



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS
E NUCLEARES

PROTEN - DEN / UFPE

N^o 224

DISSERTAÇÃO DE
MESTRADO

*²¹⁰Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM
ANOMALIAS RADIOATIVAS NATURAIS NO ESTADO DE
PERNAMBUCO*

AUTOR: CARLOS EDUARDO DE OLIVEIRA COSTA
JÚNIOR

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL

FEVEREIRO - 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR

Av. Professor Luiz Freire, 1000 - Cidade Universitária
CEP 50740-540 - Recife - PE - Brasil

Editora
Universitária UFPE

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS
ENERGÉTICAS E NUCLEARES (PROTEN)

CARLOS EDUARDO DE OLIVEIRA COSTA JÚNIOR

**^{210}Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM ANOMALIAS
RADIOATIVAS NATURAIS NO ESTADO DE PERNAMBUCO**

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL

FEVEREIRO- 2011

**^{210}Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM ANOMALIAS
RADIOATIVAS NATURAIS NO ESTADO DE PERNAMBUCO**

CARLOS EDUARDO DE OLIVEIRA COSTA JÚNIOR

**^{210}Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM ANOMALIAS
RADIOATIVAS NATURAIS 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 Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Edvane Borges da Silva (CAV/DEN-UFPE)

Co-orientador: Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva (UPE-PETROLINA)

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL

FEVEREIRO – 2011

C837d Costa Júnior, Carlos Eduardo de Oliveira.

^{210}Pb em urina de habitantes de áreas com anomalias radioativas naturais no estado de Pernambuco. / Carlos Eduardo de Oliveira Costa Júnior. - Recife: O Autor, 2011.

75 folhas, il., tabs.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª Edvane Borges da Silva.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2011.

Inclui Referências Bibliográficas.

1. Resina trocadora de íons. 2. Radioatividade natural. 3. Biomonitoração humana I.Silva, Edvane Borges da (orientador). II.Título.

612.01448 CDD (21. ed.)

UFPE/BDEN/2011-001

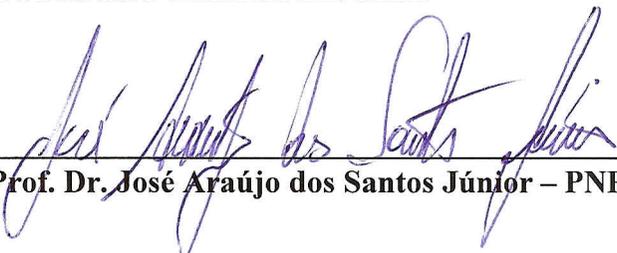
**^{210}Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM ANOMALIAS
RADIOATIVAS NATURAIS NO ESTADO DE PERNAMBUCO**

Carlos Eduardo de Oliveira Costa Júnior

APROVADO EM: 24.02.2011

ORIENTADORA: Profa. Dra. Edvane Borges da Silva
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva

COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior – PNPD-CAPES/FACEPE/DEN/UFPE

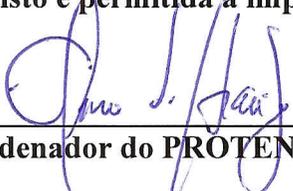


Profa. Dra. Lígia Mendes Quintães de Castro Julião – IRD/CNEN



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

Visto e permitida a impressão



Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todos os benefícios que tem me concedido: saúde, disposição, motivação e forças para realização deste trabalho e por mais uma conquista na minha vida acadêmica.

Aos meus orientadores, professores: Dr^a Edvane Borges e Dr. Cleomacio Miguel pela orientação e confiança em mim depositada para execução desta pesquisa, por acreditarem no meu potencial como aluno e pesquisador.

Aos membros da comissão examinadora, professores e pesquisadores que participaram dos seminários e discussões: Dr. José Araújo (PNPD-CAPES/FACEPE), Dr. Wagner Eustaquio (BFP-CAPES/FACEPE), Dr^a. Eliane Valentim (Centro Regional de Ciências Nucleares – CRCN-PE), Dr. José Nildo Tabosa (Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA), Dr^a Lígia Julião (Instituto de Radioproteção e Dosimetria/ Comissão Nacional de Energia Nuclear - IRD/CNEN), pela colaboração.

Aos amigos e companheiros de mestrado: Patryk Melo, Márcio Albuquerque, Moacir Paulo, Evelyne Solidônio, Jairo Dias, Paula Frascinette, Carolina Ferreira, Keyla Mendonça e os doutorandos Marcos Ely, Geovane Vitor, Vagner Cassola (gaúcho) pelo apoio na vida de pós-graduando.

Em especial quero agradecer minha noiva Maria Cláudia por todo amor, dedicação e compreensão durante período mais crítico do mestrado.

Ao ilustríssimo amigo Ariosto Teles, sem o qual eu não teria chegado até aqui.

Aos amigos e companheiros do Grupo de Estudos em Radioproteção e Radioecologia (GERAR) – DEN-UFPE, Prof. Dr. Ademir Amaral, Prof. Dr^a Edvane Borges, Gustavo Santos, Luanna Ribeiro, Fabrício Mendes, Sloana Giesta, Rafael Freitas, Mariana Brayner, Neyliane Santos, Marcela Maria, Mariel Cadena, Suellen Cristina, Thaísa Feliciano, Inês Barata, Heberton Ferreira, Thiago Salazar e Maria Helena.

Aos amigos do CRCN (Centro Regional de Ciências Nucleares – PE), Emerson e Crescêncio, pelo apoio e discussões científicas.

Aos professores do PROTEN-DEN-UFPE, Elias Silva, Everardo Sampaio, Elmo Araújo, Carlos Brayner, Waldeciro Colaço, João Antônio Filho, Romilton Amaral, pelo conhecimento adquirido e pela amizade.

Aos voluntários, que gentilmente, cederam urina para a realização deste trabalho. À Joane Isis, Ione, Dona Carminha e July responsáveis pelos contatos em Itamaracá e Jonatas em Pedra e Venturosa.

Ao Comitê de Ética e Pesquisa com seres humanos da Universidade Federal de Pernambuco, pela aprovação do Projeto “Quantificação de teores de urânio e tório em excretas de habitantes de regiões com alto background radioativo no Estado de Pernambuco”, ao qual esta pesquisa está vinculada.

Ao Departamento de Energia Nuclear (DEN – UFPE), pelo suporte dado a esta pesquisa.

Aos funcionários do DEN, Lia, Edvaldo, Magaly, Nilvânia, Zacarias, João Pretinho, Nildo e seu Antônio. Em especial seu Edmilson (auxiliar de laboratório) que em muito colaborou com a parte prática deste trabalho.

Aos alunos de Iniciação científica, Kennedy e Renata, pelo apoio no preparo de soluções.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida.

“O temor do Senhor é o princípio da sabedoria.”
(Salmo 111:10)

^{210}Pb EM URINA DE HABITANTES DE ÁREAS COM ANOMALIAS RADIOATIVAS NATURAIS NO ESTADO DE PERNAMBUCO

Autor: Carlos Eduardo de Oliveira Costa Júnior

Orientadora: Prof^a Dr^a Edvane Borges da Silva

Co-orientador: Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva

RESUMO

A exposição do homem a radioatividade natural tem sido objeto de excessivos estudos, principalmente em áreas consideradas anômalas, onde se detectam altos níveis de radioatividade natural. O ^{210}Pb , descendente da série natural do decaimento do ^{238}U , encontra-se presente em vários compartimentos do ecossistema e contribui significativamente para exposição do homem à radiação natural. Quando ingerido pode induzir várias doenças, inclusive, o câncer. Estudos realizados no estado de Pernambuco determinaram concentrações elevadas de ^{210}Pb em amostras de água e alimentos. Entretanto, a análise de risco devido à ingestão de ^{210}Pb pela população pernambucana, foi realizada considerando apenas a estimativa da dose de radiação, não sendo realizado nenhum estudo de biomonitoração do ^{210}Pb . Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi determinar as concentrações de ^{210}Pb em urina de habitantes das regiões de elevada radiação natural em Pernambuco, a saber, os municípios de Pedra e Venturosa e a região Urano-fosfática. Para tanto, foram utilizadas amostras de urina de 30 indivíduos saudáveis e não fumantes. Para determinar o ^{210}Pb , utilizou-se a técnica da resina trocadora de íons. Nesse caso, o ^{210}Pb foi precipitado na forma de PbCrO_4 . As contagens beta do ^{210}Pb foram realizadas num detector Canberra Tennelec S5E, com limite de detecção de 50 mBq. As concentrações de ^{210}Pb nas amostras de urina dos habitantes de Pedra e Venturosa variaram de 65 a 267 mBq/L. Já para os habitantes da região Urano-fosfática foram determinadas concentrações variando de 62 a 440 mBq/L, enquanto que, para os residentes da região controle os valores obtidos variaram de 82 a 712 mBq/L. Os resultados obtidos indicam que todos os indivíduos avaliados apresentaram níveis de contaminação crônica com ^{210}Pb .

Palavras-Chave: Resina trocadora de íons, radioatividade natural, biomonitoração humana.

^{210}Pb IN THE URINE OF INHABITANTS FROM AREA WITH NATURAL RADIOACTIVITY ANOMALIES IN STATE OF PERNAMBUCO

Author: Carlos Eduardo de Oliveira Costa Júnior

Adviser: Prof^o Dr^a Edvane Borges da Silva

Co-adviser: Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva

SUMMARY

The exposure of humans to natural radioactivity has been subject to excessive studies, especially in areas considered anomalous, which detect high levels of natural radioactivity. The ^{210}Pb descending from the natural decay series of ^{238}U is present in several compartments of the ecosystem and contributes significantly to human exposure to natural radiation. When ingested by humans, can lead to various diseases, including cancer. Studies conducted in the state of Pernambuco determined high concentrations of ^{210}Pb in water samples and foods. However, analysis of risk due to ^{210}Pb intake by the population of Pernambuco was performed considering only the estimation of radiation dose. Furthermore, there are no studies of biomonitoring of ^{210}Pb in the population of the state of Pernambuco. The aim of this study was to determine the concentration of ^{210}Pb in the urine of inhabitants of regions with high natural radiation in Pernambuco, namely the towns of Pedra and Venturosa and Urano-fosfatica region, whereas levels of contamination with this radionuclide, considering levels of contamination with this radionuclide. Urine samples from 30 healthy people and nonsmokers were used. To determine the ^{210}Pb , we used the technique of ion exchange resin. In this case, the ^{210}Pb was precipitated in the form of PbCrO_4 . ^{210}Pb beta counts were conducted in a Canberra Tennelec S5E detector with a detection limit of 50 mBq. Concentrations of ^{210}Pb in the urine samples from inhabitants of Pedra and Venturosa varied from 65 to 267 mBq/L. The values for inhabitants of Urano-fosfatica region varied 62 to 440 mBq/L. To inhabitants of region control, the concentrations of ^{210}Pb varied de 82 to 712 mBq/L. The results indicate that all individuals had higher levels of chronic contamination with ^{210}Pb .

