

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES (PROTEN)

PAULA FRASSINETTI PEREIRA CARNEIRO

**AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA EM PARTE DO ESTUÁRIO DO
PORTO DE SUAPE NO ESTADO DE PERNAMBUCO.**

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL
JUNHO - 2011

**AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA EM PARTE DO ESTUÁRIO DO
PORTO DE SUAPE NO ESTADO DE PERNAMBUCO.**

PAULA FRASSINETTI PEREIRA CARNEIRO

**AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA EM PARTE DO ESTUÁRIO DO
PORTO DE SUAPE NO ESTADO DE PERNAMBUCO.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação.

Orientador: Prof. Dr. João Antônio Filho (DEN-UFPE)

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL
JUNHO - 2011

Catálogo na fonte
Bibliotecária Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

- O289a Carneiro, Paula Frassinetti Pereira.
Avaliação radiométrica em parte do Estuário do Porto de Suape no Estado de Pernambuco. / Paula Frassinetti Pereira Carneiro. - Recife: O Autor, 2011.
51f.,il.,figs.,gráf.,tab.
- Orientador: Prof. Dr. João Antônio Filho.
- Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN), 2011.
Inclui Referências Bibliográficas e Apêndice.
1. Energia Nuclear. 2. Dosimetria e Instrumentação. 3. Radioatividade. 4. Impacto Ambiental. 5. Radionuclídeos. I. Antônio Filho, João (Orientador). II. Título.

621.48 CDD (22.ed)

UFPE/BCTG-143/2011

**AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA EM PARTE DO ESTUÁRIO
DO PORTO DE SUAPE NO ESTADO DE PERNAMBUCO**

Paula Frassinetti Pereira Carneiro

APROVADA EM: 30.06.2011

ORIENTADOR: Prof. Dr. João Antonio Filho

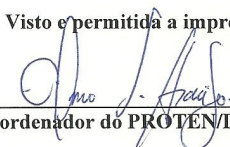
COMISSÃO EXAMINADORA:


Profa. Dra. Edvane Borges da Silva – CAV/UFPE


Profa. Dra. Vivianne Lúcia Bormann de Souza – CRCN-NE/CNEN


Prof. Dr. Wagner Eustaquio de Vasconcelos – BFP/CAPES/FACEPE-DEN/UFPE

Visto e permitida a impressão


Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE

Sabedoria,

Amei-a mais que a saúde e a beleza, e
quis possuí-la mais que a luz, pois o
esplendor que dela irradia não se apaga,
porque uma riqueza incalculável está
em suas mãos.

Livro da sabedoria (Sb 7, 10 – 11)

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, que sempre esteve presente na minha vida, dando-me força de vontade, sabedoria e saúde, requisitos para mais uma conquista.

Aos meus pais, Edna Isabel e José Carlos pelo esforço imensurável, incentivo e compreensão.

A minha avó, Alaide Pereira, pelo amor e dedicação.

Ao professor João Antônio Filho pela confiança, compreensão e dedicação na orientação desta dissertação.

As amigas Keyla Mary, Fernanda Lúcia, Carlas Renata e Nandízia Fernanda que além da ajuda durante todo o trabalho sempre torceram por mim de maneira especial.

A professora Edvane Borges pelo tempo disponibilizado e amizade adquirida ao longo do curso.

A Paulo Henrique pelo apoio, paciência e compreensão no decorrer do trabalho.

Aos amigos, Alexandra Carolina, Roseli Breckenfeld, Jairo Dias, Carlos Eduardo, Robson Pereira e Ingrid Ramos pelo incentivo e sugestões.

Ao amigo José Araújo, pela ajuda nas medidas do HPGe, sempre colaborando com dicas e opiniões muito valiosas para este trabalho.

Ao amigo Cleomácio Miguel pela ajuda desde a coleta até o tratamento dos dados.

A Crescêncio do CRCN- NE pela amizade e empenho nas medidas do alfa-beta.

Aos funcionários do DEN, principalmente a Sra. Magali Rodrigues (Secretária do DEN), pela atenção e disponibilidade.

Ao amigo David pelo incentivo e resoluções de problemas computacionais.

Ao professor Elmo Silvano, coordenador do Programa de Pós Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares pelas sugestões no decorrer do trabalho.

Ao Prof. Drº. Waldeciro Colaço, à pesquisadora Dra. Viviane Lúcia e ao Drº Wagner Eustáquio pelas participações nas bancas examinadoras (seminário e defesa), avaliações e sugestões.

Aos estagiários Alessandro, Ana, Mayra e funcionário Edmilson, do laboratório de monitoração ambiental no DEN, pela contribuição, incentivo e amizade.

Aos parentes, colegas e amigos que de uma maneira ou de outra contribuíram para a conclusão deste trabalho, até mesmo com um simples gesto de carinho ou uma palavra amiga, meus sinceros agradecimentos.

AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA EM PARTE DO ESTUÁRIO DO PORTO DE SUAPE NO ESTADO DE PERNAMBUCO.

Autora: Paula Frassinetti Pereira Carneiro

Orientador: João Antônio Filho

RESUMO

Processos industriais envolvendo a mineração e extração de metais, a exploração de jazidas de fosfato e a extração e produção de petróleo, contribuem para aumentar a concentração dos radionuclídeos, tendo a formação do "TENORM" (Technologically Enhanced Naturally Occuring Radioactive Material), ou materiais radioativos naturais concentrados tecnologicamente. Atualmente tem-se evidenciado um crescente interesse na monitoração dos níveis de radioatividade ambiental, principalmente dos radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K e ^{210}Pb . Assim, o objetivo principal deste estudo foi avaliar as concentrações desses radionuclídeos e o impacto radiológico ambiental na região Estuarina do Pólo industrial de SUAPE-PE, devido à instalação de uma refinaria de petróleo e à consequente introdução no meio ambiente de materiais radioativos naturais oriundos de outras regiões. Para isto, foram determinadas as concentrações do ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de solos e sedimentos, utilizando o método da espectrometria gama. Além disso, determinou-se também as concentrações de ^{210}Pb em amostras de solo, sedimento, peixe, raiz e folha de mangue foi utilizado o método da troca iônica. As concentrações em solos obtidas para o ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K variaram de 5,57 - 16,78 Bq.kg⁻¹; 3,89 - 11,75 Bq.kg⁻¹; 1,43 - 14,33 Bq.kg⁻¹; < LD - 7,77 Bq.kg⁻¹, respectivamente. Para as concentrações das atividades em sedimentos os valores obtidos para o ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K variaram respectivamente de 21,70 - 48,49 Bq.kg⁻¹, 9,97 - 15,35 Bq.kg⁻¹, 9,55 - 18,88 Bq.kg⁻¹, 54,61 - 97,18 Bq.kg⁻¹. Os resultados obtidos para o ^{210}Pb nas amostras de, solo variaram de 25,90 - 56,93 Bq.kg⁻¹, de sedimento 14,76 - 59,79 Bq.kg⁻¹, de peixe 22,03 - 35,36 Bq.kg⁻¹, de raiz 64,28 - 117,38 Bq.kg⁻¹, de folha 214,39 - 237,27 Bq.kg⁻¹, respectivamente. Os resultados comprovaram que as concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K e ^{210}Pb no ambiente estão em concordância

com os dados encontrados na literatura para as regiões não impactadas e servirão de parâmetros de referência para avaliações radiométricas futuras.

Palavras - chave: Radioatividade, Impacto Ambiental, Radionuclídeos.

RADIOMETRIC EVALUATION IN THE PART OF ESTUARY OF THE PORT SUAPE IN THE PERNAMBUCO STATE.

Author: Paula Frassinetti Pereira Carneiro

Advisor: João Antônio Filho

ABSTRACT

Industrial processes involving mining and extraction of metals the exploration of phosphato deposits and the extraction and production of oil foster concentration of radionuclides, contributing to the occurrence of what is known as “TENORM” - Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material, or concentrated natural radioactive materials technologically. Nowadays there is a growing interest in the monitoring of natural radioactivity levels, mainly of radionuclides ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{210}Pb present in the environment. So, the main objective of this study was concentrations evaluate of these radionuclides and ambient radiological impact in the Estuarine region of the industrial Pole of SUAPE-PE, due to installation of an oil refinery and to the consequent introduction in the environment of deriving natural radioactive materials of other regions. For this, the concentrations of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in samples of soil and sediment had been determined, using the method of the gamma spectrometry. Moreover it was also determined the concentrations of ^{210}Pb in samples, soil, sediment, fish, root and leaf of fen were used the ionic resin exchange method. The concentrations in soil obtained for ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K had varied of 5,57 - 16,78 Bq.kg⁻¹; 3,89 - 11,75 Bq.kg⁻¹; 1,43 - 14,33 Bq.kg⁻¹; < LD - 7,77 Bq.kg⁻¹, respectively. For the concentrations of the activities in sediments the values obtained for ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K had varied of 21,70 - 48,49 Bq.kg⁻¹, 9,97 - 15,35 Bq.kg⁻¹, 9,55 - 18,88 Bq.kg⁻¹, 54,61 - 97,18 Bq.kg⁻¹, respectively. The results obtained for ^{210}Pb in the samples of, soil had varied of 25,90 - 56,93 Bq.kg⁻¹, of sediment 14,76 - 59,79 Bq.kg⁻¹, of fish 22,03 - 35,36 Bq.kg⁻¹, of root 64,28 - 117,38 Bq.kg⁻¹, of leaf 214,39 - 237,27 Bq.kg⁻¹, respectively. The results had proven that the concentrations of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{210}Pb in the environment are in agreement with the data found in literature for the regions not impacted and will be parameters of reference for future radiometric evaluations.

Keywords: Radioactivity, Ambient Impact, Radionuclides.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Esquema de decaimento da série do ^{238}U e seus respectivos descendentes	05
Figura 2 - Esquema de decaimento da série do ^{232}Th e seus respectivos descendentes	05
Figura 3 - Esquema de decaimento da série do ^{235}U e seus respectivos descendentes	06
Figura 4 - Detector HPGe na Blindagem (ENV. MONITORING, 2004)	13
Figura 5 - Detalhe do sistema de medidas utilizado no Laboratório de Instrumentação Nuclear, DEN - UFPE, (SANTOS JÚNIOR, 2005)	14
Figura 6 - Detalhe da coluna de vidro de troca iônica (ARAÚJO, 2005)	15
Figura 7 - Detalhe da localização da área de estudo	17
Figura 8 - Fluxograma do processo para determinação de ^{210}Pb pelo método da troca iônica	23
Figura 9 - Detector alfa-beta	24
Figura 10 - Curva de eficiência para ^{152}Eu	27
Figura 11 - Curva de calibração média do detetor Canberra Tennelec S5E obtida para o ^{210}Pb , utilizando o método da troca iônica	28
Figura 12 - Concentrações médias de ^{210}Pb em solos no estuário de SUAPE- PE	29
Figura 13 - Concentrações médias de ^{210}Pb em sedimentos do rio Tatuoca em SUAPE – PE	30
Figura 14 - Concentrações médias de ^{210}Pb em diferentes espécies de peixes do rio Tatuoca em SUAPE – PE	31
Figura 15 - Concentrações médias de ^{210}Pb em raízes de mangue, localizadas nas margens do rio Tatuoca em SUAPE - PE	32
Figura 16 - Concentrações médias de ^{210}Pb em folhas de mangue, localizadas nas margens do rio Tatuoca em SUAPE - PE	33
Figura 17 - Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de solo	49

Figura 18 -	Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de sedimento	49
Figura 19 -	Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da espécie de peixe	50
Figura 20 -	Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de raiz	50
Figura 21 -	Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de folha	51

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 - Doses de radiação médias no ano 2000 das fontes naturais e artificiais de radiação	03
Tabela 2 - Concentrações médias do ^{232}Th em órgãos e tecidos	10
Tabela 3 - Coordenadas dos locais de amostragens	18
Tabela 4 - Análise da variância (ANOVA) para o ajuste de um modelo linear do tipo de amostra	26
Tabela 5 - Concentrações médias de ^{210}Pb em solos de Pernambuco e Minas Gerais	30
Tabela 6 - Concentrações médias de ^{210}Pb em sedimentos de estuários em Pernambuco, São Paulo, Arábia e EUA	31
Tabela 7 - Concentrações médias de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de solos e sedimentos no estuário de SUAPE –PE, por espectrometria gama	34
Tabela 8 - Concentrações médias do ^{238}U em sedimentos de Pernambuco, São Paulo e China	34
Tabela 9 - Concentrações médias do ^{238}U em solos de algumas áreas do planeta	35
Tabela 10 - Concentrações médias de ^{226}Ra em solos do Brasil, Hungria e Irlanda	35
Tabela 11 - Concentrações médias de ^{226}Ra em sedimentos de Pernambuco, São Paulo, China e EUA	36
Tabela 12 - Concentrações médias de ^{40}K em solos do Brasil, da Líbia e da Índia	37
Tabela 13 - Concentrações médias de ^{232}Th em solos do Brasil e Nigéria	37
Tabela 14 - Concentrações médias de ^{232}Th em sedimentos de Pernambuco e de São Paulo	38
Tabela 15 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre quatro tipos de solos para o ^{210}Pb	38
Tabela 16 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de sedimentos para o ^{210}Pb	39

Tabela 17 -	Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre as quatro espécies de peixe para o ^{210}Pb	39
Tabela 18 -	Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de raízes para o ^{210}Pb	39
Tabela 19 -	Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de folhas para o ^{210}Pb	39

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	01
2 REVISÃO DE LITERATURA	03
2.1 Radioatividade Ambiental	03
2.2 Urânio	06
2.3 Rádio	08
2.4 Chumbo	09
2.5 Tório	10
2.6 Potássio	11
2.7 Determinação por Espectrometria Gama	11
2.7.1 Sistema de detecção gama	12
2.8 Método da Troca Iônica	14
3 MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 Caracterização da área de estudo	16
3.2 Escolha da área de estudo e amostras coletadas	18
3.3 Pré - tratamento das amostras	19
3.4 Determinação de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo e sedimento	20
3.5 Determinação de ^{210}Pb nas amostras nas amostras de solo, sedimento, peixe, folha e raiz de mangue	22
3.6 Análises Estatísticas	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Cálculo da eficiência de contagem	27
4.2 Calibração do detector para análise do ^{210}Pb	28
4.3 Concentração de ^{210}Pb nas amostras de solo, sedimento, peixe, raiz e folha de mangue no estuário de SUAPE - PE	29
4.4 Concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo e sedimento por espectrometria gama	33
4.5 Análises Estatísticas	38
5 CONCLUSÕES	40
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APÊNDICE	49

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, tem-se evidenciado um crescente interesse no estudo dos níveis de radioatividade ambiental. O controle desta é de extrema importância para obtenção de informações sobre a exposição de pessoas a estas fontes de radiação.

Os materiais radioativos de ocorrência natural, que apresentam quantidades significativas de radionuclídeos em sua composição, emitindo radiação ionizante, são designados na literatura como NORM - Naturally Occuring Radioactive Material, (IAEA, 2006). Concentrações elevadas de elementos radioativos naturais expõem o homem aos riscos de danos biológicos da radiação ionizante. Estima-se que, a cada ano as indústrias do petróleo produzam de $2,5 \times 10^4$ a $2,25 \times 10^5$ toneladas de materiais contaminados, que contêm níveis elevados de elementos das séries radioativas naturais do ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K (EL AFIFI e AWWAD, 2005). Atividades humanas, no entanto, podem alterar a distribuição de radionuclídeos naturais no meio ambiente. Processos industriais envolvendo a mineração e extração de metais, a exploração de jazidas de fosfato e a extração e produção de petróleo, entre outras, contribuem para aumentar a concentração de radionuclídeos, tendo a formação do que se denomina "TENORM" (Technologically Enhanced Naturally Occuring Radioactive Material), ou materiais radioativos naturais concentrados tecnologicamente (EL AFIFI et al., 2008). Em alguns casos, o aumento é tão significativo, que ocasionam riscos ao meio ambiente e consequentemente à saúde do ser humano.

Algumas atividades industriais vêm contaminando os sistemas bióticos e abióticos do mundo. Dentre esses destaca-se o processo de refinamento do petróleo, onde diversos elementos, que incluem metais traços e radionuclídeos naturais, podem ser liberados para o meio ambiente sem qualquer tratamento químico ou radioquímico. Admite-se que a exposição à radiação ionizante, por menor que seja, cause danos ao ser humano. Entretanto, a exposição a algum tipo de radiação é inevitável, devido às fontes naturais presentes no meio ambiente. Para a maioria da população, a dose recebida devido à radiação natural excede aquela vinda das fontes artificiais. Enquanto a dose efetiva média individual em termos mundiais é de 2,4 mSv devido à radiação natural,

cerca de 0,4 mSv provém de procedimentos médicos de diagnóstico e apenas 0,2 μ Sv são derivados da produção de energia em centrais nucleares (UNSCEAR, 2000).

