.
- SANTIAGO BAPTISTA A. (2005). *The programme for remediation of contaminated sites: its regulation and follow-up in Portugal. Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.223-232*. International Atomic Energy Agency, Vienna.

## ANEXO

### AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA

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

Em 2012, no âmbito da vigilância radiológica ambiental o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Determinação de radionuclídeos emissores gama e alfa em solo, vegetal e águas (IAEA-TEL-2012-03), Áustria;*
- *Determinação da atividade alfa/beta totais em águas de consumo (Comissão Europeia, IRMM, Geel), Bélgica;*
- *Determinação de radionuclídeos naturais e artificiais em solos (Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha;*
- *Medição da radiação ambiental com TLD (Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha;*

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:

- J. Meresova, U. Watjen. Evaluation of EC Comparison on the Determination of  $^{40}\text{K}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in Bilberry Powder. JRC/IRMM, ISBN 978-92-79-25111-2, 2013 (draft).
- C. Gásco, J.A. Trinidad, M. Llauredó. Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2012-2013. Evaluación de la Intercomparación Analítica de Radionucleidos en Muestras Ambientales, Campaña 2012-2013 (Solo). CSN/CIEMAT, Espanha, Noviembre 2013.
- N.A. Cornejo Diaz, C. García Mulas, M. Embid Segura. Intercomparación de Medidas de Niveles de Radiación Ambiental 2013. CSN/CIEMAT, Espanha, Noviembre 2013.
- IAEA-TEL-2012-03 Determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, hay and soil samples. Preliminary Results (April 2013).