Keywords: Ion exchange resin, natural radioactivity, human biomonitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo biocinético sistêmico dos elementos alcalinos terrosos e do chumbo (ICRP 67).....	24
Figura 2. Cadeia de decaimento do ^{210}Pb	32
Figura 3. Mapa de Pernambuco.....	33
Figura 4. Mapa de localização e vias de acesso	35
Figura 5. Mapa da Região Urano-fosfática no Estado de Pernambuco.....	37
Figura 6. Representação esquemática da análise do ^{210}Pb em urina	40
Figura 7. Detector Tennelec S5E da CANBERRA	42
Figura 8. Curva de calibração média do sistema de medidas utilizando o padrão de ^{210}Pb	47
Figura 9. Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 1 após a eluição.....	49
Figura 10. Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 2 após a eluição.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Séries radioativas do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th	19
Tabela 2. Ingestão e eliminação diária de água em situação normal e no exercício prolongado	28
Tabela 3. Identificação, localização, volume de urina, cinzas e concentração em atividade do ^{210}Pb ..	52

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1. Correção da atividade específica dos padrões	43
Equação 2. Cálculo do limite de detecção.....	44
Equação 3. Cálculo da concentração em atividade do ^{210}Pb	44
Equação 4. Cálculo da precisão.....	45
Equação 5. Cálculo da Exatidão.....	46
Equação 6. Equação da primeira curva de calibração	48
Equação 7. Equação da segunda curva de calibração	48
Equação 8. Equação da terceira curva de calibração.....	48
Equação 9. Cálculo para atividade do ^{210}Pb	50
Equação 10. Cálculo da atividade do ^{210}Bi	50
Equação 11. Cálculo do Desvio Padrão	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BH	Biomonitoração Humana
CPRM	Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
DPR	Desvio Padrão Relativo
FV	Folha Venturosa
HPGe	High purity Germanium Detector
ICRP-60	The International Commission on Radiological Protection
IARC	International Agency for Research on Cancer
IRD	Instituto de Radioproteção e Dosimetria
LD	Limite de Detecção
NCRP	National Council on Radiation Protection
NUCLEBRAS	Empresas Nucleares Brasileiras
RC	Região Controle
RU	Região Urano-fosfática
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1 Radionuclídeos naturais	18
2.2 Anomalias radioativas no Estado de Pernambuco	20
2.3 Chumbo-210 (^{210}Pb).....	22
2.3.1 ^{210}Pb no corpo humano.....	23
2.4 Biomonitoração humana	27
2.5 Determinação do ^{210}Pb	30
2.5.1 Contador proporcional alfa beta.....	30
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1 Considerações éticas	33
3.2 Área de estudo.....	33
3.3 Amostragem e preparação de amostras.....	38
3.4 Determinação de ^{210}Pb nas amostras de urina	39
3.5 Procedimento para as análises pelo detector proporcional alfa beta	41
3.5.1 Sistema de medidas	41
3.5.2 Curva de calibração do detector	43
3.5.3 Limite de detecção	43
3.5.4 Cálculo da concentração em atividade de ^{210}Pb	44
3.6 Avaliação do método de análise.....	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
4.1 Padronização da metodologia.....	47
4.1.1 Curva de calibração para eficiência do detector.....	47
4.1.2 Limite de detecção	48
4.1.3 Avaliação da metodologia.....	48
4.2 Concentrações de ^{210}Pb nas amostras de urina	51
5 CONCLUSÕES	56
6 SUGESTÕES PARATRABALHOS FUTUROS	57
REFERÊNCIAS	58
APÊNDICE A – Termo de consentimento livre e esclarecido.....	68
APÊNDICE B – Questionário de hábitos alimentares e de higiene.....	70

APÊNDICE C – Cálculo do Desvio Padrão.....	71
APÊNDICE D – Trabalhos publicados	72
ANEXO A – Parecer do Comitê de Ética	74
ANEXO B – Resultado do teste estatístico ANOVA.....	75

1 INTRODUÇÃO

Normalmente o homem está sujeito a receber radiações dos mais variados tipos em seu cotidiano (SAVANNAH, 1996). Porém, em situações anômalas, como por exemplo, viver em regiões em que se detectam altos níveis de radioatividade natural, ocorre o aumento dos níveis de radiação recebida. No Brasil, existem regiões em que o solo apresenta altos teores de radioatividade natural, são exemplos: Guarapari, Espírito Santo; a zona rural de Poços de Caldas, Minas Gerais; Caitité, Bahia. Nestes locais os habitantes estão expostos cronicamente a radiação oriunda dos produtos de decaimento do urânio e do tório.

Pernambuco também apresenta áreas de interesse para o estudo da população exposta aos descendentes do urânio e tório. A antiga NUCLEBRAS, durante o período de 1974 a 1977 descobriram ocorrências de urânio nos municípios de Pedra e Venturosa, na região do agreste semi-árido, na chamada Folha Venturosa. Numa área de 40.000 m², localizada neste município, existe uma das maiores ocorrências naturais de urânio e tório do Planeta. Esta área é bastante utilizada para atividades agrícolas, principalmente, a criação de bovinos leiteiros. A alimentação volumosa desses animais é oriunda de vegetais cultivados nas próprias fazendas produtoras do leite. O leite e seus derivados são comercializados no município de Pedra e cidades circunvizinhas. Sendo assim, o sistema solo – planta – vaca – leite pode se constituir uma via importante de transferência de radionuclídeos naturais para a cadeia alimentar dos residentes de Pedra e das cidades circunvizinhas.

Outra área que apresenta altos teores de radioatividade natural é a região Urano-Fosfática do Nordeste, que se estende do sul da cidade de Olinda, no estado de Pernambuco, até o extremo norte do estado da Paraíba. A região é caracterizada pela elevada densidade demográfica sobre a jazida, a qual apresenta uma das mais altas concentrações de urânio (U₃O₈) quando comparada com outras ocorrências mundiais.

Em regiões consideradas de alta radioatividade natural, a ocorrência dos elementos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po, são de grande interesse do ponto de vista da proteção radiológica. Estes elementos estão amplamente distribuídos no ambiente e, conseqüentemente, participam da cadeia alimentar do homem devido as suas presenças em vários compartimentos do ecossistema. As interações entre estes compartimentos resultam de processos interativos naturais que ocorrem através dos alimentos, água e ar, contribuindo assim para o aumento da dose interna recebida pelo homem.

Várias pesquisas chamam a atenção para possíveis riscos à saúde humana provocados pela exposição à radiação e aos produtos de decaimento radioativo das séries radioativas naturais do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th .

Dentre tais descendentes do urânio, o ^{210}Pb é o elemento de considerada importância radiológica, pois a seqüência de decaimento $^{210}\text{Pb} - ^{210}\text{Bi} - ^{210}\text{Po}$, contribui significativamente para o aumento da dose interna no homem. O principal dano à saúde do homem, resultante da assimilação do ^{210}Pb , é a ocorrência de câncer, onde os tipos mais comuns são sarcomas de osso. Contudo em elevadas concentrações o risco tóxico é maior do que o radiológico.

A ICRP-60 (1991) enfatizou a necessidade de se efetuar controle sobre as exposições à radiação natural, apoiada no fato de que essas exposições são responsáveis por cerca de 70% da dose total recebida pelo homem. A monitoração das assimilações de material radioativo pela população assegura que a carga corporal esteja abaixo dos limites máximos permissíveis.

Apesar de terem sido avaliadas diversas matrizes ambientais nas regiões da Folha Venturosa e Urano-Fosfática, não há nenhum estudo efetivo relacionado à biomonitoração humana nos residentes destas áreas. Em decorrência dos vários riscos associados à ingestão e inalação desses radionuclídeos, além da importância da monitoração radiológica ambiental em regiões de elevada radiação natural, é fundamental realizar-se um estudo a fim de se avaliar os níveis de chumbo nos habitantes dessas regiões.

Considerando a importância da monitoração individual em regiões de alto background radioativo, objetiva-se avaliar os teores de ^{210}Pb , em urina de habitantes das regiões Urano-Fosfática e da Folha Venturosa, de forma a obter as concentrações deste radionuclídeo em amostras de urina de residentes dessas regiões.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Radionuclídeos naturais

O ser humano está constantemente exposto às radiações ionizantes, sejam estas de origem natural ou artificial (BARBOSA; NETO, 2005). A radioatividade natural é a principal fonte de radiação que afeta o ser humano, uma vez que é responsável por 70% da dose total externa recebida pelo mesmo (PASCHOLATI et al., 1997; IRD-CNEN, 2000). Essas radiações ocorrem tanto por exposições externas, quando originadas dos radionuclídeos presentes no meio ambiente ou das radiações cósmicas, como de exposições internas, decorrentes dos radionuclídeos assimilados pelo homem por ingestão ou inalação (GONZALEZ; ANDERER, 1989).

A radiação terrestre pode ser encontrada em todos os compartimentos do ecossistema em vários níveis, dependendo da concentração da atividade em materiais naturais, tais como: rochas, solos, água e alimentos. Dos radionuclídeos mais importantes para estimativas de doses devidas à contaminação interna, pode-se ressaltar o ^{238}U , ^{232}Th e os produtos de seus decaimentos, acompanhados do ^{40}K (KANNAN et al., 2002).

O urânio é um elemento radioativo que se encontra na natureza em forma de mineral sendo um dos principais precursores de radionuclídeos naturais e emissor de partículas alfa. Além disso, constitui um dos elementos tóxicos mais pesados encontrados na natureza. Rochas, solos, água superficial e subterrânea, ar, plantas e animais, contêm quantidades variáveis desse elemento, em concentrações da ordem de algumas partes por milhão (ppm). (GUEVARA, 2002).

Devido à presença do urânio em vários minérios, é possível detectar radionuclídeos oriundos da sua cadeia de decaimento na atmosfera de minas de tungstênio, chumbo, molibdênio, carvão e rochas fosfatadas. Estas, por sua vez, são utilizadas como fosfato na produção de fertilizantes químicos, sendo aplicados largamente na agricultura. Tais fertilizantes fosfatados são normalmente contaminados por concentrações traço de urânio (SAWOROSKI, 1969).

Pesquisas realizadas chamam a atenção para possíveis riscos à saúde humana provocados pela exposição à radiação natural, onde a maior parte da dose decorre dos

radionuclídeos das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th descritos na Tabela 1 (PASCHOLATI et al., 1997; IRD-CNEN, 2000).

Tabela 1. Séries radioativas do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th

Urânio – 238			URÂNIO – 235			Tório – 232		
Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$	Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$	Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$
^{238}U	α	$4,5 \times 10^9$ a	^{235}U	α	$7,0 \times 10^8$ a	^{232}Th	α	$1,4 \times 10^{10}$ a
^{234}Th	β^-	24,1 d	^{231}Th	β^-	25,6 h	^{228}Ra	β^-	5,7 a
^{234}Pa	β^-	1,2 m	^{231}Pa	α	$3,3 \times 10^4$ a	^{228}Ac	β^-	6,13 h
^{234}U	α	$2,5 \times 10^5$ a	^{227}Ac	β^-	22 a	^{228}Th	α	1,9 a
^{230}Th	α	$8,0 \times 10^4$ a	^{227}Th	α	18,7 d	^{224}Ra	α	3,64 d
^{226}Ra	α	1.600 a	^{223}Ra	α	11,4 d	^{220}Rn	α	55,6 s
^{222}Rn	α	3,8 d	^{219}Rn	α	3,9 s	^{216}Po	α	0,15 s
^{218}Po	α	3,05 m	^{215}Po	α	$1,8 \times 10^{-3}$ s	^{212}Pb	β^-	10,6 h
^{214}Pb	β^-	26,8 m	^{211}Pb	β^-	36,1 m		α	
							(33,7%)	
^{214}Bi	β^-	19,8 m	^{211}Bi	α	2,15 m	^{212}Bi	β^-	60,6 m
							(66,3%)	
^{214}Po	α	$1,62 \times 10^{-4}$ s	^{207}Tl	β^-	4,8 m	^{208}Tl	β^-	3,1 m
^{210}Pb	β^-	22 a	^{207}Pb	ESTÁVEL		^{212}Po	α	$3,0 \times 10^{-7}$ s
^{210}Bi	β^-	5,0 d				^{208}Pb	ESTÁVEL	
^{210}Po	α	138,4 d						
^{206}Pb	Estável							

a = ano; d = dia; h = hora; m = minuto; s = segundo; $T_{1/2}$ = meia-vida física. (EGGEBERT-SEELMANN et al., 1974).