Embora os radionuclídeos estejam distribuídos de maneira aproximadamente “uniforme” na crosta terrestre, existem regiões onde os mesmos são encontrados em concentrações mais elevadas, segundo a UNSCEAR (1988), em Kerala na costa sudoeste da Índia, uma região rica em tório, verificou-se que habitantes dessa região recebiam uma dose efetiva média de 3,8 mSv/ano. No Brasil pode-se destacar a região de minas de urânio e tório do Planalto de Poços de Caldas em Minas Gerais, as praias com areias monazíticas, em Guarapari, no Espírito Santo, onde os níveis de radiação natural atingem valores dez vezes superiores aos normais (EISENBUD e GESSEL, 1997), e em Pernambuco, as áreas consideradas anômalas encontram-se localizadas no litoral e na região do agreste semi-árido. No caso do litoral, as anomalias estão associadas à presença de urânio nas rochas fosfáticas (AMARAL et al., 2005). Na região do agreste do semi-árido, existem as maiores anomalias de urânio e tório encontradas no Estado (SANTOS JÚNIOR et al., 2006; SANTOS JÚNIOR, 2009).

Estudos realizados mostraram que os teores de radionuclídeos em rejeitos (borras de óleo bruto, incrustações em tubulações) oriundos da extração, armazenamento e refino de petróleo são bastante significativos (GODOY et al., 1998; GAZINEU, 2005; MATTA et al., 2001). Assim, o presente trabalho tem como objetivo avaliar as concentrações dos radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , e ^{210}Pb em solos, sedimentos, peixes, raízes e folhas de mangue, na Região Estuarina do Pólo Industrial de SUAPE, relativo a situação pré-operacional, estes dados servirão de parâmetros de referência para avaliações radiométricas futuras, relativas aos possíveis impactos radioecológicos causados pelo funcionamento da refinaria de petróleo de SUAPE em estudos posteriores.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Radioatividade Ambiental

A radioatividade terrestre inclui três grandes categorias de radionuclídeos: (a) os primordiais, com meias-vidas longas, que estão presentes na superfície da Terra desde sua formação, (b) os secundários que são derivados do decaimento dos primordiais, e (c) os cosmogênicos que são constantemente produzidos por bombardeamentos de núclídeos estáveis por raios cósmicos, na atmosfera. Dos radionuclídeos primordiais existentes, o ^{235}U , ^{238}U , ^{87}Rb e ^{40}K estão entre os que apresentam meias-vidas comparadas com a idade da Terra (EISENBUD e GESSEL, 1997). Na Tabela 1, são apresentados valores de dose equivalente oriundos da radiação natural e artificial.

Tabela 1 - Doses de radiação médias no ano 2000 das fontes naturais e artificiais de radiação.

Fonte	Média Anual Mundial da Dose Efetiva (mSv)
Background Natural	2.4
Exames Médicos Diagnósticos	0.4
Testes Nucleares	0.005
Acidente Chernobyl	0.002
Produção da Energia Nuclear	0.0002
Fonte: (UNSCEAR, 2000)	

O conhecimento da distribuição dos radionuclídeos no ambiente é de fundamental importância para a avaliação da exposição à radiação natural por parte do público e, conseqüentemente, da dose de radiação por este recebida, proveniente de elementos radioativos (tais como, urânio, tório e potássio-40), presentes no ar, na água, no solo, nas rochas, nos vegetais e alimentos (TZORTZIS et al., 2003; SAVANNAH, 1996; SHENBER, 1997).

As principais vias de exposição ao homem de radionuclídeos presentes no ecossistema, segundo BUENO, 1999 são:

a) A radiação gama originária dos descendentes do gás radônio presente nos solos, nas rochas e nas partículas em suspensão no ar atmosférico;

b) A retenção desses radionuclídeos pelas plantas, que são ingeridas pelo homem ou por animais que posteriormente transferem esses radionuclídeos ao homem pela ingestão através da carne, leite e derivados;

c) Dissolução de radionuclídeos nas águas dos rios, mares e oceanos contaminando a fauna e flora marinha e também águas utilizadas no consumo doméstico e na irrigação;

d) Emissão de ^{222}Rn para a atmosfera e inalação de vários outros radionuclídeos decorrentes do decaimento do próprio elemento.

A maior parte dos radionuclídeos encontrados na natureza são distribuídos em três famílias ou séries naturais: do ^{238}U , do ^{232}Th e do actínio (^{235}U) que, em consequência de transformações radioativas, originam aproximadamente 40 radionuclídeos.

A série do ^{238}U (Figura 1), origina-se de uma série de decaimentos, sendo oito desses α e seis β , desde o ^{238}U até chegar a um isótopo estável, neste caso o ^{206}Pb . O sexto elemento da série é o ^{226}Ra , com meia-vida de 1.600 anos e que decai para o gás nobre ^{222}Rn . O ^{210}Pb , o décimo segundo elemento da série, é um emissor β com meia-vida de 22,3 anos.

A família radioativa do tório é iniciada pelo ^{232}Th , único isótopo de meia-vida longa dessa cadeia de decaimento (Figura 2). O terceiro e o quarto elementos da série são o ^{228}Ac ($t_{1/2} = 6,13$ h) e o ^{228}Th ($t_{1/2} = 1,9$ anos). O último elemento da série é o isótopo estável ^{208}Pb . O ^{228}Ra é o segundo elemento da série, tendo uma meia-vida de 5,75 anos.

A série do ^{235}U (Figura 3) origina-se de 10 decaimentos α e 8 β . Do ponto de vista radiológico, a importância relativa dos radionuclídeos desta série é pequena tendo em vista que a abundância isotópica do ^{235}U no urânio natural é de apenas 0,7 %. No entanto os radionuclídeos das séries de decaimento ^{238}U e do ^{232}Th são os mais importantes, pois a contribuição desses elementos na dose total para o homem é grande em relação à série do ^{235}U .

Nas Figuras 1, 2 e 3 estão representadas as séries do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , com as suas respectivas formas de decaimento e o tempo de meia-vida de cada radioisótopo.

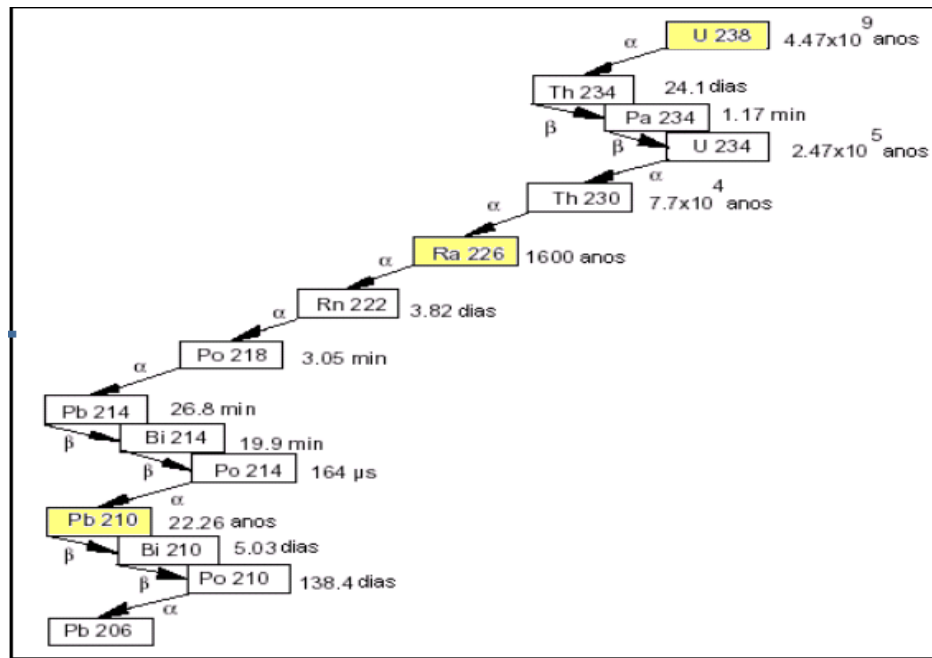


Figura 1 - Esquema de decaimento da série do ^{238}U e seus respectivos descendentes.

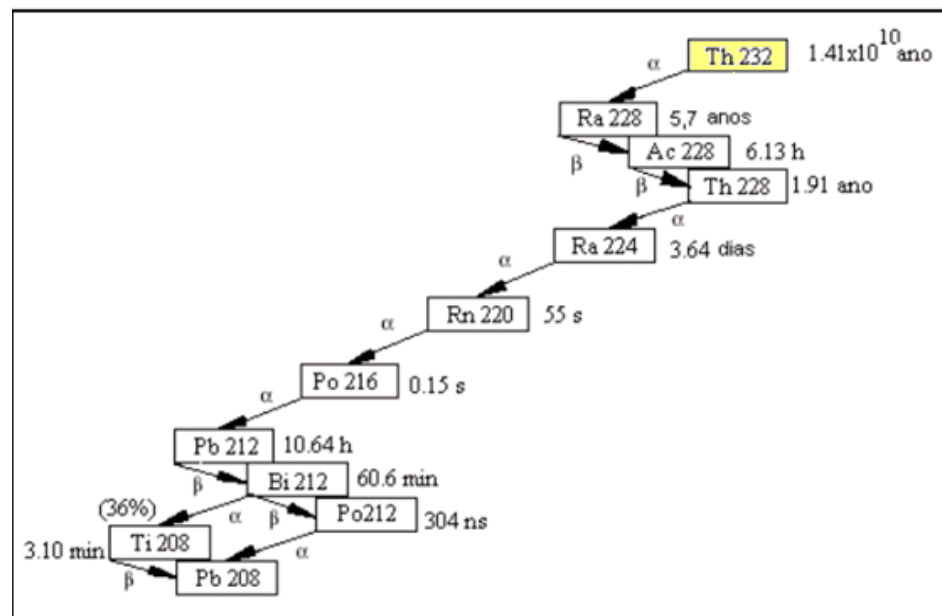


Figura 2 - Esquema de decaimento da série do ^{232}Th e seus respectivos descendentes.

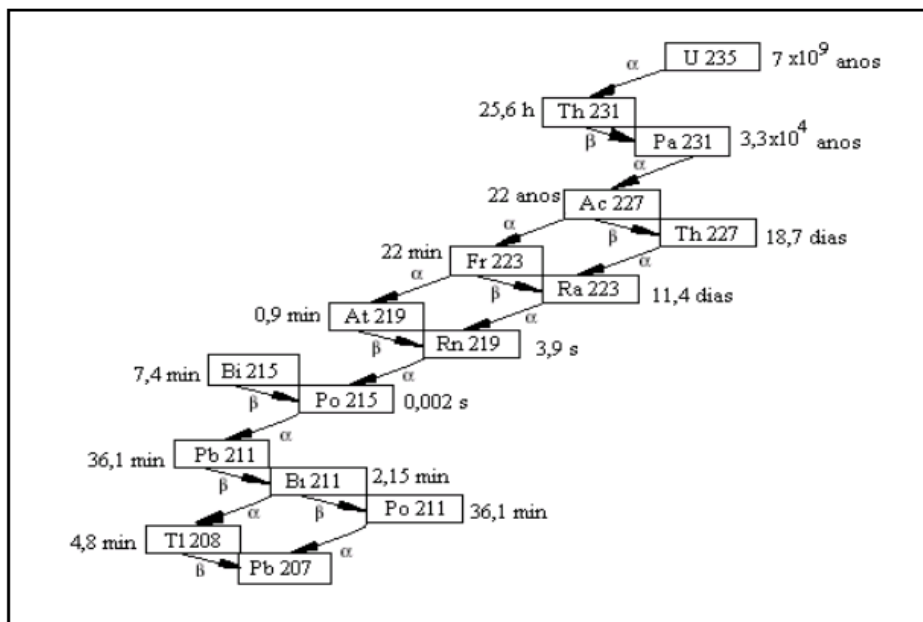


Figura 3 - Esquema de decaimento da série do ^{235}U e seus respectivos descendentes.

2.2. Urânio

O urânio emissor de partículas alfa é encontrado na natureza, como: ^{234}U ($t_{1/2} = 2,47 \times 10^5$ anos), ^{235}U ($t_{1/2} = 7 \times 10^9$ anos) e ^{238}U ($t_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ anos), com abundâncias isotópicas de 0,0058%, 0,71% e 99,28%, respectivamente. O urânio é transferido para a cadeia alimentar através do sistema solo-planta, chegando aos animais e depois ao homem (ANKE et al., 2009).

As maiores concentrações de urânio são encontradas em rochas magmáticas como basaltos e granitos, bem como, nas rochas graníticas, nas metamórficas, nas areias monazíticas, nos depósitos naturais de fosfatos e em minerais como uranila e carnotita (HURSH e SPOOR, 1973). Vários fatores, tais como o teor na rocha matriz, nos sedimentos ou solos, os efeitos climáticos e a presença de outros elementos químicos afetam a distribuição de urânio nas águas (CHERDINTSERV, 1971).

A exposição interna do homem a esse radionuclídeo se dá pelo consumo de água e alimentos tais como carne, derivados do leite, castanha do Pará dentre outros. A toxicidade química do urânio atinge principalmente os rins e o tecido ósseo, ocorrendo com mais frequência quando o urânio é absorvido na forma de compostos solúveis em água. Na forma insolúvel, este é essencialmente radiotóxico. Estima-se que no esqueleto

humano há, em média, 25 μg de urânio que equivale a uma atividade de 0,296 Bq correspondendo a uma dose de 0,003 mSv.ano⁻¹ (EISENBUD e GESSEL, 1997).

Segundo DIMOVA et al. (2003), a atividade média de ²³⁸U nos solos é geralmente de 25 Bq.kg⁻¹.

Na região uranífera situada no sudoeste da Espanha, as amostras de solos estudadas apresentaram concentrações de ²³⁸U variando de 93 a 328 Bq.kg⁻¹ (TOMÉ et al., 2002). Estudos semelhantes realizados em Venturosa - PE, apresentaram concentrações de ²³⁸U variando de 21,6 a 268,1 Bq.kg⁻¹ (SANTOS, 2002).

Nas rochas fosfáticas localizadas na faixa costeira do Nordeste do Brasil (AMARAL, 1987), estendendo-se desde a costa pernambucana (sul de Olinda) até o extremo norte da Paraíba, com uma extensão de 150 km, foram encontradas concentrações de urânio variando de 127 a 254 mg.kg⁻¹ (150 a 300 mg.kg⁻¹ de U₃O₈) e de tório variando de 1 a 5 mg.kg⁻¹ (0,0001 a 0,0005%) (Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN/ Departamento Nacional de Pesquisas Minerais - DNPM, 1985). De acordo com a literatura, estudos comparativos mostraram que a fosforita do Nordeste apresenta uma das mais altas concentrações de U₃O₈ entre as regiões fosfáticas do mundo. De acordo com SANTOS JÚNIOR (2005), estudos realizados na região agreste do semi-árido de Pernambuco, determinaram em amostras de rochas cálcio-silicáticas anfíbolíticas as concentrações de urânio, da ordem de 9.100 mg.kg⁻¹ com 0,42% (em volume) de U₁₋₃O₂₋₈, sendo 3.370 vezes superior ao clarke global do urânio (2,8 mg.kg⁻¹).

Em São Paulo, amostras de sedimentos do estuário do rio Cubatão apresentaram concentrações de ²³⁸U variando de 43 $\pm$ 3 a 75 $\pm$ 8 Bq.kg⁻¹ (SILVA et al., 2006).

2.3. Rádio

O rádio encontra-se disperso na natureza, nos minerais e nas águas e suas maiores concentrações estão presentes nos minérios que contém urânio e tório. Dentre os elementos das séries naturais o rádio é o de maior mobilidade no ambiente, e possui diferentes concentrações nos solos, nas rochas e nas fontes de água, onde é encontrado em quatro formas isotópicas: ²²³Ra ($t_{1/2}$ = 11,4 dias), ²²⁴Ra ($t_{1/2}$ = 3,64 dias), ²²⁶Ra ($t_{1/2}$ = 1600 anos) e o ²²⁸Ra ($t_{1/2}$ = 5,7 anos), (JAWOROWSKI, 1990). Dentre

estes, os isótopos mais abundantes na natureza são o ^{226}Ra , emissor de partículas alfa e o ^{228}Ra , emissor de partículas beta. Estes radionuclídeos são produtos de decaimento das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th , respectivamente, e são os isótopos de maior toxicidade do ponto de vista radiológico. Quando incorporado ao corpo, cerca de 70% fica retido nos ossos, podendo induzir o aparecimento de sarcoma nos ossos (ROWLAND et al., 1978), e os 30% restantes distribuídos uniformemente nos tecidos moles (ICRP, 1997).