A série do ^{238}U apresenta um total de 14 transformações, sendo 8 decaimentos α e 6 decaimentos β , desde do ^{238}U até o isótopo estável ^{206}Pb . O sexto elemento da série é o ^{226}Ra , com meia-vida de 1600 anos, que decai para o gás nobre ^{222}Rn . Os quatro elementos seguintes (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) são conhecidos como os descendentes do ^{222}Rn com meia-vida curta. Estes radionuclídeos são os principais responsáveis pela dose recebida pelos pulmões, em decorrência da inalação de ar com alta concentração de ^{222}Rn . Já o ^{214}Po decai por emissão alfa para o ^{210}Pb (meia-vida de 22 a). Alguns isótopos, tais como, o ^{210}Po e ^{210}Pb , são incorporados no organismo humano pelos alimentos especialmente, peixes e crustáceos (SILVA, 2000).

Já a série do ^{235}U é conhecida como a série do actínio. Nessa série, iniciada pelo ^{235}U , o ^{219}Rn é o descendente direto do ^{223}Ra e tem a menor meia-vida dentre seus isótopos (3,95 s) (SILVA, 2000).

A série do tório é iniciada pelo ^{232}Th , único isótopo de meia-vida longa nessa cadeia de decaimento. Nessa série também é encontrado o gás nobre ^{220}Rn , descendente do ^{234}Ra , de

meia-vida de apenas 55,6 segundos. Devido a meia-vida curta do ^{220}Rn não é obtido nenhum equilíbrio entre o ^{212}Pb (10,6h) e o restante da série; o crescimento e o decaimento desses descendentes são governados pelo ^{212}Pb (SILVA, 2000).

A dose causada pela radiação ambiental varia dependendo da ocorrência de minérios radioativos. As duas regiões com maior taxa de radiação ambiental em nosso planeta situam-se na Índia, nos arredores de Kerala, e no Brasil, na praia de Guarapari, no Estado do Espírito Santo. Ambos os locais evidenciaram a ocorrência de areia monazítica (EIZENBUD, 1987). No Nordeste brasileiro, principalmente a região urano-fosfática e os municípios de Pedra e Venturosa no Estado de Pernambuco, foram identificadas regiões com elevadas concentrações de ^{238}U e seus descendentes, tais como, ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po .

2.2 Anomalias radioativas no Estado de Pernambuco

Os estudos radiométricos da região Nordeste do Brasil tiveram início por volta de 1975, durante a execução do projeto Garanhuns. A NUCLEBRAS, juntamente com a CPRM, realizaram uma prospecção radiogeológica numa área de 35.000 km², nos Estados de Pernambuco, Alagoas e Sergipe. O projeto Garanhuns identificou 263 anomalias radioativas, mas, após estudos de verificação, apenas uma delas apresentou teores significativos de U_3O_8 (FILHO; ANDRADE, 1988). Um pouco mais tarde, em 1977, a NUCLEBRAS viabilizou um novo projeto denominado de Projeto Venturosa – Avaliação de áreas. Os resultados deste projeto indicaram a necessidade de uma sondagem geológica, que resultou no Projeto Venturosa - Sondagem e Perfilagem, realizado em 1978 (FILHO, ANDRADE, 1988).

Durante o projeto Garanhuns, foram detectadas anomalias radioativas significativas em fazendas produtoras de leite localizadas entre os municípios de Pedra e Venturosa, nas proximidades do Rio Ipanema.

Pesquisas sobre as concentrações de U_3O_8 nas rochas calciosilicáticas anfíbolíticas existentes nos municípios de Pedra e Venturosa, situada na chamada “Bacia Leiteira” do estado de Pernambuco, revelaram valor máximo de 22.000 mg.kg⁻¹ (COSTA et al., 1976).

Devido às elevadas concentrações de radionuclídeos naturais das séries do urânio e do tório no solo, existe uma grande possibilidade de transferência desses elementos para os 20 vegetais cultivados na região estudada. Como mostra a literatura, vegetais cultivados em locais com elevados níveis de radioatividade ambiental absorvem eficientemente

radionuclídeos naturais (International Atomic Energy Agency - IAEA, 1994). Nas fazendas da região do agreste semi-árido de Pernambuco, como na maioria dos municípios da “Bacia Leiteira” do estado, a dieta dos bovinos leiteiros é constituída aproximadamente por, 67% de pastagens nativas e 33% de pastagens cultivadas (Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas - SEBRAE-PE, 2002). Esses são parâmetros importantes, pois o leite é considerado uma das fontes de ingestão de radionuclídeos pelo homem, principalmente se for produzido com os animais consumindo forragem fresca (JOHNSON et al., 1988). A transferência de radionuclídeos naturais na cadeia solo-planta-leite-homem pode ser considerada como de extrema importância na contaminação da população do agreste semi-árido de Pernambuco.

Estudos recentes determinaram concentrações de ^{226}Ra e de ^{210}Pb em leite e queijo consumidos pela população dos municípios de Pedra e Venturosa. Nesse caso, as concentrações de ^{226}Ra e de ^{210}Pb nas amostras de leite variaram de 4 a 500 mBq.L^{-1} e de 62 a 650 mBq.L^{-1} , respectivamente (SILVA et al., 2006; SILVA et al., 2010). No caso das amostras de queijo, as concentrações variaram de 202 a 1494 Bq.kg^{-1} na matéria úmida para o ^{210}Pb (SILVA et al., 2010).

A área compreendida entre as cidades de Olinda e Itamaracá faz parte da região urano-fosfática de Pernambuco. Nessa região, caracterizada por alta densidade demográfica e por atividades agrícola e industrial significativa sobre a jazida, a camada de maior concentração de urânio encontra-se a uma profundidade de aproximadamente, 6 metros, apresentando concentração variando de 150 a 200 mg.kg^{-1} de U_3O_8 (ALMEIDA, 1974; SAAD, 1974). Na região urano-fosfática do estado de Pernambuco, determinou-se concentração máxima de ^{226}Ra no valor de 2.209 mBq.kg^{-1} nos tubérculos que são cultivados na região e consumidos pela população local (AMARAL, 1994). Estudo sobre as concentrações de ^{226}Ra e ^{222}Rn em água potável dos poços que abastecem a população da região urano-fosfática de Pernambuco, mostraram que as concentrações médias obtidas foram de 282,2 mBq.L^{-1} (^{226}Ra) e 104,7 Bq.L^{-1} (^{222}Rn), correspondendo a doses efetivas de 74 $\mu\text{Sv/ano}$ e 920 $\mu\text{Sv/ano}$, respectivamente. Esses valores são importantes, pois a população da região utiliza preferencialmente os recursos hídricos subterrâneos. Estudos realizados por Lima (1996) sugerem que em virtude das altas concentrações encontradas, nas áreas estudadas, fossem avaliadas com mais profundidade as concentrações dos descendentes do radônio, principalmente o ^{210}Pb , a fim de se obter o risco a que está sujeita a população. As águas

desses poços apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 100,9 a 524,9 mBq.L^{-1} (SILVA, 1995).

Especificamente o decaimento do ^{210}Pb em ^{210}Bi e, por sua vez, em ^{210}Po , contribuem significativamente em conjunto com cerca de 8% para o aumento da dose interna no homem (SPENCER et al., 1977; YAMAMOTO et al., 1994).

2.3 Chumbo-210 (^{210}Pb)

O chumbo é encontrado em minerais como galena (sulfeto de chumbo, PbS), anglesita (Sulfato de Chumbo, PbSO_4), cerussita (carbonato de chumbo, PbCO_3) e outros minerais. A abundância na crosta terrestre é de 1000 ppb e na água do mar é de 0,03 ppb. Seu ponto de fusão é 327.46°C . Associado a matéria orgânica pode sublimar em temperaturas superiores a 500°C . É um metal pesado do grupo 14 da tabela periódica. Quando o ^{210}Pb é absorvido pelo corpo humano, se concentra no tecido ósseo, de onde é muito lentamente eliminado (LAURIA et al., 2003)

O ^{210}Pb tem uma meia-vida de 22 anos e emite radiação beta com energia média de 18 keV, tornando a determinação deste nuclídeo bastante difícil (SILL; WILLIS, 1965).

A presença de ^{210}Pb em águas superficiais, tais como, rios e lagos, decorre tanto da deposição atmosférica deste radionuclídeo, devido ao decaimento do ^{222}Rn , como de sua lixiviação das rochas e sedimentos que contêm urânio. Em águas de poços rasos o ^{210}Pb origina-se da lixiviação do urânio das rochas circunvizinhas e do arraste provocado pela água da chuva. Em poços profundos, o ^{210}Pb origina-se apenas da lixiviação das rochas circunvizinhas e do decaimento do ^{222}Rn disperso na água (SILVA, 2000). Jaworowski (1967, apud, EISENBUD; GESELL, 1997) reportou concentrações variadas em água da chuva.

O ^{210}Pb é um dos radionuclídeos naturais que mais contamina os vegetais, principalmente, se eles forem folhosos. Devido ao “fallout” natural do ^{222}Rn , o ^{210}Pb incorpora-se facilmente nos vegetais, entrando assim, na cadeia alimentar (SILVA, 2000). Além dos alimentos, a fumaça de cigarro contribui para exposição a este elemento (UNSCEAR, 1982).

Na pesquisa de Silva et al. (2009), concentrações consideráveis de ^{210}Pb foram encontradas na matéria seca da palma forrageira em fazendas do município de Pedra, em

Pernambuco. Estes autores concluíram que devido aos altos níveis de ^{210}Pb encontrados em amostras de palma, este radionuclídeo fica altamente disponível para ser ingerido por vacas leiteiras, o que representa um risco para população humana devido à possível contaminação do leite.

A dieta padrão dos norte americanos não apresenta diferenças significativas entre os diversos Estados do país em relação à concentração média de ^{210}Pb , a qual está por volta de $0,03 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (MAGNO et al., 1970). Estudos em oito cidades americanas revelaram valores de $0,026$ a $0,037 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{210}Pb em alimentos consumidos pelos habitantes.

A UNSCEAR (1982) estimou que a média de ingestão diária de ^{210}Pb a partir das fontes alimentares é cerca de $0,11 \text{ Bq}$ em circunstâncias normais. A NCRP (1987a) estimou que a média diária de ingestão de ^{210}Pb é cerca de $0,05 \text{ Bq}$. Segundo estas agências a ingestão de alimento e água é o que mais contribui para os níveis de ^{210}Pb encontrados no sangue, sendo mais importante do que a inalação.

2.3.1 ^{210}Pb no corpo humano

O ^{210}Pb é transferido para o corpo humano através de inalação ou ingestão de alimentos e água (LADINSKAYA et al., 1973). A ingestão de alimentos e água contribui para o aumento do nível de ^{210}Pb no sangue mais do que a inalação (EISENBUD; GESELL, 1997). Os frutos do mar são os alimentos consumidos pelo homem, que possuem as maiores concentrações de ^{210}Pb , por isto, esses alimentos são considerados como a principal fonte de contaminação interna no homem, em relação à ingestão de ^{210}Pb (BEASLEY et al., 1969). Em média a dieta de um adulto nos Estados Unidos e no Reino Unido contém 1.1 g Ca/d (ICRP75, 1997) e $100\text{-}200 \text{ }\mu\text{g Pb/d}$ (MAHAFFEY, 1978; GROSS, 1981) A estimativa de $400 \text{ }\mu\text{g Pb/d}$ é muito alta, segundo a ICRP75 (1997).

Para estudar mais detalhadamente a transferência de qualquer radionuclídeo para as diversas partes do corpo humano, a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) elaborou modelos biocinéticos que caracterizam matematicamente o movimento, a translocação, a deposição e a excreção de qualquer substância radioativa incorporada. Tais modelos predizem as vias de movimentação de radionuclídeos no corpo e estimam o tempo de residência em cada compartimento, permitindo assim, o cálculo da dose e do risco interno aos tecidos e órgãos específicos.

A ICRP-67 (1993) apresentou extensos estudos na literatura sobre a distribuição e a retenção de rádio em seres humanos. Como resultado desses estudos, tem-se o modelo biocinético sistêmico do rádio no corpo humano, apresentado na Figura 1. Este modelo serve também para estudar o metabolismo de qualquer metal alcalino terroso, como também o chumbo. O modelo incorpora um compartimento central, o plasma sanguíneo, conectado aos compartimentos de entrada do ^{210}Pb no corpo humano: esqueleto, rins, fígado e outros tecidos moles e também aos compartimentos de saída: fezes e urina. Neste modelo, o plasma é tratado como um reservatório uniformemente misturado. Os tecidos moles (excluindo o fígado e os rins, quando estes órgãos são tratados explicitamente) são divididos em compartimentos que correspondem a rápido, intermediário, e lento. Esta classificação é baseada no nível de retorno da atividade metabólica ao plasma.

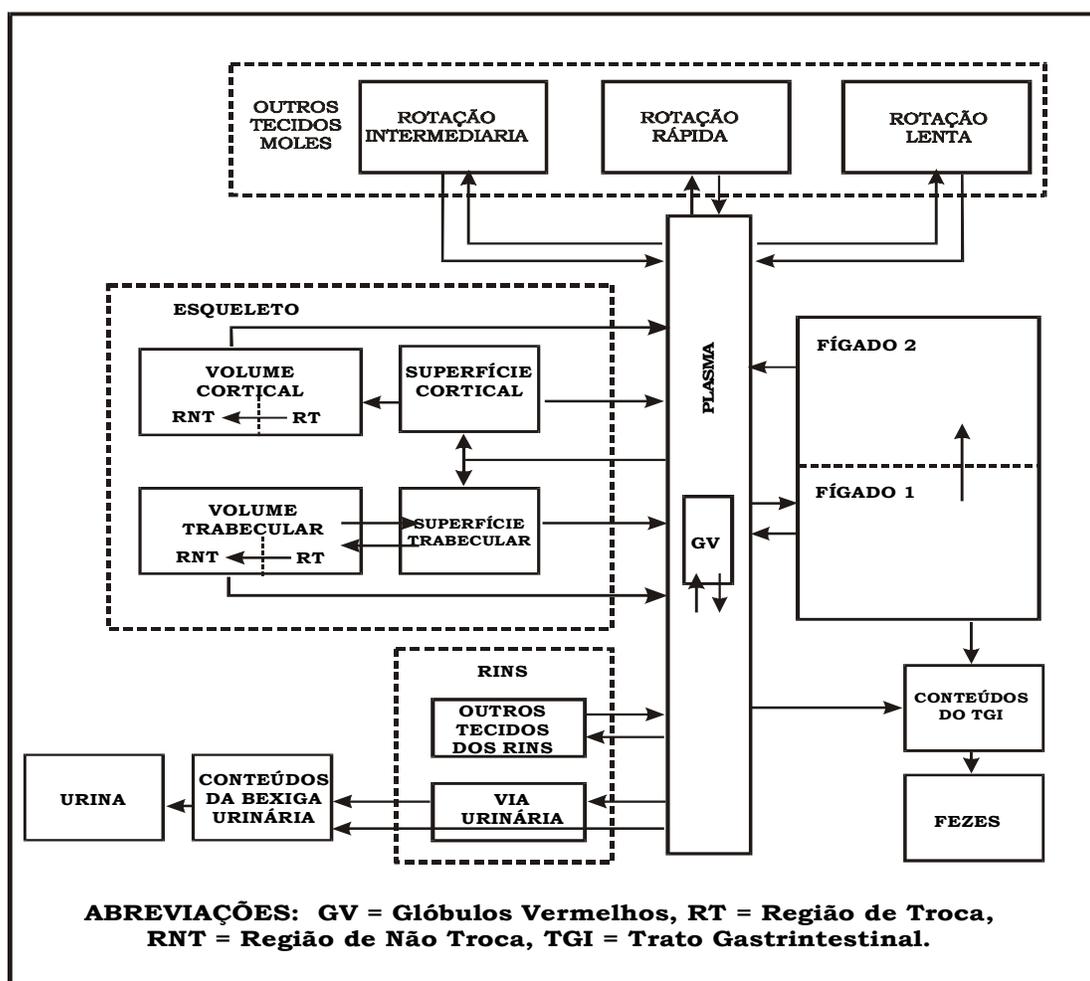


Figura 1. Modelo biocinético sistêmico dos elementos alcalinos terrosos e do chumbo (ICRP 67)

Uma vez ingerido o ^{210}Pb possui grande afinidade por tecidos densos principalmente o fígado e os ossos, podendo induzir diversos tipos de danos à saúde. Vários estudos têm confirmado que o ^{210}Pb tem preferência em se depositar nos ossos trabecular e cortical. 70% do ^{210}Pb presentes no corpo humano encontram-se depositados nos ossos, sendo o restante distribuído nos tecidos moles. A acumulação do ^{210}Pb no osso ocorre através de troca iônica entre o Pb^{+2} e o Ca^{+2} , daí a similaridade metabólica do chumbo com o cálcio no corpo, apesar dos mecanismos de metabolização não serem necessariamente idênticos (MITTELSTAEDT, 1983).

No esqueleto, o ^{210}Pb decai nos radionuclídeos ^{210}Bi e ^{210}Po . A energia média da partícula beta emitida no decaimento do ^{210}Pb , é de 17 keV. Nesse caso, apenas 1% da energia emitida, é depositada na medula óssea vermelha. A energia média da radiação beta emitida pelo ^{210}Bi , é de 1,2 MeV. Somente 17% dessa energia é absorvida pela medula óssea vermelha. Por outro lado, o decaimento alfa do ^{210}Po , com energia de 5,3 MeV, contribui com 90 a 95% da energia depositada na medula óssea vermelha (SALMON, 1999). Estima-se que 50% da quantidade de ^{210}Po produzido pelo decaimento do ^{210}Pb no corpo humano, é transferido para os ossos (HURSH, 1960).

No sangue, desordens hematológicas provocadas pelo ^{210}Pb , foram verificadas em seres humanos (BRUENGER et al., 1973). Nesse caso, o ^{210}Pb encontrava-se aderido à membrana dos eritrócitos, estando primariamente ligado à hemoglobina. Aproximadamente, 10% da quantidade de ^{210}Pb nos eritrócitos estavam associados com o estroma e 90% com os componentes citoplasmáticos. O tempo de transferência do ^{210}Pb para o interior dos eritrócitos, através da membrana celular foi de 30 minutos. No interior da célula, o ^{210}Pb teve a capacidade de formar complexos com as proteínas do plasma. Nos eritrócitos, 10% da quantidade de ^{210}Pb presente encontrava-se associada com o estroma e 90% com o citosol. A interação do ^{210}Pb com os constituintes do citosol foi o principal meio de transporte deste radionuclídeo para as células vermelhas.

No caso de envenenamento com ^{210}Pb , este elemento químico encontra-se associado com a membrana da célula vermelha e com o citosol (BRUENGER et al., 1973). A estimativa das fontes responsáveis pela presença de ^{210}Pb na corrente sanguínea dos seres humanos, é: (1) ar (20%); (2) água (1%) e (3) dieta (79%) (SALMON et al., 1998).

O chumbo é excretado por várias rotas, porém só a excreção renal e a gastrointestinal têm importância prática. A quantidade excretada é afetada pela idade, características da exposição e dependente da espécie (WHO, 1995). A excreção na urina é sempre de origem

sistêmica. O teor de radionuclídeos das fezes é devido à excreção de um componente sistêmico, em grande parte, originários da dieta que possivelmente não foi absorvido pelo trato gastrointestinal (NAUMANN, 1998). Os efeitos biológicos do chumbo são os mesmos, independentemente das rotas de entrada, uma vez que ele interfere no funcionamento normal da célula e em inúmeros processos fisiológicos. Em elevadas concentrações o chumbo estável pode causar anemia, nefropatia, redução do crescimento em crianças, encefalopatia e outros danos cerebrais (MOREIRA; MOREIRA, 2004). Contudo o risco associado ao chumbo 210 é mais radiológico, principalmente em exposições crônicas.

Os primeiros estudos realizados mostraram a importância da incorporação de emissores alfa em ossos humanos (TURNER et al., 1958; MAYNEORD; HILL, 1959). Nesses trabalhos foram comprovados que as partículas alfa emitidas no decaimento do ^{210}Po , danificaram estruturas ósseas. Pesquisas realizadas em cadáveres de pessoas não expostas ocupacionalmente, comprovaram o desenvolvimento de doenças malignas nos ossos, relacionado com as radiações emitidas pelo decaimento do ^{210}Pb (HILL; JAWOROWSKI, 1961). Esses autores verificaram que a radiação alfa emitida no decaimento do ^{210}Po , foi o principal responsável pelas doenças observadas. Outros estudos mostraram que o osso humano contém quantidades elevadas de ^{210}Po oriundo do decaimento do ^{210}Pb que se encontra presente no corpo (OSBORNE, 1963; HOLTZMAN, 1966).

Estudos realizados pela Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) sobre a carcinogenicidade do chumbo estável e seus compostos em seres humanos são pouco conclusivos. Entretanto, as provas dos efeitos carcinogênicos em animais eram suficientes (MOREIRA; MOREIRA, 2004a). Nos Estados Unidos, uma lista das 20 substâncias mais perigosas para 2001 mostra o chumbo estável em segundo lugar, atrás somente do arsênio (US, 2001).

Os relatos de casos implicam o chumbo como potencial carcinogênico renal em humanos, mas a associação permanece incerta. Os sais solúveis, tais como o acetato e o fosfato de chumbo, têm sido apontados como causa de tumores em rins de ratos (SARYAN; ZENZ, 1994; US, 1992).

Em uma série de estudos, a inalação de ^{210}Po e ^{210}Pb via fumaça de cigarro foi considerada ser uma das mais significantes causas de câncer de pulmão (MARMORSTEIN, 1986; GAIROLA, WU, GUPTA; DIANA, 1993).

2.4 Biomonitoração humana

A exposição humana a substâncias químicas presentes no ambiente externo ou no ambiente de trabalho vem sendo tradicionalmente estimada a partir da monitoração ambiental, a qual realiza a mensuração periódica dos contaminantes em amostras ambientais de ar, água e solo. Essa avaliação, se combinada com a medida da substância química ou de seu metabólito na população exposta (biomonitorização humana), fornece uma relação direta entre exposição e possíveis efeitos à saúde (KUNO et al., 2010).