O ^{226}Ra e seus produtos de decaimento são responsáveis pela maior fração da dose interna recebida pelo homem, devido às fontes naturais. Quando ingeridos ou inalados, seus produtos de decaimento oferecem alto potencial de risco à saúde dos seres humanos, podendo induzir o aparecimento de câncer (EISENBUD e GESSEL, 1997). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA) considera o rádio um agente carcinogênico devido à sua radiotoxicidade (ATSDR, 1990). A radiotoxicidade do ^{226}Ra resulta: (1) da fixação deste radionuclídeo nos ossos, (2) da meia-vida física e biológica longas e (3) da emissão da partícula alfa devido ao seu decaimento (IYENGAR, 1990).

As diferenças no comportamento químico do Ra em sistemas fluviais, em relação à água do mar são resultados da alteração do coeficiente de adsorção do Ra da água doce para a água salgada. Medidas das concentrações de ^{226}Ra em sistemas estuarinos demonstram que as concentrações deste isótopo no estuário são superiores às observadas nos rios e nos oceanos (LI et al., 1977).

Segundo o Comitê Científico das Nações Unidas Sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR, 2000 – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), a atividade média de ^{226}Ra estimada na superfície dos solos de áreas não classificadas como de alta radioatividade é de $25,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

Estudos realizados em solos no sudoeste da Nigéria apresentaram concentrações de ^{226}Ra variando de 9,3 a $198,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (AJAYI, 2009). Em outro estudo, realizado em sedimentos no estuário de Cananeia – Iguape em São Paulo verificou-se que as concentrações de ^{226}Ra variaram de 2,4 a 28 Bq.kg^{-1} (SAITO et al., 2001).

2.4. Chumbo

Os isótopos radioativos de chumbo são gerados pelo decaimento radioativo do ^{232}Th (^{212}Pb), ^{235}U (^{211}Pb) e ^{238}U (^{210}Pb e ^{214}Pb). Os radionuclídeos ^{212}Pb , ^{211}Pb e ^{214}Pb

tem meias-vidas ($t_{1/2}$) curtas (10,64 horas, 36,1 minutos e 26,8 minutos, respectivamente) e, portanto, não migram a grandes distâncias no meio ambiente. Por outro lado, o ^{210}Pb com tempo de meia-vida de 22,26 anos é encontrado em muitas amostras ambientais (ARAÚJO, 2005).

Devido à ação das chuvas, o ^{210}Pb que se encontra aderido às partículas existentes na atmosfera, retorna para o solo. Uma vez no solo, esse radionuclídeo forma compostos que são rapidamente distribuídos no meio ambiente (JAWOROWSKI, 1969).

De forma semelhante aos radionuclídeos já mencionados, o ^{210}Pb incorpora-se no ser humano através da ingestão de alimentos, a qual é reconhecida como a mais importante via de contaminação com ^{210}Pb . Uma vez ingerido, esse radionuclídeo deposita-se nos ossos e no fígado podendo induzir diversos tipos de danos à saúde, como é o caso do câncer (SALMON et al., 1999). As fontes ambientais responsáveis pela incorporação do ^{210}Pb na estrutura esquelética do homem, com os respectivos percentuais estimados, são: 1) ^{226}Ra existente nos ossos (2,6%); 2) inalação de ^{222}Rn e seus filhos de meia-vida longa (2,6%); 3) ^{222}Rn dissolvido no corpo (4,5); 4) dieta (43%) e 5) inalação de ^{210}Pb (47%) (HOLTZMAN, 1963).

Estudos realizados em amostras de sedimentos dos lagos de Quirke e Elliot, no Canadá, apresentaram concentrações de ^{210}Pb respectivamente de $425 \pm 150 \text{ mBq.g}^{-1}$ e $1203 \pm 94 \text{ mBq.g}^{-1}$ (CLULOW et al., 1997). AMARAL et al., (1988) em estudos realizados nos solos de Poços de Caldas, em Minas Gerais, apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 60 a 253 Bq.kg^{-1} . No agreste semi-árido do estado de Pernambuco, estudos realizados em amostras de solos, apresentaram concentrações variando de 195 a $86.400 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (SILVA et al., 2007).

Em São Paulo, estudos semelhantes realizados em sedimentos nos estuários do rio Cananeia – Iguape, apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 13,5 a $122,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (SAITO et al., 2001), já nos sedimentos do rio Cubatão, também em São Paulo, as concentrações de ^{210}Pb variaram de 40 ± 8 a $72 \pm 10 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (SILVA et al., 2006).

Em Mangalore, no sul da Índia, as amostras de solo estudadas apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 3,6 a $45,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$, enquanto que em áreas de alto background, na costa sudoeste de Ullal, na Índia, amostras de solo estudadas, apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 89,7 a $146,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (RADHAKRISHNA et al., 1996).

2.5. Tório

O tório apresenta seis isótopos radioativos naturais (^{227}Th , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{231}Th , ^{232}Th e ^{234}Th), com meias-vidas de (18,7 dias, 1,91 anos, $7,7 \times 10^4$ anos, 25,6 horas, $1,41 \times 10^{10}$ anos e 24,1 dias, respectivamente), resultantes dos decaimentos das três séries radioativas (^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th). Entretanto, o ^{232}Th é o único elemento radioativo de meia-vida longa da série e é o isótopo do tório mais abundante na natureza.

O tório juntamente com os seus produtos de decaimento, contribuem com 0,09 mSv da dose efetiva anual devido à exposição interna dos radionuclídeos naturais (EISENBUD e GESSEL, 1997).

Os riscos radiológicos do ^{232}Th estão associados à radioatividade dos seus descendentes, principalmente o ^{228}Ra pertencente a esta série de decaimento radioativo. No corpo humano, os isótopos do tório tendem a concentrar-se no fígado, rins e na medula óssea (EISENBUD e GESSEL, 1997). Na tabela 2 observam-se as concentrações médias de ^{232}Th em órgãos e tecidos.

Tabela 2 - Concentrações Médias do ^{232}Th em órgãos e tecidos.

Órgão ou Tecido	Concentração (mBq.kg^{-1}) ^{232}Th
Gônadas	0,15
Pulmões	20,0
Osso Cortical	12,0
Osso Trabecular	4,00
Medula Vermelha	0,15
Tireóide	0,15
Rins	3,00
Fígado	2,00
Outros Tecidos	0,15

Fonte: EISENBUD e GESSEL, 1997.

O tório, que é bem menos solúvel que o urânio e o potássio, não possui facilidade de mobilização no solo, exceto em decorrência da ação de agentes mecânicos, como vento ou pelo processo de erosão (ANJOS et al., 2005). A atividade específica média mundial do ^{232}Th , no solo, é de aproximadamente 40 Bq.kg^{-1} (PAPP et al., 1997), e a sua concentração média no solo é de aproximadamente 9 mg.kg^{-1} (SCHULZ, 1965).

Estudos realizados por AJAYI, (2009) em solos no sudoeste da Nigéria apresentaram concentrações de ^{232}Th variando de $5,4 \pm 1,1$ a $502,0 \pm 16,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

2.6. Potássio

Segundo EISENBUD e GESSEL (1997), o potássio é um elemento essencial ao metabolismo humano. Distribui-se uniformemente no corpo e está presente em todas as células vivas, principalmente no tecido muscular (SANTOS JÚNIOR, 2009). O potássio natural é composto por uma mistura de três isótopos: ^{39}K , ^{40}K e ^{41}K . Apenas o ^{40}K é radioativo tendo uma meia-vida de $1,3 \times 10^9$ anos, decaindo tanto por emissão beta (1,3 MeV), quanto por captura eletrônica, acompanhada de emissão gama (1,46 MeV), com 10,7% de abundância. É o radionuclídeo que mais contribui para a exposição interna à radiação natural, uma vez que é um isótopo do potássio natural, um nutriente indispensável a todos os organismos vivos. O índice do potássio do corpo está sob o controle homeostático estrito e não está influenciado pela variação em níveis ambientais. Por este motivo, a quantidade de ^{40}K dentro do corpo é constante. O corpo de um ser humano adulto que pesa 70 kg contém aproximadamente 140 g de ^{40}K , o que corresponde a uma atividade de $3,7 \times 10^3 \text{ Bq}$ de ^{40}K . Este radioisótopo é responsável por uma dose equivalente anual de 0,17 mSv para adultos e de 0,19 mSv para crianças, sendo a maior contribuição devida à emissão das partículas beta (EISENBUD e GESSEL, 1997). A atividade específica média mundial do ^{40}K , no solo, é de aproximadamente 370 Bq.kg^{-1} (MCAULAY e MORAN, 1988). Estudos realizados por AJAYI (2009), em solos no sudoeste da Nigéria, apresentaram concentrações de ^{40}K variando de $34,9 \pm 4,4$ a $1.358,6 \pm 28,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$. No Estado de Pernambuco estudos semelhantes obtiveram valores que variaram de 541 a 3.572 Bq.kg^{-1} (JÚNIOR et al., 2005).

2.7. Determinação por Espectrometria Gama

A espectrometria gama é uma técnica radioanalítica bastante difundida e utilizada para a quantificação de radionuclídeos naturais em amostras ambientais, nas

quais geralmente a radioatividade é baixa (MALANCA et al., 1993; RÓDENAS et al., 2003; SUJO et al., 2004).

Atualmente, utiliza-se com maior frequência o detector de germânio hiperpuro (HPGe), devido às suas vantagens operacionais : quantidade de informações obtidas em uma única análise, tempo de resolução (aproximadamente 10^{-8} s), linearidade de resposta, a ampla faixa de energia, rapidez nas análises e só necessitam de resfriamento a nitrogênio líquido (-196 °C) quando em operação, podendo manter-se por vários dias na temperatura ambiente sem alterar suas condições de calibração. Ao contrário dos detectores de germânio dopado com lítio, Ge (Li), que vem sendo rapidamente substituídos por causa das dificuldades operacionais, exigindo o resfriamento do detector mesmo quando não está em funcionamento (TAUHATA et al., 2003).

Os detectores de germânio hiperpuro (HPGe), normalmente são construídos na forma cilíndrica e coaxial, o que permite trabalhar com volumes maiores de materiais (KNOLL, 1989).

Alguns radionuclídeos como: ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K podem ser determinados usando, espectrometria gama, pela medida indireta dos raios gama emitidos por seus descendentes, desde que estas emissões tenham energia e intensidade suficientes para serem detectadas (CHINNALSAKKI et al., 2010). Neste caso, a medida do produto de decaimento é necessária, porque o urânio (^{238}U) não apresenta atividade gama suficientemente intensa para análise de rotina (AMARAL, 1987; DOWDALL et al., 2003), formando um pico pouco intenso, com energia de 49,55 keV e probabilidade de emissão gama de 0,064% (PAPACHRISTODOULOU et al., 2003).

A medida direta do ^{210}Pb é difícil de ser realizada, pois este radionuclídeo emite radiação gama com energia baixa de 46,5 keV (KNAEPEN et al., 1995), ocorrendo assim dificuldade para diferenciar o sinal de interesse da radiação de fundo que é produzida naturalmente (JAMES et al., 1998), favorecendo a escolha do método da troca iônica para a determinação das concentrações do ^{210}Pb .

2.7.1. Sistema de detecção gama

O sistema de medidas é composto por um detector de germânio hiperpuro, HPGe e está acoplado a um MCA (“multichannel analyzer”) Canberra com 8.192 canais e “software”) Genie – 2000 Canberra. O analisador multicanal permite a transformação

dos pulsos lineares em sinais digitais, realizando o processamento de separação por intervalos de energia. O resultado é apresentado no monitor do computador na forma de um gráfico que correlaciona o número de contagens e a amplitude de pulso (energia). A fim de minimizar os efeitos da radiação de fundo, o detetor está envolto por uma blindagem de chumbo de aproximadamente 6,5 cm de espessura e uma superfície interna delgada constituída de latão, conforme ilustrado na Figura 4. Este sistema apresenta os seguintes dispositivos: fonte de tensão, pré-amplificador, contador, analisador multicanal e computador, como pode-se observar na Figura 5.



Figura 4 - Detetor HPGe na blindagem (ENV. MONITORING, 2004).



Figura 5 - Detalhe do sistema de medidas utilizado no Laboratório de Instrumentação Nuclear, DEN – UFPE (SANTOS JÚNIOR, 2005).

2.8. Método da Troca Iônica

A troca iônica consiste na permuta de quantidades equivalentes de íons de carga igual, entre uma solução e um corpo sólido altamente insolúvel que está em contato com a mesma. O sólido deve ter uma estrutura molecular aberta, permeável, de modo que os íons e as moléculas da fase móvel possam mover-se livremente para dentro e para fora dos sítios de troca (OGURA et al., 2009).

As resinas trocadoras de íons são muito utilizadas em análises químicas, devido ao fato de serem insolúveis em água e em solventes orgânicos e, de conterem íons ativos capazes de trocas reversíveis com outros íons em solução, sem que ocorra modificação física apreciável no material.

As principais vantagens das resinas são (UNESP, 2005):

- a) Apresentam estabilidade em água quente (exceto fortemente básica);
- b) Apresentam estabilidade em relação a agentes químicos em solução;
- c) Possuem apenas um grupamento funcional;
- d) Podem ser obtidas na granulometria desejada;
- e) Estão disponíveis em vários tipos: aniônicos e catiônicos, fracas, fortemente ácidas ou básicas;
- f) Apresentam grau de ligação variável entre as cadeias;

O diâmetro das partículas de uma resina trocadora de íons deve ser pequeno para promover uma grande superfície de contato com o fluido, porém, diâmetros muito pequenos diminuem a velocidade de escoamento. As granulometrias ideais para trabalhos analíticos são: 50-100 mesh ou 100- 200 mesh. As partículas da resina devem ser compactadas em uma coluna vertical (Figura 6), através da qual se faz passar a solução com um fluxo contínuo (ARAÚJO, 2005).



Figura 6 - Detalhe da coluna de vidro de troca iônica (ARAÚJO, 2005).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no litoral sul do estado de Pernambuco, entre os municípios do Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca, nas latitudes 8°20'00"S e 8°29'00"S e longitudes 34°56'30"W e 35°03'00"W, distando cerca de 40 km da cidade do Recife. A área é cortada por diversos rios (Tatuoca, Masangana, Ipojuca e Merepe) e riachos, com maior concentração ao Sul do cabo de Santo Agostinho (FILHO, 1977). A via de acesso é pela BR- 101 Sul no município do Cabo de Santo Agostinho (PE), seguindo a rodovia estadual PE - 060. O mapa da Figura 7 apresenta a localização detalhada da área acima citada.