A biomonitoração humana (BH) complementa a monitorização ambiental, sendo utilizada em saúde ocupacional e ambiental para verificar a adequação com os padrões legais definidos para cada substância (WHO,1993; APOSTOLI, 1999). Se, de um lado, a monitoração ambiental é necessária para identificar as fontes de exposição e facilitar as medidas para minimizar emissões, de outro a BH é indispensável para mostrar quanto o ser humano absorveu das substâncias químicas no ambiente.

Na área ambiental, a BH pode identificar exposição a novas substâncias químicas, assim como tendências e alterações na exposição. Pode também estabelecer a distribuição da exposição na população geral, identificar grupos e populações vulneráveis com exposição mais elevada e riscos ambientais em áreas contaminadas com custo relativamente baixo. A grande vantagem da BH é que ela considera todas as vias de exposição — oral, dérmica e inalatória — e todas as fontes que são relevantes para a absorção humana. Um exemplo prático do uso da BH foi a redução do teor de chumbo na gasolina. Em 1977, a Comunidade Européia tomou a iniciativa de utilizar a BH para avaliar a população não exposta ocupacionalmente ao chumbo. Os dados da BH indicaram que o chumbo da gasolina era um importante determinante dos níveis de chumbo no sangue na população. A partir daí, vários países tomaram medidas eficazes para reduzir a quantidade de chumbo na gasolina (ANGERER et al., 2007; RUDNAI, 2007).

Existem diferentes biomarcadores de exposição, entre eles a concentração de compostos correlatos ou de seus metabólitos em fluidos biológicos como sangue, soro, urina, adutos de DNA (formados pela ligação de contaminantes ambientais ao DNA), hemoglobina ou albumina e outros como, cabelos e dentina que fornecem estimativas indiretas da concentração em tecidos e órgãos críticos de depósito, como o córtex renal e os ossos. (KUNO et al., 2010).

Os mecanismos associados aos efeitos tóxicos devem orientar a escolha do indicador biológico de exposição. Um bom indicador ou biomarcador deve estar correlacionado com

apenas uma substância química. Entretanto, deve também ser útil como variável independente para avaliar relações dose-efeito e dose resposta (MUTTI, 1999). A análise deve ser, de preferência, realizada em matrizes biológicas de fácil obtenção, como urina, sangue, cabelo ou saliva. Vários indicadores biológicos de exposição já foram definidos e vêm sendo utilizados na biomonitorização ambiental (KUNO et al., 2010).

Tomando-se a excreção humana como ferramenta da biomonitoração é importante levar em consideração a quantidade de água ingerida e eliminada pelo corpo humano. Normalmente, apenas pequena quantidade de água (100 ml/dia) é perdida nas fezes e a maior parte de líquido é eliminada através da urina excretada pelos rins, como mostrado na Tabela 2. O volume de urina pode ser de apenas 0,5 litros/dia numa pessoa desidratada ou atingir 20 litros/dia numa pessoa que está ingerindo grandes quantidades de líquido (GUYTON; HALL, 1998).

Tabela 2. Ingestão e eliminação diária de água em situação normal e no exercício prolongado (GUYTON; HALL, 1998)

	Normal (ml/dia)	Exercício Intenso Prolongado
Ingestão		
Líquidos ingeridos	2.100	-
Provenientes do metabolismo	200	200
Ingestão Total	2.300	-
Eliminação		
Insensível - Pele	350	350
Insensível - Pulmões	350	650
Suor	100	5.000
Fezes	100	100
Urina	1.400	500
Eliminação total	2.300	6.600

Dos métodos indiretos para determinação de radionuclídeos, a análise de urina é o mais simples constituindo-se a amostra ideal, pois é fácil de obter, contém somente radionuclídeos metabolizados e pode ser convencionalmente colhida por períodos de tempo bem definidos sem dificuldade (PASSARELLI, 1977).

Passarelli (1977) pontua três propósitos da análise de urina:

- Monitorar a incorporação de material radioativo pelos trabalhadores para se assegurar que a concentração esteja abaixo dos limites máximos permissíveis. No caso de haver resultados elevados as condições de trabalho devem ser averiguadas.

- Verificar a possibilidade de incorporação após algum acidente.
- Seguir incorporações conhecidas para definir os níveis de carga corporal e os valores de meia-vida efetiva e determinar assim, a dose de radiação recebida.

Apesar dos indicadores de dose interna, tais como chumbo em sangue total, plasma e urina, serem muito utilizados, todos têm algum tipo de limitação (SAKAI, 2000). Por isso, a concentração de chumbo no sangue total (Pb-S) ainda é aceita como indicador de exposição total a esse elemento, embora indique uma exposição ambiental recente (MOREIRA; MOREIRA, 2004 b). Por sua vez, a concentração de chumbo na urina (Pb-U) tem sido aplicada como teste de exposição na saúde ocupacional, já que a medida deste parâmetro reflete exposição atual (MOREIRA; MOREIRA, 2004 a). A urina é um indicador de exposição potencialmente útil (SAKAI et. al 1998).

Diversos estudos utilizam urina como bioindicador da presença de ^{210}Pb no indivíduo. Entre eles pode-se destacar o trabalho realizado por Schayer et al., (2010) onde foi demonstrado com base no tempo de meia-vida e regressão dos resultados que o ^{210}Pb contido na urina pode ser usado para avaliar a probabilidade da inalação da fumaça do cigarro. Nesta pesquisa foi demonstrado que há uma correlação entre a atividade do ^{210}Pb na urina e o número de cigarros consumidos por dia.

Knezevic et al., 1998, descreveram a influência de ácido etilenodiamino-tetracético cálcico dissódico (CaNa_2EDTA), um agente quelante, na excreção e mobilidade biológica do ^{210}Pb , ^{210}Po e chumbo estável na urina de trabalhadores, sujeitos a intoxicação crônica por esses elementos, que atuam no processo de reciclagem de baterias em Belgrado. A terapia de quelação tem papel importante, pois os quelantes são agentes caracterizados por se ligarem aos íons de metais pesados formando complexos químicos estáveis não tóxicos, que aceleram a excreção de metais (KNEZEVIC et al., 1998; CAPITANI, 2009).

Naumann et al., (1998), em estudo realizado em Berlin com amostras de urina, obtiveram baixas concentrações de ^{210}Pb em indivíduos exposto a radioatividade natural.

No Brasil, pesquisa realizada por Santos e colaboradores (1995), em Joinville no Estado de Santa Catarina, a análise de urina revelou concentrações semelhantes entre fazendeiros que utilizam fertilizantes fosfatados e indivíduos do grupo controle.

A pesquisa realizada por Julião et al., (2003) em amostras de excretas humanas de habitantes da região de Buena, região de alto background radioativo, observou diferenças não significativas para concentrações de ^{210}Pb quando comparadas com os valores de

concentrações obtidas para as amostras controle oriundas de uma região considerada de background “normal” no Rio de Janeiro.

2.5 Determinação do ^{210}Pb

Godoy et al., (1994) apresentaram um método analítico seqüencial que permite a determinação dos ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{210}Pb em amostras ambientais, sendo posteriormente adaptado para amostras de excretas.

Dentre os métodos para determinação do ^{210}Pb destacam-se a espectrometria gama, a espectrometria alfa e o método de contagem α e β total. Uma das principais vantagens da espectrometria gama é a quantidade de informações obtidas em uma única análise. Além disso, é uma técnica de análise rápida, multielementar e não destrutiva. A principal característica do HPGe é baseada na sua alta resolução em determinar a energia da radiação gama, proporcionando assim, uma menor incerteza na medida, no entanto possui a limitação de que devido à baixa energia da emissão dos raios gama emitidos (46,5 keV), situada na região da alta influência do efeito Compton e a pequena probabilidade de emissão (4%), o que provoca a necessidade de grande volume da amostra, acarretam dificuldades na medida (auto-absorção e baixa eficiência de contagem) (SANTOS-JÚNIOR et al., 2009).

Trabalhos como o de Santos et al. (1995), Knezevic et al., (1998), Schayer et al., (2010), Naumann et al., (1998) determinaram ^{210}Pb em urina por espectrometria alfa. Esta técnica é muito sensível, mas limitado pelo tempo necessário para o estabelecimento do equilíbrio, superior a 6 meses (LAURIA et al., 2003). A literatura científica especializada é muito carente sobre abordagens dos níveis de ^{210}Pb em amostras de urina humana, principalmente em situações anômalas, onde há necessidade de biomonitoração dos residentes expostos a elevada radiação natural.

2.5.1 Contador proporcional alfa beta

O contador proporcional é um tipo de detector gasoso que foi introduzido em 1948 por Samuel Curran (KNOLL, 1999). Quando a partícula penetra numa câmara repleta de gás

produz elétrons livres e íons positivos, os quais imediatamente começam a mover-se no sentido dos elétrons de sinais opostos. Ao serem coletados pelos eletrodos provocam uma pequena corrente no circuito externo, que pode ser detectada eletronicamente pela variação da voltagem. Em média qualquer tipo de partícula carregada, e com qualquer energia, interagindo em qualquer gás, perde aproximadamente, 30 eV de energia cinética para cada par de elétron-íon produzido (KNOLL, 1999; LAURIA et al., 2003).

O contador é normalmente calibrado em eficiência usando-se fontes específicas (normalmente Am-241 para alfa e K-40 para emissores beta). Na interpretação dos resultados deve-se supor que a eficiência de contagem é a mesma para todos os radionuclídeos com o mesmo tipo de decaimento. No entanto, a eficiência varia bastante com a energia das partículas beta. Em particular, os contadores proporcionais não detectam as partículas betas de energia inferior a 0,3 MeV (KNOLL, 1999; LAURIA et al., 2003) Contudo, ainda segundo Lauria et al., (2003) devido à alta-absorção, não se recomenda que os métodos diretos de medição alfa e beta total sejam utilizados para analisar amostras de solos, alimentos e pastos, porém o método torna-se preciso quando a amostra é submetida à separação radioquímica. A eficiência e curvas de auto absorção são obtidas em função de radionuclídeos específicos.

O método de contagem α e β (contador proporcional) total apresenta a vantagem de medir com rapidez a concentração de radionuclídeos que emitem alfa com energias acima de 3 MeV e beta de energia máxima de 0,3 MeV. Este método é comumente empregado para determinação de teores da ordem de 37 mBq de ^{210}Pb . Matrizes variadas são analisadas: águas, sedimentos, materiais biológicos, cigarros, entre outros. Diferentes metodologias têm sido desenvolvidas nesta linha sendo que o chumbo é recuperado comumente como PbCrO_4 . A principal desvantagem é a falta de especificidade (MINGOTE, 2006), pois a determinação dos radionuclídeos é feita pela medida da atividade de um dos seus filhos, após período de decaimento radioativo adequado. A determinação de ^{210}Pb realizada por Julião et al., (2003), em habitantes de Buena e Rio de Janeiro, deu-se através da contagem beta do ^{210}Bi , filho do ^{210}Pb .

Os métodos para determinação de ^{210}Pb se baseiam nas propriedades radiológicas do ^{210}Pb e seus filhos. A Figura 2 mostra a seqüência de decaimento do ^{210}Pb . Observa-se que o ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,2$ anos) emite raios γ [$E_{\gamma} = 46,5$ keV (4,25 %)] e partículas beta de baixa energia ($E_{\beta\text{max}} = 17,0$ keV (84 %); 63,5 keV (16 %)) podendo assim ser medido diretamente por espectrometria γ ou contagem em cintilador líquido. Contudo estes métodos de contagem direta não alcançam alta sensibilidade, isto é, abaixo de 37 mBq.L^{-1} , devido às incertezas

associadas com a medida do fotopico de 46,5 keV de baixo percentual de abundância e às altas taxas de radiação de fundo associadas. A determinação direta de baixos teores de ^{210}Pb é praticamente impossível sem uma pré-concentração da amostra (MINGOTE, 2006).

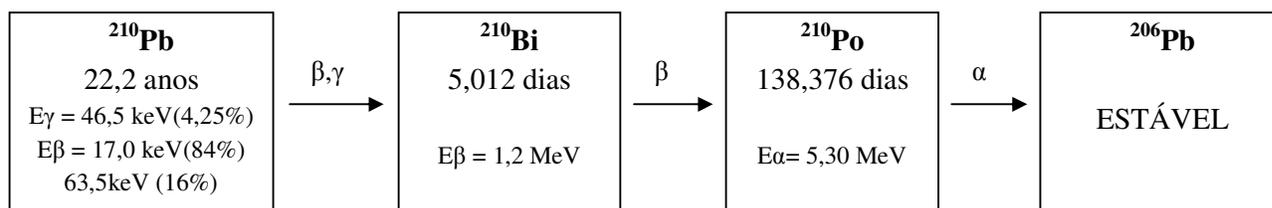


Figura 2. Cadeia de decaimento do ^{210}Pb (MINGOTE, 2006)

Uma técnica de separação radioquímica bastante utilizada é a troca iônica (JIA; TORRI, 2007; SILVA et al., 2009). A separação radioquímica por troca iônica é na verdade a transferência de íons específicos de uma solução pouco concentrada para outra, mais concentrada, por meio do fenômeno de uma resina trocar seus íons fracamente ligados por outros da solução, quando a resina e a solução são postas em contato (HECK, 2010). É um processo de separação, concentração e análise de materiais que são seletivamente absorvidos em resinas trocadoras de íons (MENDHAM et al., 2002).

O método da troca iônica é eficaz em análises químicas, devido a capacidade dos trocadores de íons serem praticamente insolúveis em água e em solventes orgânicos, além de conterem íons ativos capazes de troca reversível com outros íons em solução, sem que ocorra modificação física apreciável no material (MENDHAM et al., 2002).

Essa técnica foi utilizada para determinação de ^{210}Pb em sedimentos (GODOY et al. 1998) e em forragem para o gado (SILVA et al., 2009). Contudo os dados na literatura para determinação de desse radionuclídeo em urina são escassos ou inexistentes.

Após pré-concentração do ^{210}Pb e um tempo de crescimento do ^{210}Bi (15-30 dias), a contagem beta total é realizada em um contador proporcional. O método apresenta alta sensibilidade, conseqüência da alta eficiência de contagem (cerca de 40 %) e baixa radiação de fundo (cerca de 2 cpm). A exatidão do método é avaliada pela análise de amostras de referência com tendência entre -5 e 23 % (MINGOTE, 2006).

O método tem mostrado grande aplicabilidade por mensurar baixos níveis de concentração de ^{210}Pb na maioria das amostras biológicas e ambientais que foram estudadas (JIA; TORRI, 2007).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Considerações éticas

Esta pesquisa é parte integrante do projeto intitulado “Quantificação de teores de urânio e tório em excretas de habitantes de regiões com alto background radioativo no Estado de Pernambuco” o qual foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com seres humanos da Universidade Federal de Pernambuco, sob o parecer de número 324/2009 (ANEXO A).

3.2 Área de estudo

A pesquisa foi focada em duas regiões anômalas de Pernambuco (Figura 3), a região de Folha Venturosa que compreende os municípios de Pedra e Venturosa (Figura 4) e a região Urano-Fosfática do Nordeste (Figura 5).



Figura 3. Mapa de Pernambuco (SANTOS-JÚNIOR, 2005)

No município de Pedra - PE, existe a hornblenda, uma lente aflorante mineralizada em urânio, que está dentro da área correspondente à Folha Venturosa. Esta área está situada entre as coordenadas geográficas 08° 30' e 09° 00' S; 36° 30' e 27° 00' WGr, com uma superfície de 3.025 km², conforme carta topográfica elaborada pela SUDENE (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste), na escala 1:100.000. Em face às peculiaridades climáticas (clima semi-árido), a região em que se localiza a área estudada classifica-se como uma zona de transição, possuindo características comuns a três regiões naturais distintas: Agreste, Sertão e Caatinga, com predominância da primeira. O agreste, devido ao seu clima sub-úmido, com temperaturas amenas à noite, desenvolve uma vegetação constituída de árvores e arbustos baixos, composta principalmente por sacatinga (família das rosáceas), alecrim do campo, caroá, macambira, baraúna, mandacaru, xiquexique, coroa de frade, facheiro (família das cactáceas), agave, aveloz, jurema, umbuzeiro, catingueira e quipá (CALHEIROS, 1977).

A área de estudo situada no município de Pedra localiza-se na Mesorregião Agreste e na Microrregião Vale do Ipanema do Estado de Pernambuco, limitando-se a norte com Pesqueira e Arcoverde, a sul com Águas Belas, a leste com Venturosa, Paratama e Caetés, e a oeste com Buique, em torno da latitude de 08°29.817' sul, da longitude de 36°56.450' oeste e da altitude de 593 m. A área municipal ocupa 848,8 km² e representa 0,86% do Estado, cujo acesso é feito pela BR-232 e PE-217, a 255,4 km da capital pernambucana conforme o mapa de acesso demonstrado pela Figura 4. De acordo com o censo 2000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população residente total era de 20.244 habitantes, sendo 10.267 (50,7%) na zona urbana e 9.977 (49,3%) na zona rural, resultando numa densidade demográfica de 23,9 hab/km² (PRODEEM; CPRM, 2005). O município situa-se nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Ipanema, contando com a água dos açudes Arcoverde, Mossoró, além das Lagoas do Bicheiro, do Jacu, da Grande, do Algodão e do Anzol. A temperatura média anual da região é de 22,9°C e apresenta uma vegetação do tipo caatinga hipoxerófila. A agropecuária representa 65,3% das atividades econômicas do município, sendo a pecuária leiteira a principal fonte de receitas no município, com produção mensal estimada em 2.160.000 litros de leite.

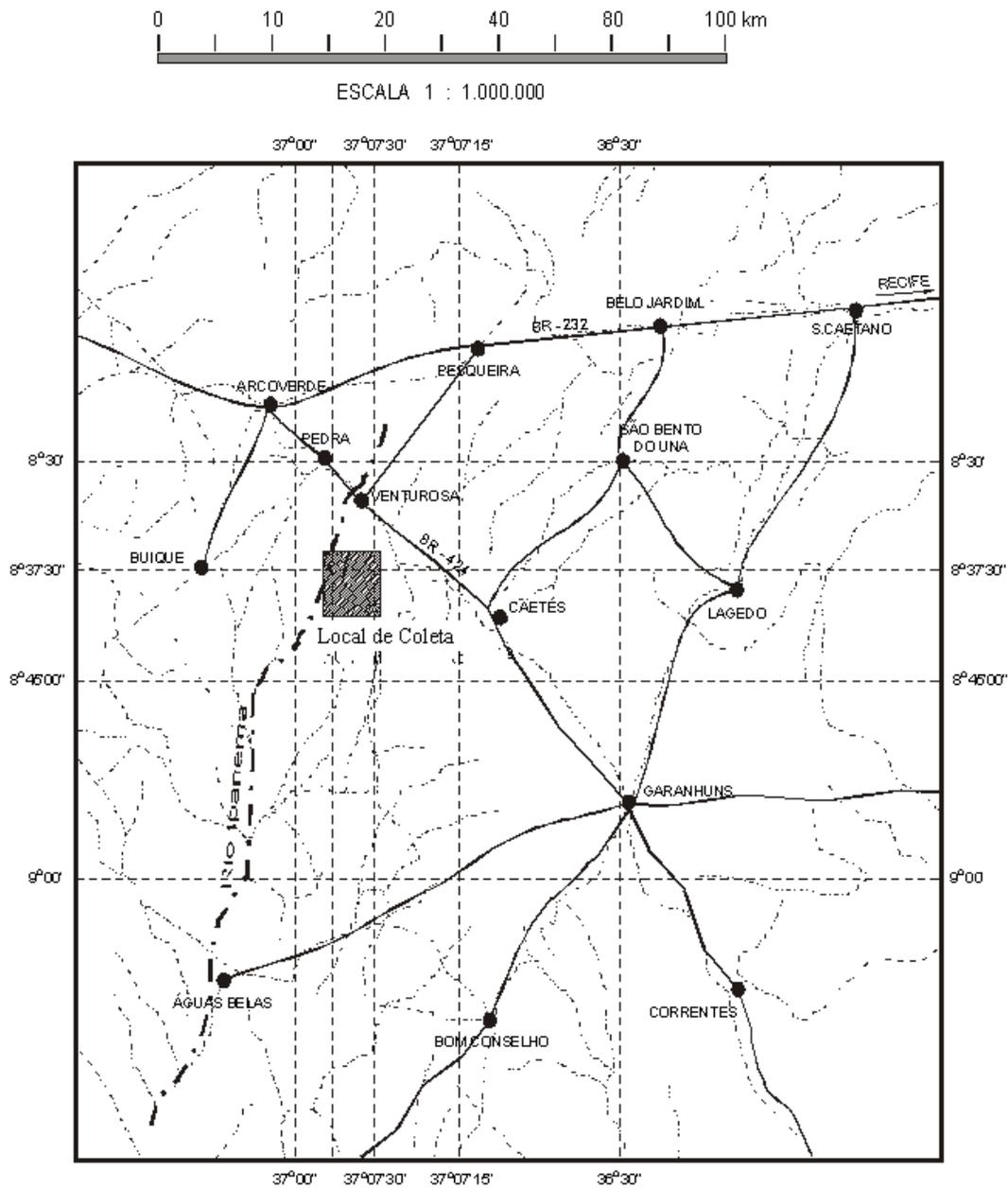


Figura 4. Mapa de localização e vias de acesso (SILVA et al., 2004)

Na Figura 4 pode ser observada a área de coleta, localizada nas coordenadas: $08^{\circ}37.693'S$ e $36^{\circ}55.220'W$ com uma extensão de aproximadamente $1,7 \text{ km}^2$. Esta área foi escolhida por apresentar anomalias de ^{238}U em rochas. Além disso, as rochas anômalas em urânio estão localizadas em fazendas produtoras de leite e derivados. Nesta área também são

desenvolvidas atividade de agricultura de subsistência e de suporte à pecuária, como o cultivo de palma forrageira e de capim de corte e pisoteio para alimentação dos animais.

Como já apresentado, os primeiros estudos de monitoração radiométrica foram realizados no período de 1974 a 1975 pela NUCLEBRAS. Entre os anos de 2003 a 2005, visando o controle da radioatividade de uma das áreas anômalas, Santos Júnior (2005); Santos Júnior et al., (2006), realizaram estudos de monitoração de ^{238}U e ^{226}Ra em torno de uma das principais anomalias em rocha.

A região Urano-fosfática do Nordeste (Figura 5) localiza-se na faixa sedimentar costeira que estende-se do sul da cidade de Olinda, no Estado de Pernambuco, até o extremo norte do Estado da Paraíba. Nesses depósitos, o teor de P_2O_5 é inferior a 10% nas regiões próximas ao mar e cresce lentamente na direção oeste numa região denominada de “fosfato rico” (SILVA; AMARAL; OLIVEIRA, 2002). A área mineralizada cobre uma extensão de aproximadamente 150 quilômetros do comprimento com uma largura média de 4 quilômetros na região litoral dos respectivos Estados, onde as concentrações de urânio variam de 10 a 530 ppm. A área é ocupada por casas, indústrias e por pequenas atividades agrícolas, sendo razoavelmente povoada. Os gêneros alimentícios cultivados na área incluem frutas (bananas, manga e cajus), tubérculos e vegetais de raiz (batatas doces, inhame e mandioca), e grãos como feijões marrons e milho (AMARAL et al., 2005).