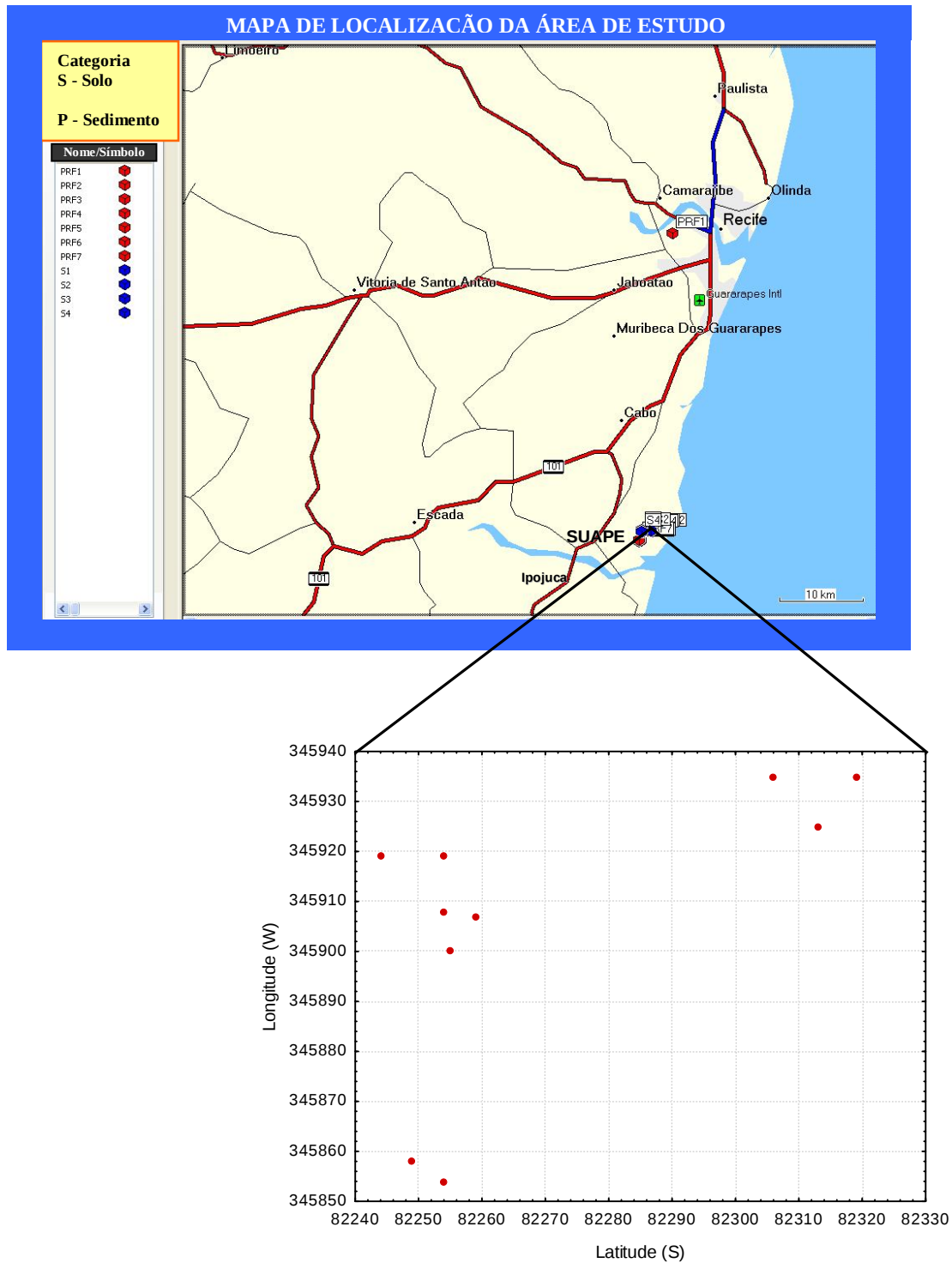


Figura 7 – Detalhe da localização da área em estudo.

A região em que se localiza a área em estudo apresenta o clima tropical úmido, segundo a classificação de Wilhem Köppen (que se baseia fundamentalmente na temperatura, na precipitação e na distribuição de valores de temperatura e precipitação durante as estações do ano) e, segundo ANDRADE (1971), é pseudotropical, com um período seco entre Setembro e Fevereiro e outro chuvoso de Março a Agosto. A temperatura média no período de 1970 - 1990 foi de $22 \pm 1^\circ \text{C}$ (SAMPAIO e SOUZA, 2001).

3.2. Escolha da área de estudo e amostras coletadas

O primeiro passo consistiu em analisar o mapa da região e a localização das instalações da refinaria; depois, delimitou-se a área de estudo, que abrange o percurso do rio Tatuoca e suas proximidades. No dia 08 de abril de 2008, foram realizadas as primeiras localizações e marcações dos pontos de coletas de amostras utilizando-se um GPS GARMIN. Na Tabela 3 observam-se as coordenadas (latitudes e longitudes) dos locais de amostragens.

Tabela 3 - Coordenadas dos locais de amostragens.

Pontos	Latitude	Longitude
P-1, R-1, F-1	8°03'27"	34°57'18"
P-2, R-2, F-2	8°22'54"	34°58'54"
P-3, R-3, F-3	8°22'55"	34°59'00"
P-4, R-4, F-4	8°22'59"	34°59'07"
P-5, R-5, F-5	8°23'19"	34°59'35"
P-6, R-6, F-6	8°23'13"	34°59'25"
P-7, R-7, F-7	8°23'06"	34°59'35"
S-1	8°22'54"	34°59'08"
S-2	8°22'49"	34°58'58"
S-3	8°22'44"	34°59'19"
S-4	8°22'54"	34°59'19"

P - sedimento; R - raiz; F - folha; S - solo.

As amostras coletadas foram: peixes (Tainha – *Mugil Platanus*, Bagre – *Bagre Marinus Ariidal*, Carapitinga – *Lutjanus Jocu* e Salema – *Anisotremus Virginicus*), parte aérea e terrestre de diferentes tipos de mangues (*Avicena schaueriana* – mangue-seriba ou seriúba, *Rhizophora mangle* – mangue-bravo ou vermelho, *Laguncularia racemosa* –

mangue-branco ou manso), solos e sedimentos no estuário do complexo industrial de SUAPE.

3.3. Pré-tratamento das amostras

As coletas foram baseadas nos procedimentos sugeridos pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria da Comissão Nacional de Energia Nuclear - IRD/CNEN (IRD, 1983). Em cada local de amostragem foram coletadas amostras em quantidade suficiente para as análises (5 kg).

As amostras de solo foram coletadas em 4 pontos (S1 a S4) superficialmente, em seguida acondicionadas em recipientes de polietileno e etiquetadas. No laboratório, as amostras foram secas em uma estufa de circulação forçada a 60° C até obter massa constante, depois dessa etapa as amostras foram peneiradas em malha com abertura de 300 µm, para descartar raízes, seixo, cascalho e calhau (TOMÈ et al., 2002). Após o peneiramento, a massa resultante com granulometria inferior a 300 µm, foi acondicionada em recipiente de polietileno e etiquetada.

As amostras de sedimentos foram coletadas em 7 pontos (P1 a P7) no percurso do rio Tatuoca, a uma profundidade de 20 cm de sedimento, em seguida as amostras foram acondicionadas da mesma forma acima mencionada. O próximo passo consistiu na secagem das amostras em uma estufa de circulação forçada a 60° C até obter massa constante, em seguida a amostra foi peneirada em malha com abertura de 300 µm, acondicionada em recipiente de polietileno devidamente lacrado e etiquetado.

Priorizaram-se às coletas dos vegetais predominantes nas áreas estuarinas, os manguezais. Neste caso, foram coletadas amostras de folhas e raízes que em seguida foram acondicionadas em recipientes semelhantes aos anteriormente mencionados. As amostras de folhas e raízes foram trituradas e em seguida colocadas para secar em uma estufa de circulação forçada à temperatura de 60° C até obter massa constante. A matéria seca obtida foi levada ao forno, aumentando-se a temperatura gradativamente de 50 em 50° C até atingir 450° C para evitar a combustão rápida, e então deixando por 48 horas a essa temperatura, até a obtenção das cinzas.

As amostras de peixes foram coletadas através da pesca de espécies existentes na área estudada. Os mesmos foram acondicionados em recipientes de polietileno e

imediatamente congelados. As amostras de peixes foram colocadas sem tratamento, para secar em uma chapa aquecedora à temperatura de 70° C até obter massa constante. Para a obtenção da matéria seca utilizou-se a mesma metodologia aplicada nos vegetais.

3.4. Determinação de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo e sedimento.

Preliminarmente as concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K foram determinadas utilizando uma técnica não destrutiva por meio de análise por espectrometria gama. Para isso, as amostras foram homogeneizadas (KANNAN et al., 2002), a fim de se obter uma distribuição uniforme dos minerais presentes, padronizando-se as massas de cada amostra em 200 g, tempo de contagem em 43.200 s (12 h) e a geometria dos recipientes. As massas padronizadas foram colocadas em recipientes de polietileno, com forma cilíndrica, capacidade volumétrica igual a 210 cm³, diâmetro de 6,5 cm e altura igual a 8 cm, onde foram hermeticamente fechados e armazenados por um período mínimo de 30 dias, necessários para que ocorra o equilíbrio radioativo secular entre o ^{226}Ra e seus filhos, ^{214}Pb e ^{214}Bi (PAPP et al., 1997; KANNAN et al., 2002), ou seja, entre os radionuclídeos de meias-vidas curtas de interesse para a análise. Após os 30 dias, as amostras foram analisadas em um detector de germânio hiperpuro de marca Canberra, previamente calibrado.

Para a determinação da eficiência de contagem, foi utilizado um padrão líquido de ^{152}Eu , que apresenta meia-vida física de aproximadamente 12,7 anos (ERDTMANN e SOYKA, 1979), calculada pela Equação 1, com base na data de referência do padrão. Para realização do cálculo da atividade citada, foi utilizado como referência a atividade inicial do ^{152}Eu de 46,729 Bq.ml⁻¹, certificada pelo IRD (Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro).

$$A = A_0 \times e^{-\lambda \times t} \quad (1)$$

onde A é a atividade que se deseja calcular, com base na atividade inicial A_0 , λ é a constante de decaimento radioativo, e o t é o tempo decorrido.

Para calcular as atividades específicas dos radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , foi utilizada a Equação 2 (IAEA, 1989), a seguir:

$$A = \frac{C - C_B}{\varepsilon \times t \times I_\gamma \times m} \quad (2)$$

onde,

A é a atividade específica determinada para o radionuclídeo em consideração (Bq.kg^{-1});

C é a área total do pico do radionuclídeo na energia considerada expressa em cps;

C_B é a contagem do background

ε é a eficiência de contagem para a energia específica, considerada;

t é o tempo de contagem expresso em segundos;

I_γ é a abundância gama percentual do radionuclídeo em consideração;

m é a massa da amostra expressa em quilogramas.

Para a contagem do BG, foi utilizado no detector um recipiente de polietileno vazio, com a mesma geometria do recipiente utilizado para as contagens das amostras, obedecendo o mesmo tempo de contagem (MALANCA et al., 1993). No final, esta contagem foi subtraída da contagem de cada amostra analisada (McAULAY, 1988).

A eficiência do detector foi determinada por meio da Equação 3, utilizando as contagens integradas, na área de cada fotopico “C”, do tempo de contagem t e da atividade gama específica do radionuclídeo padrão. O ^{152}Eu na forma líquida calibrado pelo IRD conforme mencionado anteriormente, expresso em Bq / ml .

$$\varepsilon = \frac{C}{A \times t \times I_\gamma \times V} \quad (3)$$

3.5. Determinação de ^{210}Pb nas amostras de solo, sedimento, peixe, folha e raiz de mangue.

Para a determinação da concentração do ^{210}Pb nas amostras, foi utilizado o método da troca iônica para separação química dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra , apresentado por GODOY et al., (1998). Para isso foi utilizada uma coluna de vidro preenchida com resina trocadora de íons do tipo BIO-RAD DOWEX 1-X8, com granulometria de 50-100 mesh e condicionada com HBr 0,5M. Inicialmente foram utilizadas 500 g de cada amostra, onde as mesmas foram trituradas e colocadas para secar em uma estufa com temperatura de 60° C. As amostras foram analisadas em triplicata. Em seguida, 2 g de cada amostra foram colocadas para lixiviar com 100 mL de HBr 0,5 M e 1,0 g de cloridrato de hidroxilamina, por um período de 12 horas. A solução foi filtrada e adicionou-se 1 mL do carreador de Pb^{++} (20 mg/L de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). A amostra foi colocada para percolar; durante esta etapa, o ^{210}Pb fica retido na resina, sendo depois, eluído com 50 mL de HNO_3 1M. Evapora-se o eluído até quase à secura. Em seguida adiciona-se 50 mL de água deionizada e ajusta-se o pH para valores entre 4,5 a 5,0 com acetato de amônio a 40%. Depois adiciona-se 2 mL de Na_2CrO_4 a 25% à solução, que foi aquecida até a ebulição a fim de precipitar o chumbo na forma de PbCrO_4 . A solução foi filtrada a vácuo, em papel quantitativo, cobrindo-se o precipitado com papel contato, em seguida esperam-se aproximadamente 35 dias para que ocorra o equilíbrio secular entre o ^{210}Pb e o ^{210}Bi . O fluxograma com o processo de determinação do ^{210}Pb nas amostras de solo, sedimento, peixe, folha e raiz de mangue, pelo método da troca iônica pode ser observado na Figura 8.

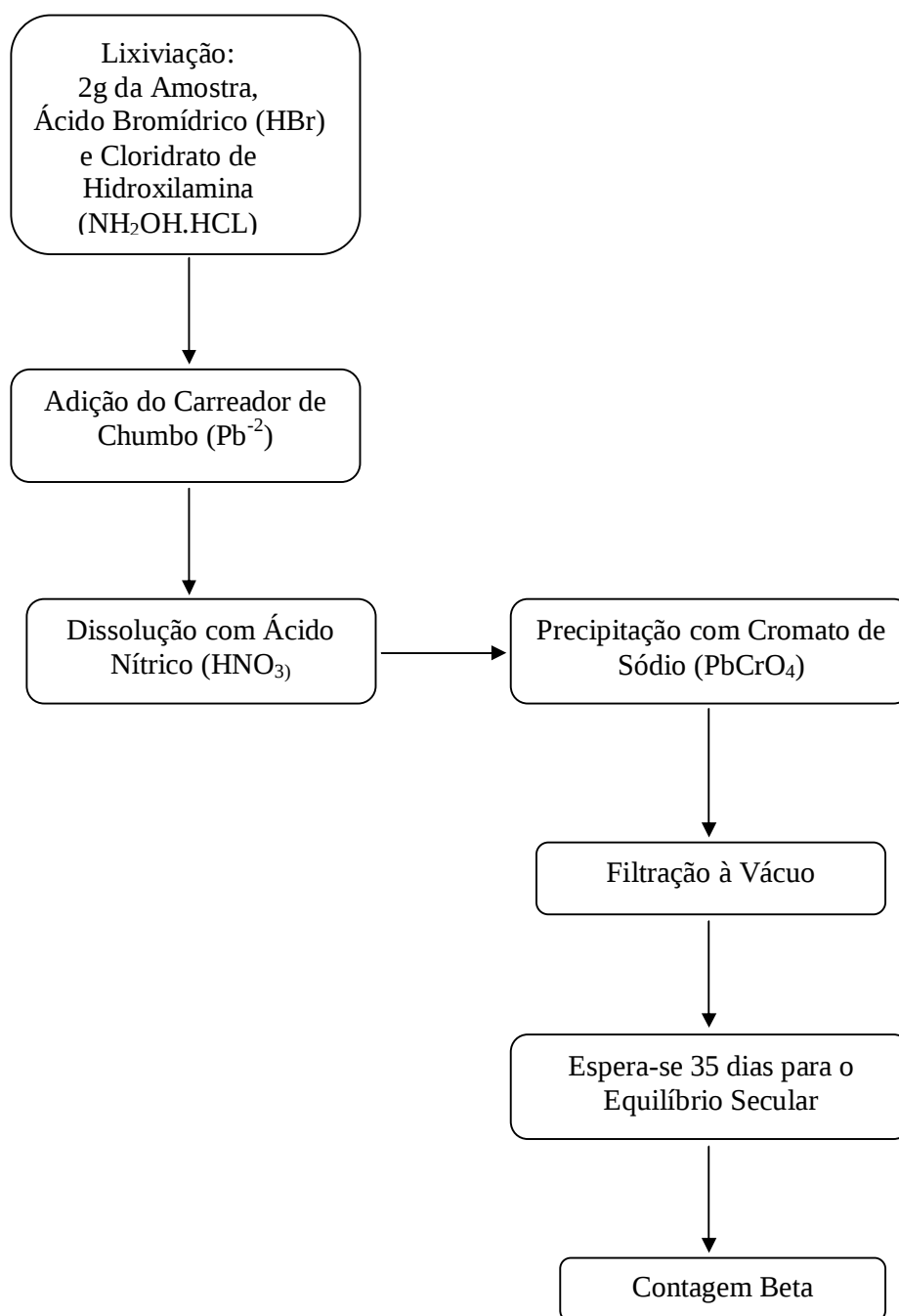


Figura 8 - Fluxograma do processo para determinação de ^{210}Pb pelo método da troca iônica.

As contagens β foram realizadas em um detector alfa-beta modelo Tennelec Series 5 (Fabricante Canberra), conforme ilustrado na Figura 9, utilizando um tempo de contagem de 50 minutos para cada amostra.



Figura 9 - Detetor alfa-beta.

A concentração do ^{210}Pb (em Bq.kg^{-1}) foi determinada utilizando a Equação 4 (JIA e TORRI, 2007):

$$C_{\text{Pb}^{210}} = \frac{C_{\text{Am}} - C_{\text{Bg}}}{Rq.m..\varepsilon.(1 - e^{-\lambda_{\text{Bi}}t})} \quad (4)$$

onde,

C_{Am} : taxa de contagem da amostra (cpm);

C_{Bg} : taxa de contagem da radiação de fundo (cpm);

Rq : rendimento químico;

m : massa da amostra analisada (kg);

ε : eficiência do sistema de contagem;

t : tempo transcorrido entre a precipitação do PbCrO_4 e a data da contagem (dias);

λ_{Bi} : constante de desintegração do ^{210}Bi .