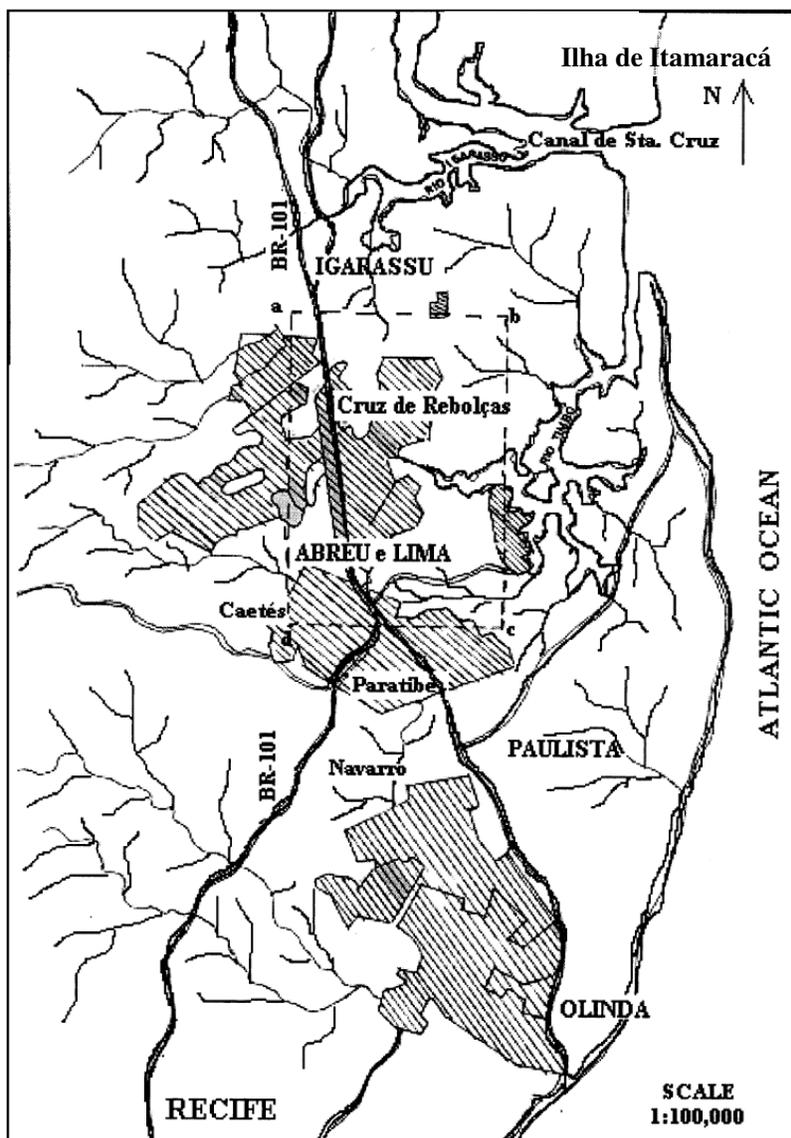


Figura 5. Mapa da Região Urano-fosfática no Estado de Pernambuco (AMARAL, et al.,2005)

O município de Ilha de Itamaracá está localizado na mesorregião Metropolitana e na Microrregião Itamaracá do Estado de Pernambuco, limitando-se a norte com Goiana, a sul com Igarassu, a leste com Oceano Atlântico, e a oeste com Itapissuma. A área municipal ocupa 65,1 km² e representa 0,07 % do Estado de Pernambuco. Está inserido na Folha SUDENE de Itamaracá na escala 1:100.000. A sede do município tem uma altitude aproximada de 3 metros e coordenadas geográficas de 07° 45' 00'' de latitude sul e 34 ° 49' 30'' de longitude oeste, distando 47,5 km da capital, cujo acesso é feito pela BR-101; PE-035. Itamaracá está inserida na unidade geoambiental da Baixada Litorânea, com relevo formado

pelas Áreas Arenosas Litorâneas, onde se incluem as restingas, as dunas e os mangues. O clima é do tipo Tropical Chuvoso, com verão seco, com chuvas de outono/inverno e período chuvoso de janeiro/fevereiro até setembro. A precipitação média anual é de 1.867mm. Com respeito ao solo, nas áreas de dunas ocorrem as *Areias Marinhas*, com solos profundos, excessivamente drenados e de baixa fertilidade natural. Nas áreas posteriores às dunas ocorrem os Podzóis, medianamente profundos, mal drenados e de muito baixa fertilidade natural (BELTRÃO et al., 2005).

3.3 Amostragem e preparação de amostras

A população de estudo consistiu de homens e mulheres adultos saudáveis residentes nos locais a serem estudados. Os voluntários doadores de urina foram convidados a participar da pesquisa através do termo de consentimento livre e esclarecido (Apêndice A) e submetidos a um questionário de hábitos sociais (Apêndice B). Para o grupo controle, foram selecionados doadores voluntários, moradores de Recife e Jaboatão dos Guararapes. Embora não sejam áreas onde os habitantes possuam os mesmos hábitos alimentares, estes locais foram considerados como “controle” por apresentarem baixo “background” radioativo. Foram obtidas 11 amostras de urina de habitantes da região controle.

Na Região Urano-fosfática, foram coletadas 2 amostras de urina, em agosto de 2009, de voluntários residentes em Olinda, e 9 amostras, de voluntários residentes de Itamaracá, em junho de 2010.

Na Região da Folha Venturosa, obtiveram-se um total de 6 amostras de urina de voluntários residentes próximos a onde está localizada a maior parte da anomalia radioativa, em Pedra, e 2 amostras oriundas de residentes de Venturosa.

Todas as amostras foram obtidas seguindo os procedimentos adotados pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD, 1983). Neste caso, os voluntários receberam recipientes de polietileno com capacidade para 2 litros, que foram previamente descontaminados.

As amostras foram coletadas durante 24 horas. Após, a coleta, foram adicionados 25 mL de formaldeído a 37%. Em seguida, os recipientes foram devidamente identificados com o nome do doador, data e local. As amostras foram armazenadas em geladeira até que fossem analisadas.

3.4 Determinação de ^{210}Pb nas amostras de urina

Para a determinação do ^{210}Pb o volume de urina foi medido, transferido para cápsulas de porcelana, com capacidade para 750 ml, para secar a 70 °C. A matéria seca obtida foi levada ao forno, cuja temperatura foi aumentada gradativamente até atingir 450 °C, deixando-se, então, a essa temperatura por 48 horas, até a obtenção das cinzas. As cinzas foram utilizadas para as determinações das concentrações de ^{210}Pb a partir do método da troca iônica apresentado por Godoy et al., (1998), cujas etapas são descritas conforme o esquema da Figura 6.

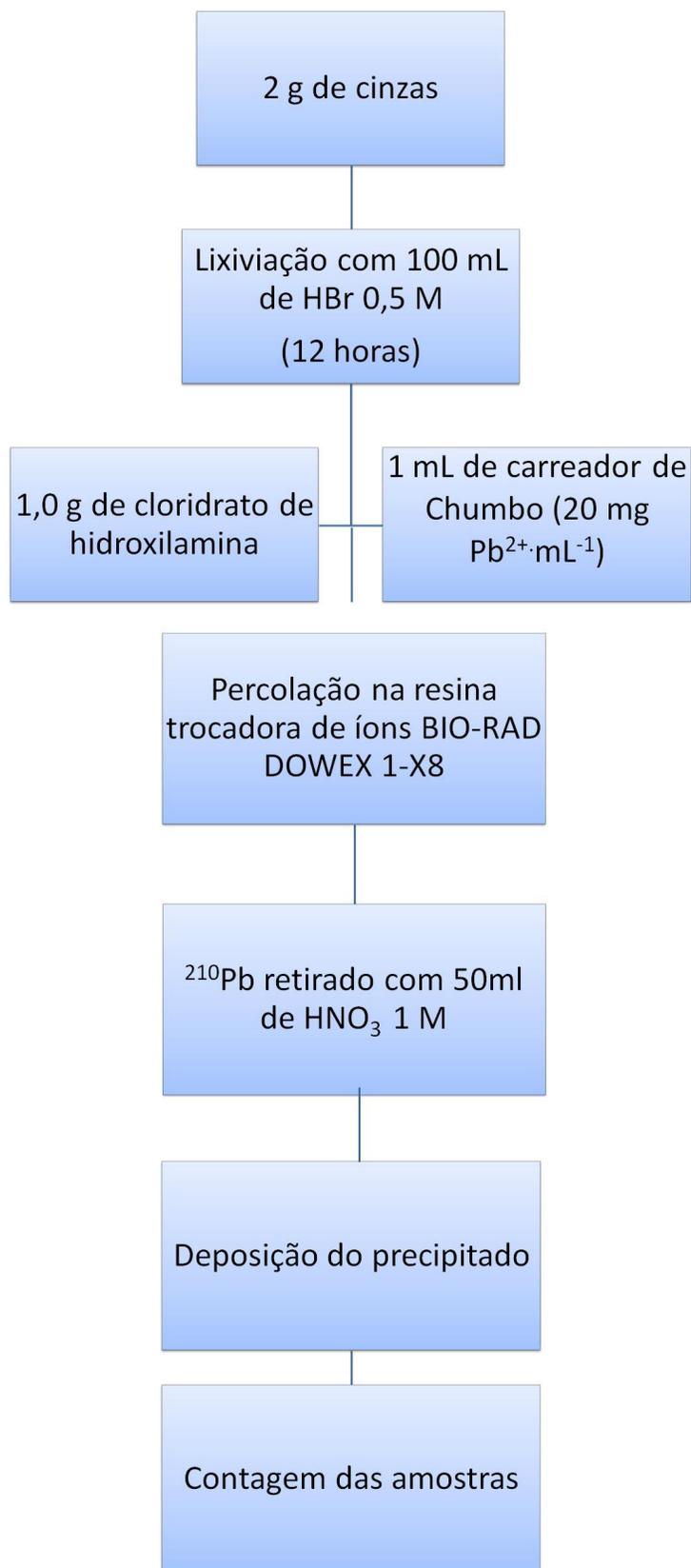


Figura 6. Representação esquemática da análise do ^{210}Pb em urina

a) Lixiviação

Após os procedimentos de calcinação das amostras de urina, a massa total de cinzas foi aferida, em seguida foram retirados apenas 2 gramas, conforme o método estabelecido por Godoy et al., (1998), para serem lixiviados com 100 mL de HBr 0,5 M; 1,0 g de cloridrato de hidroxilamina; 1 mL de carreador de chumbo ($20 \text{ mg Pb}^{2+} \cdot \text{mL}^{-1}$) por um período de 12 horas.

b) Percolação na resina trocadora de íons

A solução foi colocada para percolar numa coluna contendo resina trocadora de íons do tipo BIO-RAD DOWEX 1-X8 50-100. Durante o procedimento, o ^{210}Pb ficou retido na resina enquanto a solução inicial foi eluída. Após a eluição da solução o ^{210}Pb foi retirado da resina utilizando 50 mL de HNO_3 1M. A solução obtida foi aquecida até a secagem total. Foi adicionado 50 mL de água deionizada e o pH corrigido com acetato de amônio a 40% para estar entre 4,5 a 5,0.