A eficiência da contagem (ϵ) utilizada na Equação 4, foi determinada por meio de uma solução padrão de ^{210}Pb fornecida pelo laboratório do Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD – CNEN/RJ, preparada seguindo a mesma metodologia adotada para as amostras.

O rendimento químico foi calculado utilizando a Equação 5, por meio da relação entre a concentração média experimental e a concentração teórica multiplicado por 100.

$$R_Q = \frac{\text{Concentração média experimental}}{\text{Concentração teórica}} \times 100 \quad (5)$$

3.6. Análises Estatísticas

A análise de variância foi realizada, visando validar o modelo que representa os dados do tipo de amostra em função da concentração de ^{210}Pb (Bq.Kg^{-1}). De acordo com PIMENTEL E BARROS NETO (1995) o ponto de partida da análise de variância é a decomposição da soma quadrática dos desvios de todas as observações em relação à média SQ_t (soma quadrática total), em duas parcelas, SQ_{reg} (soma quadrática de regressão) e SQ_r (soma quadrática de resíduos) (Equação 6):

$$SQ_t = SQ_{\text{reg}} + SQ_r \quad (6)$$

Onde SQ_r é a soma quadrática dos resíduos deixados pelo método, e SQ_{reg} é calculado a partir dos valores estimados pelo modelo, e representa a parcela da variação das observações em torno da média global que o modelo consegue produzir, conforme demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4 - Análise da variância (ANOVA) para o ajuste de um modelo linear do tipo de amostra.

Fonte de variação	Soma Quadrática	Nº de grau de liberdade	Média Quadrática
Regressão	SQ_{reg}	1	$MQ_{reg} = SQ_{reg} / 1$
Resíduos	SQ_r	5	$MQ_r = SQ_r / 5$
Falta de ajuste	SQ_{faj}	3	$MQ_{faj} = SQ_{faj} / 3$
Erro puro	SQ_{ep}	2	$MQ_{ep} / 2$
Total	SQ_t	6	

Para avaliar a qualidade do modelo, se compara a soma quadrática explicada pelo modelo com a soma quadrática residual. Quanto maior for o valor de SQ_{reg} em relação ao valor de SQ_r , significa que o modelo é satisfatório, pois quanto maior a quantidade de termos de um modelo maior a variação que este consegue explicar. Levando em consideração a existência do grau de liberdade, é preciso verificar se o grau de liberdade retirado por um termo adicional é compensado pelo aumento na quantidade de variação que passou a ser explicada pelo modelo. Essa verificação é feita ao serem comparadas às médias quadráticas que são obtidas dividindo-se as somas pelos seus respectivos graus de liberdade, cujas expressões são dadas na última coluna da Tabela 4. Quanto maior o valor da razão MQ_{reg} / MQ_r , melhor será o modelo.

Para que o modelo esteja bem ajustado é necessário comparar a razão entre MQ_{faj} e MQ_{ep} com o ponto da distribuição F correspondente aos mesmos números de graus de liberdade, no nível de confiança escolhido. Se MQ_{faj} / MQ_{ep} for menor que F, conclui-se que não há evidências de falta de ajuste, logo o ajuste do modelo pode ser considerado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Cálculo da eficiência de contagem

Na Figura 10 está apresentada a curva de eficiência para o detetor HPGe utilizado na obtenção das concentrações nas amostras de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K para solo e sedimento, determinada experimentalmente utilizando a Equação 3 e o procedimento descrito no item 3.3.

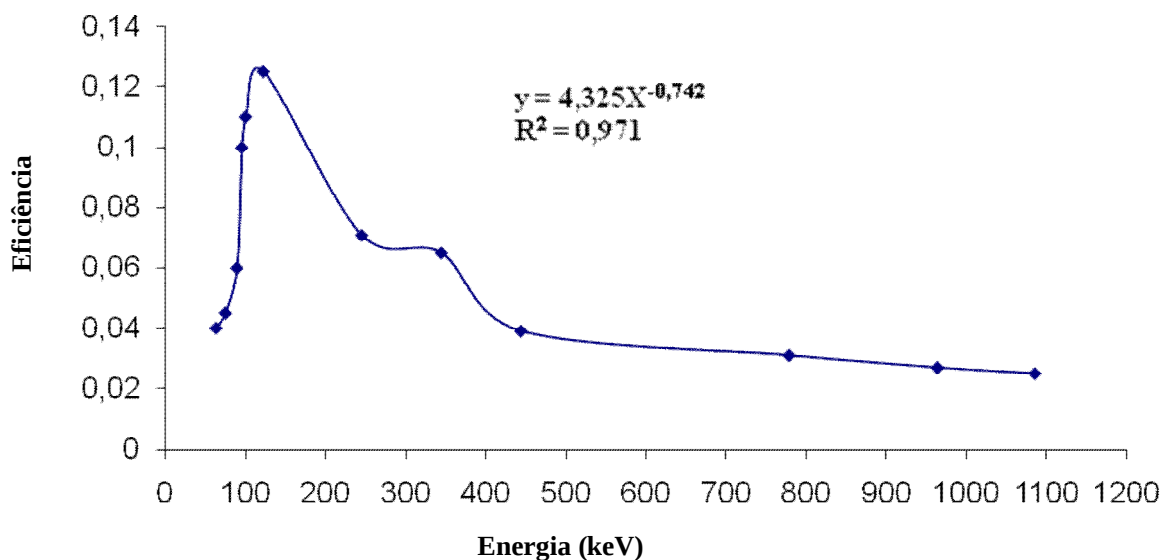


Figura 10 - Curva de eficiência para ^{152}Eu .

Observa-se ainda na Figura 10, que para baixas energias as interferências dos ruídos são maiores, enquanto que para altas energias há uma clara tendência à estabilidade, que se traduz num melhor ajuste da curva teórica com a curva empírica. Isto permite concluir que, para as eficiências estabelecidas nas energias de 63 e 93 keV do ^{234}Th , por exemplo, o erro é relativamente maior, devido principalmente às

interferências nessas regiões. Desta forma, foi constatada uma inviabilidade para a utilização dos valores da eficiência na energia abaixo de 93 keV. As eficiências avaliadas para as energias acima de 93 keV, por exemplo, 352 keV e 609 keV para o ^{214}Pb e ^{214}Bi , respectivamente, utilizadas para os cálculos das atividades.

4.2. Calibração do detector para análise do ^{210}Pb

A Figura 11 mostra a curva de calibração média obtida para cinco análises de concentrações dos padrões de ^{210}Pb , utilizando concentrações de amostras padrões de ^{210}Pb que variaram de 0,153 a 6,124 Bq.

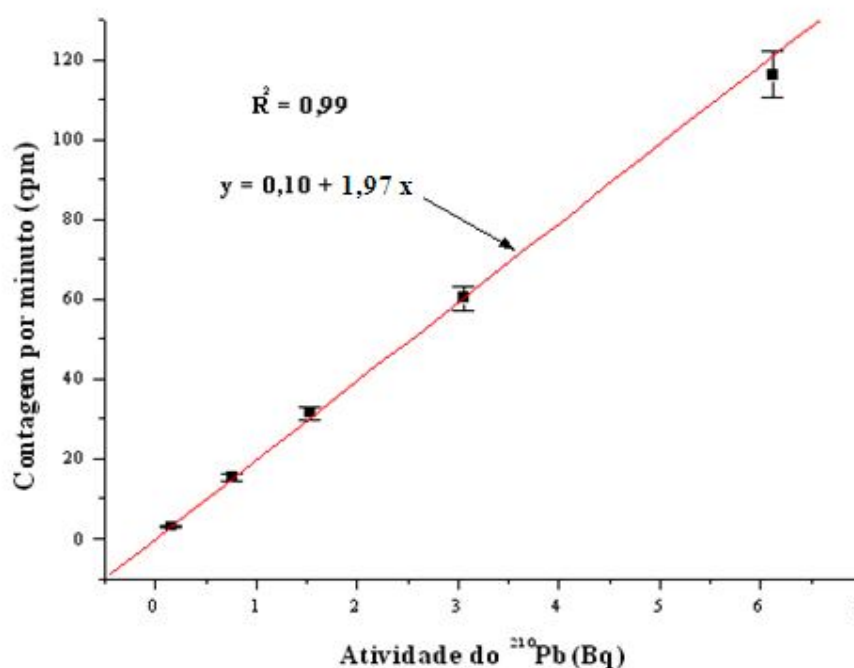


Figura 11 - Curva de calibração média do detector Canberra Tennelec S5E obtida para o ^{210}Pb , utilizando o método da troca iônica.

O limite de detecção calculado para a análise de ^{210}Pb foi de 0,081 Bq. A eficiência de contagem (η) foi determinada utilizando a Figura 11, pois esta é numericamente igual ao coeficiente angular da reta. O valor de η foi de $1,97 \text{ cpm.Bq}^{-1}$,

no qual se obteve a eficiência de contagem beta de 33%, utilizada para a avaliação das concentrações de ^{210}Pb nas amostras analisadas.

4.3. Concentração de ^{210}Pb nas amostras de solo, sedimento, peixe, raiz e folha de mangue do estuário de SUAPE - PE.

Os resultados obtidos encontram-se expressos respectivamente nas Figuras 12, 13, 14, 15 e 16, onde pode-se observar que todas as análises apresentaram um desvio padrão abaixo de 5 % estando assim de acordo com o Programa Nacional de Intercomparação do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD, 1983).

O rendimento químico final obtido para o precipitado de PbCrO_4 , ao utilizar-se a resina de troca iônica variou entre 74 e 100 %, mas em média obteve-se o valor de 95 %. Esse resultado indica a grande adaptabilidade e a aplicabilidade do método da troca iônica na quantificação do ^{210}Pb nas amostras analisadas.

Na Figura 12 pode-se observar que as concentrações médias obtidas para o ^{210}Pb nas amostras de solos, variaram de $25,90 \pm 0,01$ a $56,93 \pm 0,81 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

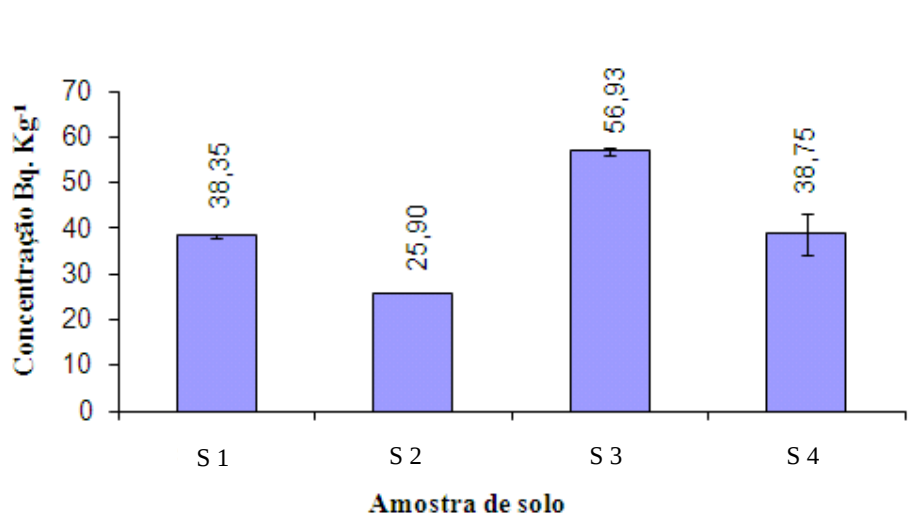


Figura 12 - Concentrações médias de ^{210}Pb em solos no estuário de SUAPE- PE.

Os resultados obtidos estão abaixo dos valores citados na literatura, como pode ser observado nas comparações apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentrações médias de ^{210}Pb em solos de Pernambuco e Minas Gerais.

^{210}Pb (Bq.kg ⁻¹)		
Local	Faixa	Referência
Estuário de SUAPE – PE	25,90 ± 0,01 – 56,93 ± 0,81	Presente estudo
Agreste Semi-Árido –PE	195 – 86.400	Silva et al. (2007)
Poços de Caldas – Minas Gerais	60 – 253	Amaral et al. (1988)

De acordo com a Figura 13, observa-se que, as concentrações das atividades obtidas para o ^{210}Pb nas amostras de sedimentos, variaram de $14,76 \pm 0,54$ a $59,79 \pm 5,83$ Bq.kg⁻¹, resultados estes semelhantes aos reportados na literatura, exceto os encontrados por SILVA, 2006 cujas concentrações variaram de 26 a 538 Bq.kg⁻¹, Tabela 6.

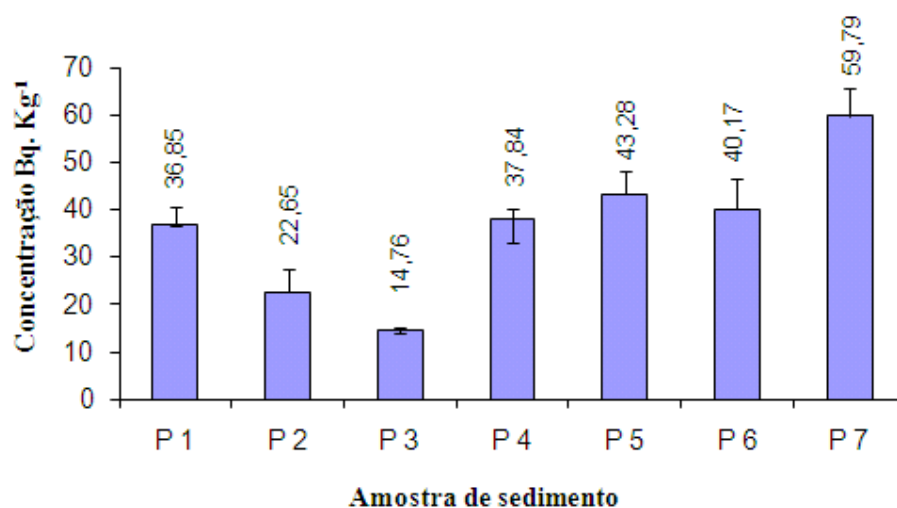


Figura 13 - Concentrações médias de ^{210}Pb em sedimentos do rio Tatuoca em SUAPE - PE.

Tabela 6 - Concentrações médias de ^{210}Pb em sedimentos de estuários em Pernambuco, São Paulo, Arábia e EUA .

^{210}Pb (Bq.kg ⁻¹)		
Local	Faixa	Referência
Rio Tatuoca – Pernambuco	14,76 ± 0,54 – 59,79 ± 5,83	Presente estudo
Rio Cananeia - Iguape – São Paulo	6,1 – 167,5	Saito et al. (2000)
Rio Kali, Sharavathi, Netravathi – Arábia	8,0 ± 0,6 - 62,7 ± 1,6	Rajashekara et. al.(2007)
Rio Mogi e Cubatão – São Paulo	26 ± 12 - 538 ± 96	Silva et al. (2006)
Rio Sabine-Neches – EUA	30 – 87	Saito et al.(2000)

As concentrações de ^{210}Pb em amostras de peixes variaram de $22,03 \pm 2,27$ a $61,76 \pm 3,12$ Bq.kg⁻¹, como pode ser observado na Figura 14. Comparando estes resultados com os obtidos na literatura, observa-se que nas amostras de peixes do sistema Cananéia-Iguape as concentrações de ^{210}Pb variaram de 0,17 a 15,1 Bq.kg⁻¹. YAMAMOTO et al. (1994), estudaram peixes coletados no Mar do Japão, as concentrações variaram de 0,04 a 0,54 Bq.kg⁻¹. CARVALHO (1995b) observou as concentrações de ^{210}Pb em peixes do litoral de Portugal, que variou entre 0,01 a 14 Bq.kg⁻¹. Para MÁRSICO (2005), as concentrações de ^{210}Pb em diferentes espécies de peixes no litoral de Niterói variaram de $1,68 \pm 1,23$ a $190,21 \pm 361,54$ Bq.kg⁻¹. Neste caso, os resultados estão entre os valores encontrados em estudos anteriores.

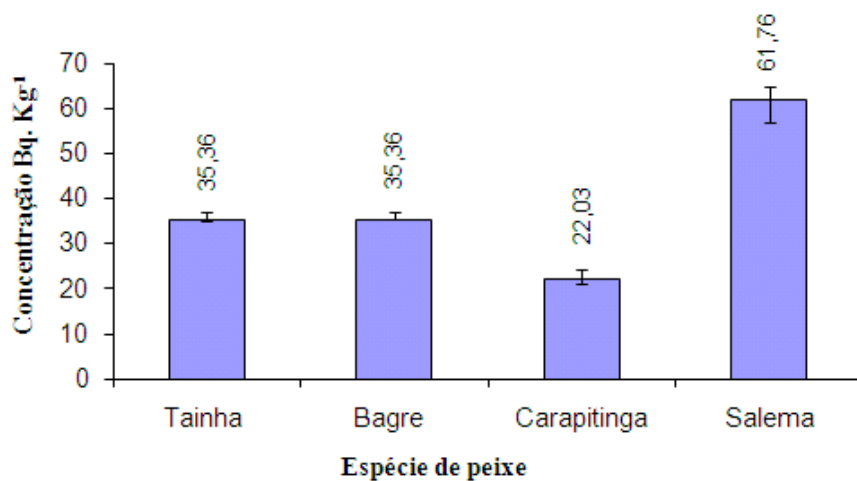


Figura 14 - Concentrações médias de ^{210}Pb em diferentes espécies de peixes do rio Tatuoca em SUAPE - PE.

A Figura 15 apresenta as concentrações de ^{210}Pb em amostras de raízes de mangue que variaram de $64,28 \pm 0,86$ a $117,38 \pm 2,74 \text{ Bq.kg}^{-1}$, estes valores não estão sendo comparados com dados da literatura devido a ausência de estudos em raízes de mangue em estuários.

Porém, estudos realizados por SOARES et al., (1999) afirma que o manguezal é exportador de matéria orgânica que está incorporado na cadeia alimentar, evidenciando que o ^{210}Pb não está sendo transferido para o vegetal, confirmando a hipótese de que funciona como barreiras geoquímicas à transferência de metais para as cadeias alimentares, retendo-os no solo.

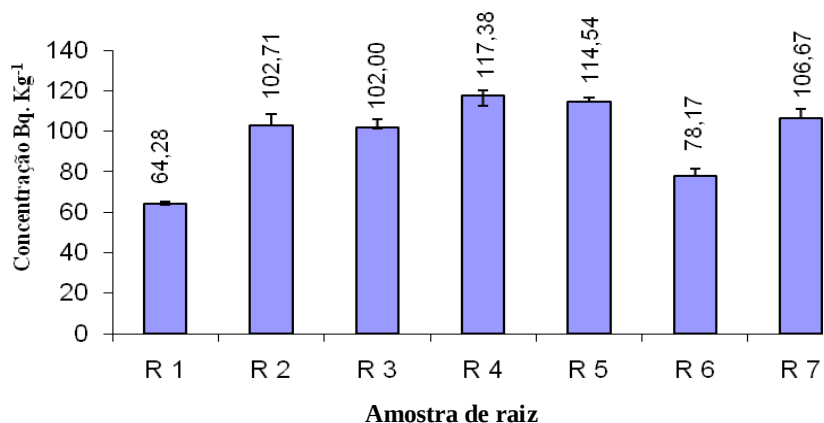


Figura 15 - Concentrações médias de ^{210}Pb em raízes de mangue, localizadas nas margens do rio Tatuoca em SUAPE - PE.

Na Figura 16 estão apresentadas as concentrações médias de ^{210}Pb nas amostras de folhas de mangue, que variaram de $214,39 \pm 4,82$ a $237,44 \pm 0,54 \text{ Bq.Kg}^{-1}$. Esses valores encontrados foram os mais elevados do estudo para ^{210}Pb , esse fato explica-se devido ao grau de mobilidade desse radionuclídeo, este pode mover-se no solo pela influência da água e de soluções salinas, tornando-se disponíveis para as plantas (SANTOS, 2005). A mobilidade depende do pH do solo, da hidrologia de cada terreno, da presença de minerais de argila e das características da vegetação e organismos presentes no meio (LAURIA et al., 2003), onde a vegetação retém radionuclídeos a longo prazo, disponibilizando-os para migração no ambiente, principalmente através do fluxo de corrente de água, podendo haver bioacumulação nos vegetais (HRABOVSKYY et al., 2004).

Estudos realizados em vegetais folhosos nos municípios de Pedra e Venturosa mostram que as concentrações médias obtidas de ^{210}Pb também foram elevadas variando de 2 a 503 Bq kg $^{-1}$ (SILVA et al., 2009). AMARAL et al. (1988) determinou as concentrações de ^{210}Pb variando de 9,4 a 83 Bq.kg $^{-1}$ em amostras de folhas na região de Poços de Caldas em Minas Gerais.

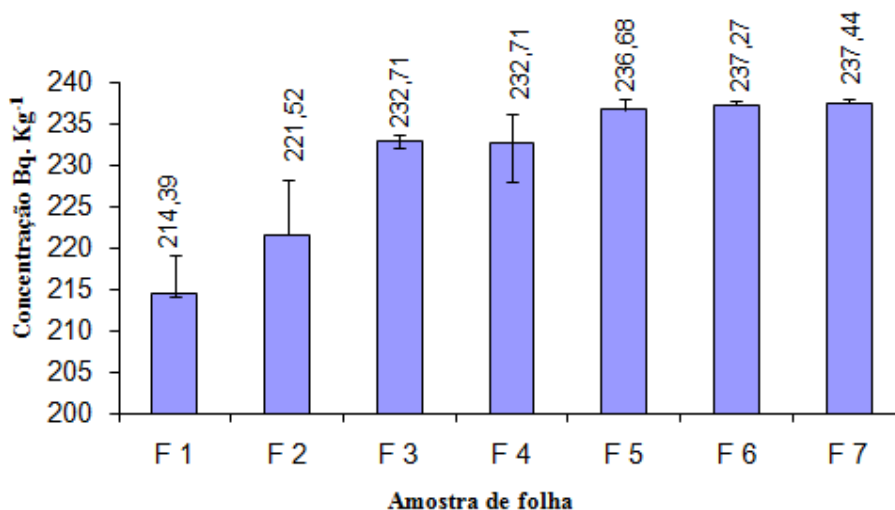


Figura16 - Concentrações médias de ^{210}Pb em folhas de mangue, localizadas nas margens do rio Tatuoca em SUAPE - PE.

4.4. Concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo e sedimento por espectrometria gama.

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados das concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K obtidas nas amostras de solo e sedimento, coletados no estuário de SUAPE – PE.

Tabela 7 - Concentrações médias de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de solos e sedimentos no estuário de SUAPE –PE, por espectrometria gama.

Tipo de Amostra	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
S1	$5,57 \pm 2,36$	$3,89 \pm 1,97$	$1,43 \pm 1,19$	$4,32 \pm 2,07$
S2	$12,61 \pm 3,55$	$6,35 \pm 2,51$	$7,59 \pm 2,75$	< LD*
S3	$16,78 \pm 4,09$	$11,75 \pm 3,42$	$11,45 \pm 3,38$	$7,77 \pm 2,78$
S4	$7,83 \pm 2,79$	$7,20 \pm 2,68$	$14,33 \pm 3,78$	< LD*
P1	$31,85 \pm 5,64$	$14,71 \pm 3,83$	$15,53 \pm 3,94$	$97,18 \pm 9,85$
P2	$36,14 \pm 6,01$	$10,85 \pm 3,29$	$12,66 \pm 3,55$	$54,61 \pm 7,38$
P3	$23,48 \pm 4,84$	$9,97 \pm 3,15$	$9,55 \pm 3,09$	$61,70 \pm 7,85$
P4	$39,93 \pm 6,31$	$13,92 \pm 3,73$	$18,88 \pm 4,34$	$92,47 \pm 9,61$
P5	$29,57 \pm 5,43$	$12,69 \pm 3,56$	$18,47 \pm 4,29$	$83,30 \pm 9,12$
P6	$21,70 \pm 4,65$	$10,94 \pm 3,30$	$14,72 \pm 3,83$	$81,76 \pm 9,04$
P7	$48,49 \pm 6,96$	$15,35 \pm 3,91$	$18,47 \pm 4,29$	$96,72 \pm 9,83$

S – Solo; P- Sedimento

* Limite de Detecção

As concentrações médias obtidas para o ^{238}U nas amostras de sedimentos variaram entre $21,70 \pm 4,65$ e $48,49 \pm 6,96$ Bq.kg⁻¹. Observa-se que os resultados apresentaram valores inferiores, quando comparado com outras regiões estuarinas do Brasil e de outros países. Nas amostras de sedimentos do rio Cubatão em São Paulo, as concentrações de ^{238}U variaram de 43 ± 3 a 75 ± 8 Bq.kg⁻¹, estudos semelhantes realizado no rio Yangtze na China, as concentrações variaram de $24,7 \pm 4,3$ a $40,7 \pm 4,5$, como pode-se observar na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentrações médias do ^{238}U em sedimentos de Pernambuco, São Paulo e China.

Local	Faixa ^{238}U (Bq.kg ⁻¹)	Referência
Rio Tatuoca – Pernambuco	$1,70 \pm 4,65 - 48,49 \pm 6,96$	Presente estudo
Rio Cubatão – São Paulo	$43 \pm 3 - 75 \pm 8$	Silva et al. (2006)
Rio Yangtze – China	$24,7 \pm 4,3 - 40,7 \pm 4,5$	Dai et al. (2010)

Pode-se observar, na Tabela 9, que as concentrações das atividades em solos obtidas para o ^{238}U variaram de $5,57 \pm 2,35$ a $16,78 \pm 4,09$ Bq.kg⁻¹, das quatro (4) amostras de solo analisadas todas apresentaram valores inferiores, as médias mundiais

aproximadamente 25 Bq.kg^{-1} para urânio natural (DIMOVA et al., 2003), e aos resultados encontrados em Pedra e Venturosa – Pernambuco, Hungria, China, Espanha, Estados Unidos, Gadalore e Kalpakkam – Índia e Venezuela.

Tabela 9 - Concentrações médias do ^{238}U em solos de algumas áreas do planeta.

$^{238}\text{U} (\text{Bq.kg}^{-1})$		
Local	Faixa	Referência
Estuário de SUAPE –PE	$5.57 \pm 2.35 - 16.78 \pm 4.09$	Presente estudo
Pedra – Pernambuco	21.6 – 268.1	Santos Júnior (2005)
Ajka – Hungria	33 – 944	Papp et al. (1997)
China	20 – 520	Kannan, et al. (2002)
Espanha	8 – 310	Kannan, et al. (2002)
Estados Unidos	9 – 1.558	Kannan, et al. (2002)
Gadalore – Índia	16.7 – 62.4	Selvasekarapandian et al. (2000)
Kalpakkam – Índia	5 – 71	Kannan, et al. (2002)
Venezuela	15 – 37	Kannan, et al. (2002)

Em geral, as concentrações do ^{238}U (Tabela 7) são maiores que as do ^{226}Ra para as amostras de solo, como pode-se observar as 4 (quatro) amostras avaliadas no presente estudo, apresentaram valores inferiores aos dados da literatura e as médias mundiais, aproximadamente 26 Bq.kg^{-1} para ^{226}Ra (MALANCA et al., 1993), como observa-se na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentrações médias de ^{226}Ra em solos do Brasil, Hungria e Irlanda.

$^{226}\text{Ra} (\text{Bq.kg}^{-1})$		
Local	Faixa	Referência
Estuário de SUAPE – PE	$3.89 \pm 1.97 - 11.75 \pm 3.42$	Presente estudo
Pedra – Pernambuco	14.0 – 366.6	Santos Júnior (2005)
Ajka – Hungria	20 – 798	Papp et al. (1997)
República da Irlanda	8 – 220	Mcaulay e Moran (1988)
RN – Brasil	10.3 – 137.6	Malanca et al. (1993)

Na Tabela 11 encontram-se as concentrações médias para o ^{226}Ra nas amostras de sedimento do rio Tatuoca que variaram de $9,97 \pm 3,15$ a $15,35 \pm 3,91$ Bq.kg $^{-1}$. Pode-se notar que em média as concentrações do ^{226}Ra na área estudada são inferiores aos resultados encontrados nos estuários dos rios Yangtze – China, Mogi, Cubatão, Canaleta de Santos, Canaleta de São Vicente – São Paulo.

Tabela 11 - Concentrações médias de ^{226}Ra em sedimentos de Pernambuco, São Paulo, China e EUA.

^{226}Ra (Bq.kg $^{-1}$)		
Local	Faixa	Referência
Rio Tatuoca – Pernambuco	$9.97 \pm 3.15 - 15.35 \pm 3.91$	Presente estudo
Rio Yangtze – China	$22.8 \pm 0.8 - 31.9 \pm 1.0$	Dai et al. (2010)
Rio Mogi, Cubatão, Canaleta de Santos, Canaleta de São Vicente – São Paulo	6 ± 2 a 60 ± 3	Silva et al. (2006)
Rio Sabine-Neches - EUA	67 a 25	Saito et al.(2000)

As concentrações médias obtidas para o ^{40}K nas amostras de sedimentos variaram de $54,61 \pm 7,38$ a $97,18 \pm 9,85$ Bq.kg $^{-1}$, observa-se que esses resultados são inferiores aos encontrados na literatura. Estudo dos sedimentos de Margarita na Venezuela obteve valores que variaram entre 12,2 e 211,7 Bq.kg $^{-1}$ (LABRECQUE et. al., 2010).

Na Tabela 12 encontram-se os resultados obtidos para o ^{40}K em solos das proximidades do rio Tatuoca em SUAPE – PE e as comparações com regiões similares ao presente estudo, mostrando que esses valores estão abaixo dos reportados na literatura.

Tabela 12 - Concentrações médias de ^{40}K em solos do Brasil, da Líbia e da Índia.

^{40}K (Bq.kg ⁻¹)		
Local	Faixa	Referência
Estuário de SUAPE – PE	< LD* – 7.77	Presente estudo
RN – Brasil	56.4 – 1.972	Malanca et al. (1993)
Tripoli – Líbia	265 – 282	Shenber (1997)
Gudalore – Índia	77.5 – 595.9	Selvasekarapandian et.al. (2000)
Kalpakkam – Índia	200 – 854	Kannan et al., 2002

* Limite de Detecção

As concentrações médias encontradas para o ^{232}Th nas amostras de solo no presente estudo variaram de $1,43 \pm 1,19$ a $14,33 \pm 3,78$ Bq.kg⁻¹. Observa-se que esses resultados são inferiores aos encontrados na literatura e ao valor recomendado pelo UNSCEAR (2000), 30 Bq.kg⁻¹ para a concentração média dos solos no mundo. AJAYI, (2009) determinou as concentrações de ^{232}Th em amostras de solo no sudoeste da Nigéria que variaram de $5,4 \pm 1,1$ a $502,0 \pm 16,5$ Bq.kg⁻¹, como pode-se observar na Tabela 13.

Tabela 13 - Concentrações médias de ^{232}Th em solos do Brasil e da Nigéria.

^{238}U (Bq.kg ⁻¹)		
Local	Faixa	Referência
Estuário de SUAPE-PE	$1,43 \pm 1,19$ a $14,33 \pm 3,78$	Presente estudo
Sudoeste da Nigéria	$5,4 \pm 1,1$ a $502,0 \pm 16,5$	AJAYI (2009)

Os resultados obtidos para as concentrações médias do ^{232}Th em amostras de sedimento do rio Tatuoca variaram de $9,55 \pm 3,09$ a $18,88 \pm 4,34$ Bq.kg⁻¹, pode-se observar que estes valores estão abaixo dos reportados em áreas similares. Por exemplo, em estudos realizados por RAMOS (2010), nos sedimentos do estuário do rio Cubatão em São Paulo, as concentrações do ^{232}Th variaram de 59 ± 2 a 129 ± 3 Bq.kg⁻¹, o mesmo estudo realizado em São Vicente obtiveram concentrações variando de 22 a 50 Bq.kg⁻¹, como pode-se observar na Tabela 14.

Tabela 14 - Concentrações médias de ^{232}Th em sedimentos de Pernambuco e de São Paulo.

Local	^{238}U (Bq.kg ⁻¹)	Referência
Rio Tatuoca – Pernambuco	9,55 ± 3,09 a 18,88 ± 4,34	Presente estudo
Rio Cubatão – São Paulo	59 ± 2 a 129 ± 3	Ramos (2010)
Rio São Vicente – São Paulo	22 a 50	Ramos (2010)

4.5. Análises estatísticas

Segundo VIEIRA (2006) se os cálculos da análise de variância forem realizados utilizando-se um programa de estatística, não é necessário recorrer à tabela de F. Pois, tais programas calculam o p-valor (p-value), que é a probabilidade do valor tão grande ou maior que o obtido, ocorrer por puro acaso sob a hipótese de que as médias são iguais. Logo, basta comparar o p-valor com o nível de significância. Toda vez que o p-valor for menor do que o nível de significância estabelecido rejeita-se a hipótese de que as médias sejam iguais.

Nas Tabelas 15, 16, 17, 18 e 19 estão expressos os resultados das análises de variância dos dados obtidos para a determinação do ^{210}Pb pelo método da troca iônica nas amostras de solo, sedimento, peixe, raiz e folha, respectivamente. Observou-se que o p-valor em todas as análises de variâncias (de 0,000 a 0,004) foi menor do que o nível de significância de 0,05 ou 5%, reprovando a hipótese de que as médias de tratamento são iguais para este nível de significância.

Tabela 15 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre quatro tipos de solos para o ^{210}Pb .

Fonte	Quadrado da Soma	Grau de Liberdade	Média quadrada	F	p-valor
Modelo corrigido	978,095 (a)	3	326,032	57,781	0,001
Erro	22,570	4	5,643		0,001
Total	13831,084	8			
Total corrigido	1000,666	7			

$R^2 = 0,977$

Tabela 16 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de sedimentos para o ^{210}Pb .

Fonte	Quadrado da Soma	Grau de Liberdade	Média quadrada	F	p-valor
Modelo corrigido	2537,062(a)	6	422,844	20,891	0,000
Erro	141,683	7	20,240		0,000
Total	21309,081	14			
Total corrigido	2678,745	13			

$R^2 = 0,947$

Tabela 17 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre quatro espécies de peixe para o ^{210}Pb .

Fonte	Quadrado da Soma	Grau de Liberdade	Média quadrada	F	p-valor
Modelo corrigido	1949,049(a)	3	649,683	134,159	0,000
Erro	19,371	4	4,843		0,000
Total	14365,245	8			
Total corrigido	1968,420	7			

$R^2 = 0,990$

Tabela 18 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de raízes para o ^{210}Pb .

Fonte	Quadrado da Soma	Grau de Liberdade	Média quadrada	F	p-valor
Modelo corrigido	4620,802 (a)	6	770,134	60,403	0,000
Erro	89,250	7	12,750		0,000
Total	139780,232	14			
Total corrigido	4710,052	13			

$R^2 = 0,981$

Tabela 19 - Resultado da ANOVA para as concentrações obtidas entre sete tipos de folhas para o ^{210}Pb .

Fonte	Quadrado da Soma	Grau de Liberdade	Média quadrada	F	p-valor
Modelo corrigido	1334,691(a)	6	649,683	5,640	0,004
Erro	552,134	14	4,843		0,004
Total	1104852,244	21			
Total corrigido	1886,825	20			

$R^2 = 0,707$

5. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados apresentados, pode - se concluir que:

- As concentrações encontradas nas amostras de solos e sedimentos para o ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , indicam um grau de concordância adequado, entre as determinadas no presente estudo e os dados encontrados na literatura para regiões não impactadas;
- Os valores obtidos para o ^{210}Pb nas amostras de, solo, sedimento, peixe, folha e raiz de mangue indicam concentrações abaixo dos valores reportados, para outras regiões, em estudos anteriores;
- Devido a falta de diversidade de resultados disponíveis na literatura para as concentrações de ^{210}Pb em amostras de peixes, folhas e principalmente raízes de mangue, as comparações não foram satisfatórias, evidenciando assim a necessidade de um estudo mais amplo sobre a presença deste radionuclídeo, nas amostras acima citadas em regiões estuarinas;
- As concentrações dos radionuclídeos: ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , e ^{210}Pb na Região Estuarina do Pólo Industrial de SUAPE no estado de Pernambuco - rio Tatuoca, mostraram que a área relativa a situação pré-operacional encontra-se não impactada. Estes dados servirão de parâmetros de referência para avaliações radiométricas futuras, relativas aos possíveis impactos radioecológicos causados pelo funcionamento da refinaria de petróleo de SUAPE.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJAYI, O. S. **Measurement of activity concentrations of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th for assessment of radiation hazards from soils of the southwestern region of Nigeria.** Federal University of Technology. Nigéria, p.327, 2009.

AMARAL, E. C. S., CARVALHO, Z. L., GODOY, J. M. **Transfer of ^{226}Ra and ^{210}Pb to forage and milk in Brazilian high natural radioactivity region.** Radiation Protection Dosimetry, 24:119–121, 1988.

AMARAL, R. S. **Determinação de urânio na fosforita por meio de medidas radiométricas e análise por ativação.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 109, 1987.

AMARAL, E. C. S.; CARVALHO, Z. L.; GODOY, J. M. **Transfer of ^{226}Ra and ^{210}Pb to forage and milk in brazilian high natural radioactivity region.** Radiation Protection Dosimetry, v.24, n. 1/4, p.119-121, 1988.

AMARAL, R. S.; VASCONCELOS, W. E.; BORGES, E.; SILVEIRA, S. V.; MAZZILLI, B. P. **Intake of Uranium and Radium - 226 due to food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco – Brazil.** Journal of Environmental Radioactivity, v. 82, p. 383-398, 2005.

ANDRADE, G. O.; LINS, R. C. **Os Climas do Nordeste. In: Vasconcelos Sobrinho, J. As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização.** Recife, CONDEPE. p. 95-18, 1971.

ANJOS, R. S.; VEIGA, R.; SOARES, T.; SANTOS, A. M. A.; AGUIAR, J. G.; FRASCÁ, M. H. B. O.; BRAGE, J. A. P.; UZÊDA, D.; MANGIA, L.; FACURE, A.; MOSQUERA, B.; CARVALHO, C.; GOMES, P. R. S. **Natural radionuclide distribution in Brazilian commercial granites.** Radiation Measurements. v. 39, p. 245- 253, 2005.

ANKE, M.; SEEGER, O.; MÜLLER, R.; SCHÄFER, U.; ZERULL, J. **Uranium transfer in the food chain from soil to plants, animals and man.** Chemie der Erde – Geochemistry. v. 69, Supplement 2, p. 75-90, 2009.

ARAÚJO, A. A.; **Determinação Radioquímica de ^{210}Pb e ^{226}Ra em borras e incrustações de petróleo,** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.32, 2005.

ATSDR; **Toxicological Profile for Radium.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service, 1990.

BUENO L.; **Análise dos Radionuclídeos Naturais e Chumbo em produtos alimentícios e dietas**, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, p. 5-6, 1999.

CARVALHO, F. P. (b); **^{210}Pb and ^{210}Po in sediments and suspended matter in the Tagus estuary**, Portugal. Local enhancement of natural levels by wastes from phosphate ore processing industry. *Science Total Environmental*, v. 159, p. 201-214, 1995.

CHERDINTSERV, V.V. **Uranium – 234**. Jerusalém, Wrener Brindery, p. 71 – 76, 1971.

CHINNAESAKKI, S.; BARA, S. V.; SARTANDEL, S. J.; TRIPATHI, R. M.; PURANIK, V. D. **Radiological characterisation of synthetic rutile using HPGe gamma spectrometry**. *Radiation Protection Dosimetry*, p. 378-382 first published online April 22, 2010.

CLULOW, F. V.; DAVÉ, N. K.; LIM, T. P.; AVADHANULA R. **Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and-232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canadá**. *Environmental Pollution* v. 99, p. 204, 1997.

CNEN/DNPM - Comissão Nacional de Energia Nuclear / Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto recursos de urânio nos fosforitos do Nordeste**. Rio de Janeiro, Relatório técnico, 1985.

DAÍ, Z. J.; DU, J. Z.; CHU, A.; ZHANG, X. L. **Sediment characteristics in the North Branch of the Yangtze Estuary based on radioisotope tracers**. *Environmental. Earth Science*, 2010

DIMOVA, N.; KINOVA, L.; VELEVA, B.; SLAVCHEV, B. **Radiochemical procedures for determination of naturally occurred uranium isotopes in environmental samples**. *Geology and Geophysics*. v. 46, p. 241-246, 2003.

DOWDALL, M.; GERLAND, S.; AND LIND, B. Gamma emitting natural and anthropogenic radionuclides in the terrestrial environment of Kongsfjord, Svalbard. *Science Total Environmental*, v. 305, n. (1–3), p. 229–240, 2003.

EISENBUD, M.; GESSEL, T. **Environmental radioactivity: from natural, industrial, and military sources**. New York: Academic Press, 4. ed, p. 656, 1997.

EL AFIFI, E.M.; AWWAD, N.S. **Characterization of the TE-NORM waste associated with oil and natural gas production in Abu Rudeis, Egypt**. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 82, p. 7-19, 2005.

EL AFIFI, E.M.; AWWAD, N.S.; HILAL, M.A. **Sequential chemical treatment of radium species in TENORM waste sludge produced from oil and natural gas production**. *Journal of Hazardous Materials*, 2008.

ENVIRONMENT-MONITORING: **Detector de HPGe na Blindagem**. 2004. Altura: 326 pixels. Largura: 323 pixels. 14 kb. 1 fotografia, color. Disponível em: <http://www.environment-monitoring.web.cern.ch/environement-monitoring/te_en_laboratory.html>. Acesso em 09 ago.2010, 20:14:29 hs.

ERDTMANN G.; SOYKA W. **The gamma of the radionuclides: tables for applied gamma Ray spectrometry**. New York: Verlag Chemie, v. 7. p. 862, 1979.

FILHO, J. A. S. M. **Caracterização da situação atual da área programa Suape sob o ponto de vista da poluição ambiental**. Recife, CONDEPE. 15 f. (Comunicação Técnica, 1) p. 85, 1977.

GODOY, J. M.; MOREIRA, I.; WANDERLEY, C.; SIMÕES FILHO, F. F.; MOZETO, A. A. **An alternative method for the determination of excess ^{210}Pb in sediments**. Radiation Protection Dosimetry, v. 75, n. (1-4), p. 111-115, 1998.

GAZINEU, M. H. P. **Textos de Radionuclídeos nos processos de Extração e na produção de óleo no Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em tecnologias energéticas e nucleares), departamento de energia nuclear, universidade federal de Pernambuco, Recife, p.19, 2005.

HOLTZMAN, R. B. **Measurement of the natural contents of RaD (Pb-210) and RaF (Po-210) in human bone – estimates of whole – body burdens**. Health Physics, p.385-400, 1963.

HRABOVSKYY, V.; DZENDZELYUK, O.; KATERYNCHUK, I.; FURGALA, Y. **Monitoring of radionuclides contamination of soils in Shatsk National Natural Park**. (Volyn Region, Ukraine) during 1994-2001. Journal of Environmental Radioactivity. v. 72, p. 25-33, 2004.

HURSH, J. B.; SPOOR, N. L. **Uranium, plutonium and transplutonic elements**. New York, Springer Verlag, p. 271-274, 1973.

IAEA (International Atomic Energy Agency). **Measurements of radionuclides in food and the environment**. Technical Report Series n. 295. IAEA, Vienna, 1989.

IAEA (International Atomic Energy Agency). **Assessing the need for radiation protection measures in work involving minerals and raw materials**. Safety Reports Series, n. 49, IAEA, Viena, p.66, 2006.

ICRP (International Commission on Radiological Protection) – **Radiological Protection and Safety in Medicine** – Publ. 73, 1997.

IRD - INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA. **Manual de procedimentos técnicos do Departamento de Proteção Radiológica Ambiental**. Rio de Janeiro: IRD/CNEN, 1983.

IYENGAR, M. A. R. **The natural distribution of radium. The environmental behavior of radium**. v. 1. Technical Reports Series n. 310. IAEA. p. 59, 1990.

JAMES, L. G.; Grismore, R. Llewellyn, R. A.; Hilsinger, J. W.; Ginn, A. S.; Brown, M. D. A very-low-level gamma-ray analysis system for modest laboratories. **Radioactive lead in the environment and in the human body**. Atomic Energy Review. v.7, p.3-45, 1998.

JAWOROWSKI, Z. **The natural distribution of radium. The environmental behavior of radium**. v. 1. Technical Reports Series n. 310. IAEA. p.129, 1990.

JIA, G. & TORRI, G. **Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in soil or rock samples containing refractory matrices**. Applied Radiation and Isotopes, v. 65, p. 1–8, 2007.

JÚNIOR, J. A. S.; CARDOSO, J. J. R. F.; SILVA, C. M.; SILVEIRA, S. V.; AMARAL, R. S. **Analysis of the ^{40}K levels in soil using gamma spectrometry**. Brazilian Archives of Biology and Technology. v. 48, p. 227, 2005.

KANNAN, V.; RAJAN, M. P.; IYENGAR, M. A. R.; RAMESH, R. **Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in soil and beach sand samples of Kalpakkam (India) using hyper pure germanium (HPGe) gamma ray spectrometry**. Applied Radiation and Isotopes. v. 57, p. 109-119, 2002.

KNAEPEN, W. A. I.; BERGWERF, W.; LANCÉE, P. J. F.; VAN DDK, W.; JANSEN, J. F. W.; JANSSEN, R. G. C.; KIZENBERG, W. H. T.; VAN SLUIJS, R.; TIJSMANS, M. H.; VOLKERS, K. J.; VOORS, P. I. **State-of-the-art of NORM nuclide determination in samples from oil and gas production: validation of potential standardization methods through an interlaboratory test programme**. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, v. 198, n. 2, p. 323-341, 1995.

KNOLL, G.F. **Radiation Detection and Measurement**. 2 ed, p.754, 1989.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração Ambiental**. Rio de Janeiro: IRD – Instituto de Radioproteção e Dosimetria, out. p. 87, 2003.

LABRECQUE, J. J.; CORDOVES, P. R.; CORDOVES, M. A.; PEREZ, K.; PALACIOS, D.; ALFONSO, J. A. **Distribution of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U in coastal marine sediments of Margarita Island, Venezuela**. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, p. 669 – 674, 2010.

LI, Y. H.; MATHIEU, G.; BISCAYE, P.; SIMPSON, H. J. **The flux of ^{226}Ra from estuarine and continental shelf sediments**. Earth and Planetary Science Letters, v. 37, p. 237 – 241, 1977.

MALANCA, A.; PESSINA, V.; DALLARA, G. **Assesment of the natural radioactivity in the Brazilian State of Rio Grande do Norte**. Health Physics .v. 65, n. 3, p. 298-302, 1993.

MÁRSICO, E. T.; **Bioacumulação de ^{210}Po e ^{210}Pb em pescado**, Dissertação (Doutorado em Medicina Veterinária), Departamento de Pós- Graduação em Medicina Veterinária na Universidade Federal Fluminense, Niterói – Rio de Janeiro, p.100, 2005.

MATTA, L. S. E.; GODOY, J.M.; REIS, M.S.D.; PINTO, R.S.M. **Avaliação dos problemas radiológicos devido aos radionuclídeos naturais em unidades de exploração e produção de petróleo.** In: V Regional Congress on Radiation Protection and Safety, Recife – Brazil, Anais. Recife: IRPA/SBPR, 2001. 1CD.

MCAULAY, I. R.; MORAN, D. **Natural radioactivity in soil in the republic of Ireland.** Radiation Protection Dosimetry, v. 24, p. 47-49, 1988.

OGURA, N. S.; SARKIS, J. E. S.; ROSA, D. S.; ULRICH, J. C. **Determinação de Boro em U_3O_8 .** Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN – CNEN/SP. p. 2. 2009.

PAIĆ, G.; REGGOUG, A.; PAIĆ, A.; CHOUAK, A. **Absolute measurement of the Ra/U ratio in uranium ores using a hyperpure germanium detector.** The International Journal of Applied Radiation and Isotopes, v. 33, Issue 12, p. 1389-139, 1982.

PAPACHRISTODOULOU, C. A.; ASSIMAKOPOULOS, P. A.; PATRONIS, N. E.; IOANNIDES, K.G. **Use of HPGe γ -ray spectrometry to assess the Isotopic composition of uranium in soils.** Journal of Environmental Radioactivity, p. 195–203, 2003.

PAPP, Z.; DEZSO, Z.; DARÓCZY, S. **Measurement of the radioactivity of ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K in soil using direct Ge(Li) X-ray spectrometry.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. v. 222, n. 1-2, p.171-176, 1997.

PIMENTEL, M. F.; BARROS NETO, B. **Calibração: uma revisão para químicos analíticos.** Revista Química Nova, n. 19, v.3, p.268-277, 1995.

RAJASHEKARA, K. M., NARAYANA, Y.; SIDDAPPA, K. **Distribution of ^{210}Po and ^{210}Pb in riverine environs of coastal Karnataka.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 277, n. 2, p. 379–388, 2007.

RADHAKRISHNA, A. P.; SOMASHEKARAPPA, H. M.; NARAYANA, Y.; SIDDAPPA, K. **Distribution of some natural and artificial radionuclides in Mangalore environmental of South Índia.** Journal of Environmental Radioactivity. v. 30, n.1, p.31-34, 1996.

RAMOS, G. F.; **Determinação de isótopos de urânio, tório e polônio em perfis de sedimento da baixada Santista, São Paulo.** Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear - Aplicações), p. 40, 2010.

RÓDENAS, J.; PASCUAL, A.; ZARZA, I.; SERRADELL, V.; ORTIZ, J.; BALLESTEROS, L. **Analysis of the influence of germanium dead layer on detector calibration simulation for environmental radioactive samples using the Monte Carlo method.** Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. v. 496, p. 390-399, 2003.

ROWLAND, R. E.; STEHNEY, A. F.; LUCAS, H.F. **Dose-response relationships for female radium dial workes.** Radiation Research. v.76, p.368-383, 1978.

SAITO, R. T.; FIGUEIRA, R. C. L.; TESSLER, M. G.; CUNHA, I. I. L. **Geochronology of sediments in the Cananeia-Iguape estuary and in southern continental shelf of São Paulo State, Brazil.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 250, n. 1, p. 109–115, 2000.

SAITO, R. T.; FIGUEIRA, R. C. L.; TESSLER, M. G.; CUNHA, I. I. L. **^{210}Pb and ^{137}Cs geochronologies in the Cananeia-Iguape Estuary.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 249, n. 1, p. 257–261, 2001.

SALMON, P. L.; BONDARENKO, O. A.; HENSHAW, D. L. **A semi-empirical model for prediction of organ distribution and radiation doses from long term exposure to ^{210}Pb and ^{210}Po .** Radiation Protection Dosimetry. v. 82, p. 175-192, 1999.

SAMPAIO E. V. S. B.; SOUZA M. M. A. **Variação Temporal da Estrutura dos Bosques de Mangue de SUAPE-PE após a Construção do Porto,** Acta Botanica Brasilica. v. 15(1), n. 1-12, p. 2-3, 2001.

SANTOS, E. E.; **Radionuclídeos naturais e metais pesados em vegetais da dieta da população da cidade do Rio de Janeiro.** Tese (Doutorado em Ciências Nucleares), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.133, 2002.

SANTOS JÚNIOR. J. A.; **Migração de Urânio e Rádio-226 no solo em torno da ocorrência uranífera do município de Pedra – PE.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.1-37, 2005.

SANTOS JÚNIOR. J. A.; CARDOSO, J. J. R. F.; SILVA, C. M.; SILVEIRA, S.V.; AMARAL, R. S.; **Determination of radionuclides in the environment using gamma-spectrometry.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. v. 269, n. 2, p.451-455, 2006.

SANTOS JÚNIOR. J. A. **Avaliação radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma área anômala do Agreste de Pernambuco.** Dissertação (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.20-28, 2009.

SAVANNAH RIVER SITE. **Environmental dose reconstruction project,** 1996.
Disponível em: <<http://www.cdc.gov/nceh/radiation/savannah/factsheets/fact2.pdf>>.
Acesso em: 17 agost. 2009, 15:35:50 hs.

SCHULZ, R. K. **Soil chemistry of radionuclides.** Health Physics. v. 11, p. 1317-1324, 1965.

SELVASEKARAPANDIAN, S.; SIVAKUMAR, R.; MANIKANDAN, N. M.; MEENAKSHISUNDARAM, V.; RAGHUNATH, V. M.; GAJENDRAN, V. **Natural radionuclide distribution in soils of Gudalore,** Índia. Applied Radiation and Isotopes. v. 52, p. 299-306, 2000.

SHENBER, M.A. **Measurement of natural radioactivity levels in soil in Tripoli.** Applied Radiation and Isotopes. v.48, p.147-148, 1997.

SILVA, P. S. C.; MAZZILLI, B. P.; FÁVARO, D. I. T.; **Distribution of radionuclides and elements in Cubatão River sediment.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 269, n. 3, p. 767–771, 2006.

SILVA, C. M.; TABOSA, J. N.; AMARAL, R. S.; CARDOSO, J. J. R. F.; SANTOS, J. J. A.; VIEIRA, J. W.; FARIAS, E. E. G. **Análise de dados discrepantes usando o método bootstrap: O caso da ocorrência anômala radioativa de ^{210}Pb em amostras de solo da região do Agreste Semi-Árido de Pernambuco.** VII Encontro Regional de Matemática Aplicada e Computacional, Recife de 9 a 11 de Novembro de 2007.

SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; TABOSA, J. N.; JÚNIOR, J. A. S.; MENEZES, R. S. C.; FARIAS, E. E. G.; FILHO, C. A. S.; RIBEIRO, F. C. A. **^{210}Pb in Forage Consumed by Dairy Cows.** Bulletin Environmental of Contamination and Toxicology, p. 943–946, 2009.

SOARES, H. M. V. M, BOAVENTURA, R. A. R., MACHADO, A. A. S. C., SILVA, J. C. G. E. **Sediments as Monitors of Heavy Metal Contamination in the Ave River Basin, Portugal : Multivariate Analysis of Data.** Experimental Pollution, p.105, 1999.

SUJO, L. C.; CABRERA, M. E. M.; VILLALBA, L.; VILLALOBOS, M. R.; MOYE, E. T.; LEÓN, M. G.; GARCIA-TENORIO, R.; GARCIA, F. M.; PERAZA, E. F. H.; AROCHE, D. S. **Uranium-238 e thorium-232 series concentrations in soil, radon-222 indoor and drinking water concentrations and dose assessment in the city of Aldama, Chihuahua, Mexico.** Journal of Environmental Radioactivity. v.77, p. 205-219, 2004.

TAUHATA, L.; SALATI, I. P. A; PRINZIO, R. D.; PRINZIO, A. R. D. **Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos.** 5 ed. Rio de Janeiro: IRD/CNEN, ago. p. 241, 2003.

TOMÉ, F. V.; RODRIGUEZ, P. B.; LOZANO, J. C. **Distribution and mobilization of U, Th and ^{226}Ra in the plant-soil compartments of a mineralized uranium area in south-west Spain.** Environmental Radioactivity. v. 59, p. 41-60, 2002.

TZORTZIS, M.; TSERTOS, H.; CHRISTODES, S.; CHRISTODOULIDES, G. **Gamma-ray measurements of naturally occurring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks.** Radiation Measurements, v. 37, p. 22 –229, 2003.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly.** United Nations, New York, 2000.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources, effects and risks of ionizing radiation.** Publication E.88.IX.7. United Nations, New York, 1988.

UNESP – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. **Resinas de troca iônica,** 2005. Disponível em:

<http://inorgan221.iq.unesp.br/quimgeral/experimental2/q_ger_exp_2sem_3.html>.

Acesso em: 03 de agosto de 2009 às 15: 33: 45 hs.

VIEIRA, S. **Análise de Variância (ANOVA)**. Editora Atlas S. A. São Paulo, p. 45, 2006.

YAMAMOTO, M.; ABE, T.; KUWABARA, J.; KOMURA, K.; UENO, K.; TAKIZAWA, Y. **Polonium-210 and Lead-210 in marine organisms: intake level for Japanese**. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry., v. 178, n. 1, p. 81-90, 1994.

APÊNDICE

Figuras referentes às análises estatísticas:

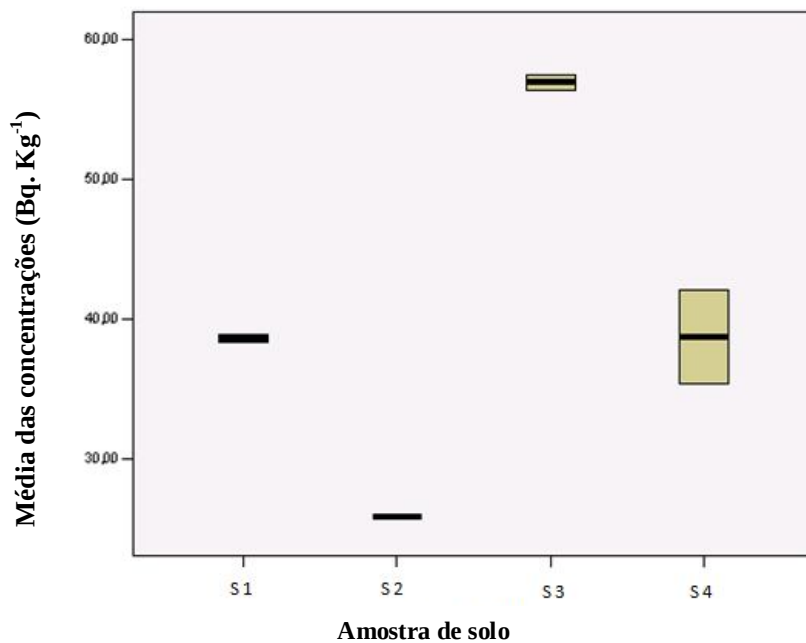


Figura 17 – Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de solo.

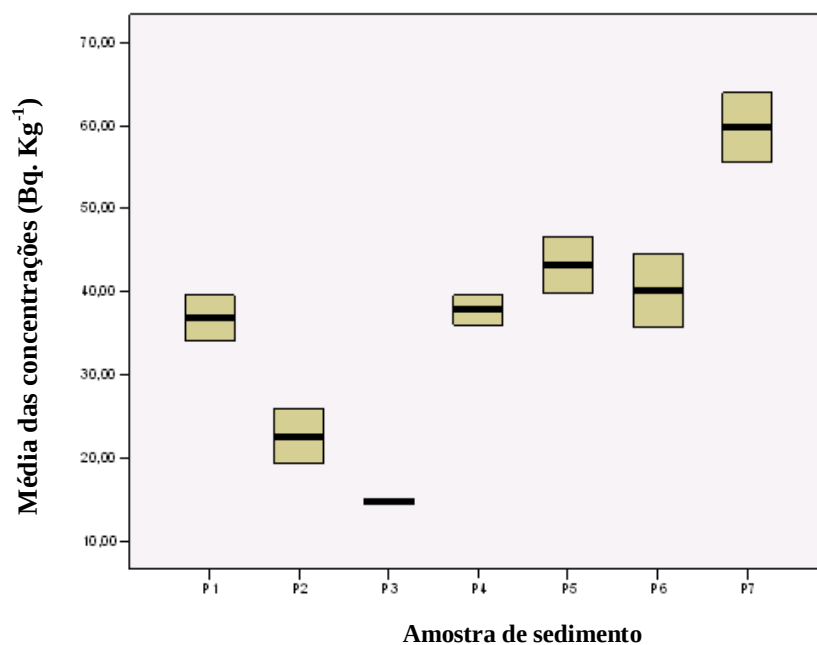


Figura 18 – Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de sedimento.

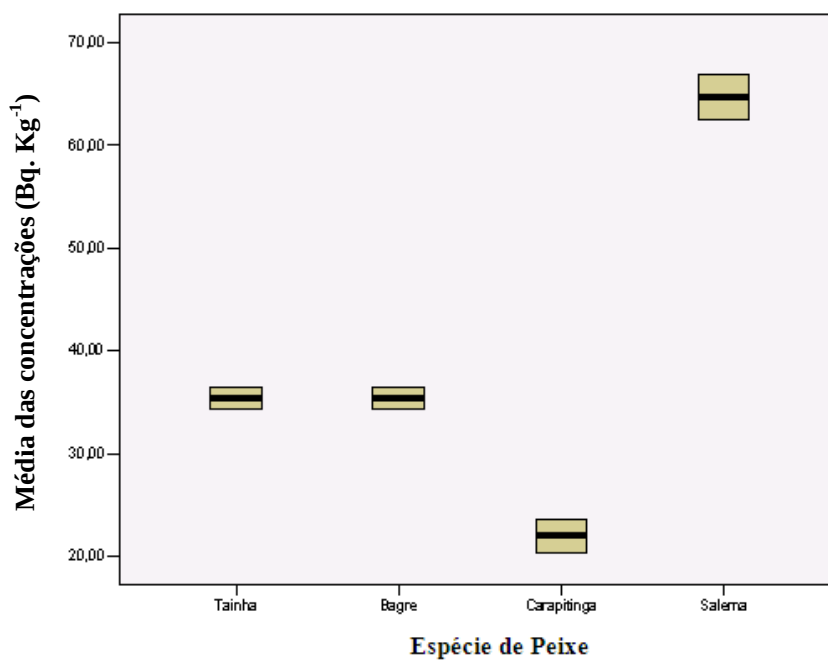


Figura 19 – Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da espécie de peixe.

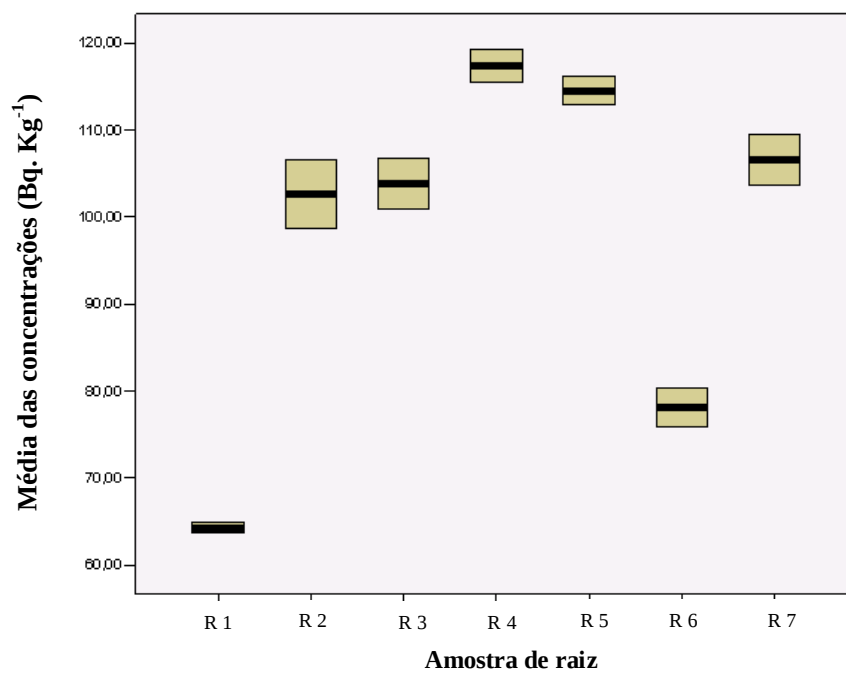


Figura 20 – Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de raiz.

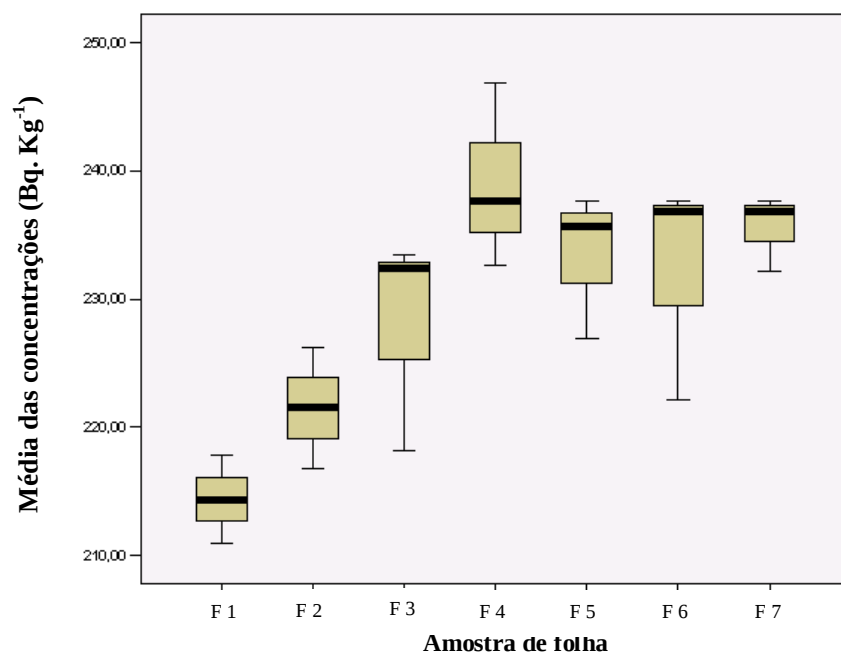


Figura 21 – Médias das concentrações de ^{210}Pb em função da amostra de folha.