Em seguida, a solução foi aquecida até a ebulição, onde 2 mL de Na_2CrO_4 a 25% foi adicionado. Nesse caso, o ^{210}Pb foi precipitado na forma de cromato de chumbo (PbCrO_4).

c) Deposição do precipitado

A solução contendo o PbCrO_4 foi filtrada em papel quantitativo, em seguida, levou-se o precipitado a secagem por 10 minutos (a 100°C) e pesagem, a fim de se determinar o rendimento químico da recuperação do chumbo ($100\% = 31,4 \text{ mg PbCrO}_4$). Contudo antes da realização da contagem β , para evitar a interferência dos emissores alfa nas leituras, o precipitado foi coberto por papel contato. Após essa etapa, foram necessários 35 dias para que o ^{210}Pb entrasse em equilíbrio radioativo com o ^{210}Bi . Após esse período, as contagem beta do ^{210}Pb foram realizada num detector proporcional de baixo background. Todas as amostras foram analisadas em triplicata.

3.5 Procedimento para as análises pelo detector proporcional alfa beta

3.5.1 Sistema de medidas

Em qualquer tipo de análise envolvendo a técnica do detector proporcional alfa beta, faz-se necessário uma avaliação completa dos parâmetros relacionados ao sistema de medidas

adotado no arranjo experimental. Para tanto, alguns parâmetros foram observados, para obter uma resposta do detector alfa beta na determinação do ^{210}Pb . Entre os parâmetros estudados estão: a curva de calibração para eficiência do detector e o limite de detecção. Estes parâmetros fornecem maior confiabilidade nos cálculos da concentração em atividade do ^{210}Pb em urina humana.

Para as medidas do ^{210}Pb em urina humana foi utilizado o sistema alfa beta do Departamento de Energia Nuclear, um detector proporcional de fluxo contínuo Tennelec S5E da CANBERRA (Figura 7). O tempo de contagem utilizado para as amostras foi de 50 minutos.



Figura 7. Detector Tennelec S5E da CANBERRA

3.5.2 Curva de calibração do detector

Para determinação do ^{210}Pb , utilizando o detector proporcional alfa beta de fluxo contínuo, foi necessária a construção de uma curva de eficiência do detector. Para esta construção foram criadas amostras padrões para avaliar o método descrito por Godoy et al. (1998), em relação à determinação de ^{210}Pb nas amostras de urina. Para tanto, utilizaram-se padrões líquidos certificados de ^{210}Pb fornecidos pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD).

Os padrões líquidos foram diluídos em ácido nítrico 1 M, conformes recomendações do IRD. Inicialmente, prepararam-se amostras de urina conformes procedimentos apresentados no item 3.4 em triplicatas. As concentrações dos padrões variaram de 0,153 a 6,124 Bq. A correção das atividades das fontes padrões foram calculadas pela equação de correção da atividade específica dos padrões (Equação 1). Nesta equação, A_{Eip} é a atividade a ser corrigida, com base na atividade inicial A_{Eip0} e na constante de decaimento radioativo, λ .

$$A_{Eip} = A_{Eip0} \times e^{-\lambda t} \quad (1)$$

A curva obtida a partir dos padrões corrigidos representa a eficiência do detector variável dependente das eficiências de contagens, determinadas em função das contagens por minuto e da atividade do ^{210}Pb (Bq). Essa curva foi o ponto de partida na determinação da eficiência de contagem do radionuclídeo em estudo, e foi utilizada para o cálculo da concentração em atividade do chumbo. A eficiência de contagem no platô beta (ϵ_{β}) pode ser determinada diretamente pela curva, pois ela é numericamente igual ao coeficiente angular da reta obtida.

3.5.3 Limite de detecção

O limite de detecção adotado para este trabalho foi definido pelos critérios estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) do Ministério da Saúde do Brasil (ANVISA, 2003), em que o limite de detecção representa a menor quantidade do analito presente em uma amostra que pode ser detectado, porém não necessariamente quantificado, sob as condições experimentais estabelecidas. O limite de detecção (LD) foi

estabelecido por meio da análise de soluções de concentrações conhecidas e decrescentes do analito, até o menor nível detectável. O valor de LD é calculado pela Equação 2:

$$LD = \frac{DP_a \times 3}{IC} \quad (2)$$

Onde: DP_a é o desvio padrão do intercepto com o eixo do Y de, no mínimo, 3 curvas de calibração construídas contendo concentrações próximas ao suposto limite de quantificação. Este desvio padrão pode ainda ser obtido a partir da curva de calibração proveniente da análise de um número apropriado de amostras do branco; IC é o coeficiente angular.

3.5.4 Cálculo da concentração em atividade do ²¹⁰Pb

A atividade de ²¹⁰Pb (A_{Pb-210}) em Bq/L foi determinada utilizando a Equação 3 (JIA; TORRI, 2007):

$$A_{^{210}\text{Pb}} = \frac{C_A - C_B}{R_Q \times Q \times \epsilon_\beta \times (1 - e^{-\lambda_{Bi-210} \times t})} \quad (3)$$

Onde: C_A é a taxa de contagem da amostra (cpm); C_B é a taxa de contagem do background (cpm); R_Q é o rendimento químico (%) obtido pelo procedimento descrito no item 3.4; Q é a quantidade de amostra utilizada na análise [massa (kg) ou volume (L)]; ε_β é a eficiência de contagem beta (β) do bismuto; λ_{Bi} é a constante de decaimento do Bi-210 = 0,1383 d⁻¹; t é o Tempo transcorrido entre a precipitação do PbCrO₄ e a contagem (dias).

3.6 Avaliação do método de análise

Devido à ausência de amostras padrões certificadas de urina, houve a necessidade da criação para o procedimento de avaliação do método radioanalítico utilizado no presente estudo. Para tanto, foram criadas amostras padrões para avaliar o método descrito por Godoy et al. (1998), em relação à determinação de ²¹⁰Pb nas amostras de urina. Para tanto,

utilizaram-se padrões líquidos certificados de ^{210}Pb fornecidos pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). Os padrões líquidos foram diluídos em ácido nítrico 1 M, conformes recomendações do IRD. Inicialmente, prepararam-se amostras de urina em duplicatas. Nessas amostras foram adicionados 7,4 Bq de padrão de ^{210}Pb , sendo então, submetidas aos procedimentos apresentados no item 3.4. Nesse caso, devido ao elevado grau de exigência radioanalítica, foram seguidos os procedimentos de avaliação de métodos analíticos e bioanalíticos, como estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) do Ministério da Saúde do Brasil (ANVISA, 2003). A avaliação do método apresentado nesse trabalho foi realizada conforme os seguintes parâmetros estabelecidos:

1) Linearidade. É a capacidade de uma metodologia analítica de demonstrar que os resultados obtidos são diretamente proporcionais à concentração do analito na amostra, dentro de um intervalo especificado. Recomenda-se que a linearidade seja determinada pela análise de, no mínimo, 5 concentrações diferentes. Se houver relação linear aparente após exame visual do gráfico, os resultados dos testes deverão ser tratados por métodos estatísticos apropriados para determinação do coeficiente de correlação, intersecção com o eixo Y, coeficiente angular, soma residual dos quadrados mínimos da regressão linear e desvio padrão relativo. Se não houver relação linear, realizar transformação matemática. O critério aceitável do coeficiente de correlação (r) deve ser = 0,99.

2) Precisão. A precisão é a avaliação da proximidade dos resultados obtidos em uma série de medidas de uma amostragem múltipla de uma mesma amostra. A precisão (DPR) de um método analítico pode ser expressa com o desvio padrão ou desvio padrão relativo (coeficiente de variação) de uma série de medidas, de acordo com a Equação 4.

$$DPR = \frac{DP}{CMD} \times 100 \quad (4)$$

Onde: DP é o desvio padrão e CMD, a concentração média determinada. O valor máximo aceitável deve ser definido de acordo com a metodologia empregada, a concentração do analito na amostra, o tipo de matriz e a finalidade do método, não se admitindo valores superiores a 5%.

3) **Exatidão.** A exatidão de um método analítico é a proximidade dos resultados obtidos pelo método em estudo em relação ao valor verdadeiro. A exatidão é calculada como porcentagem de recuperação da quantidade conhecida do analito adicionado à amostra, ou como a diferença percentual entre as médias e o valor verdadeiro aceito, acrescida dos intervalos de confiança. A recuperação mede a eficiência do procedimento de extração de um método analítico dentro de um limite de variação. Porcentagens de recuperação do analito e do padrão interno próximos a 100% são desejáveis, porém, admitem-se valores menores, desde que a recuperação seja precisa e exata.

A exatidão é calculada pela relação entre a concentração média determinada experimentalmente e a concentração teórica correspondente, conforme a Equação 5.

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

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Padronização da metodologia

A padronização da metodologia é fundamental para a pesquisa científica. Para o uso da metodologia proposta, alguns parâmetros devem ser considerados e observados; a fim de minimizar os erros operacionais e sistemáticos. Os parâmetros padronizados para os ensaios foram: a curva de eficiência do detector e a determinação do limite de detecção para as amostras utilizadas e por fim a avaliação da metodologia

4.1.1 Curva de calibração para eficiência do detector

Com base no procedimento do item 3.5.2 foi possível a construção da curva de calibração para o detector alfa beta. A Figura 8 mostra a curva de calibração média obtida de cinco análises de concentrações que variaram de 0,153 a 6,124 Bq.

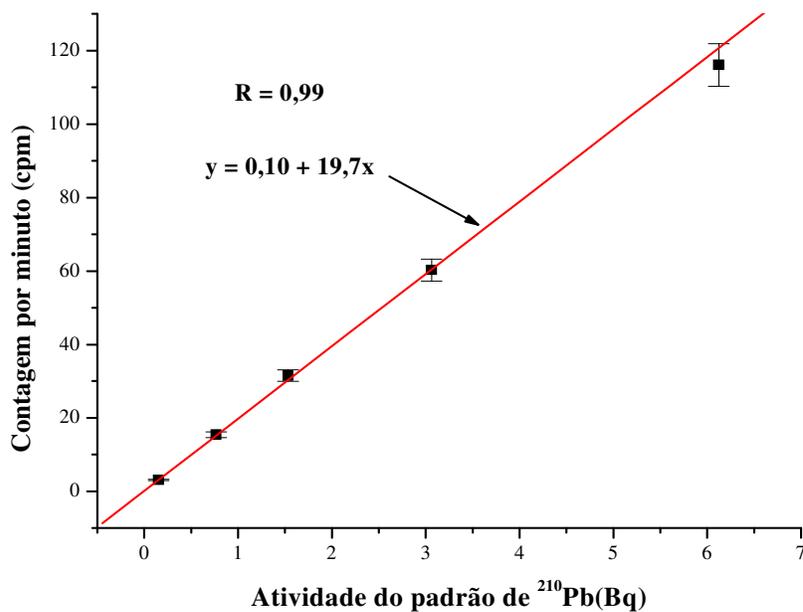


Figura 8. Curva de calibração média do sistema de medidas utilizando o padrão de ^{210}Pb

A eficiência de contagem no platô beta (ϵ_{β}) pode ser determinada diretamente na Figura 8, pois, ela é numericamente igual ao coeficiente angular da reta. O valor de ϵ_{β} foi de 19,7 cpm.Bq⁻¹. Isso significou que na geometria de contagem utilizada a eficiência de contagem beta é, em média, 33%. Essa eficiência foi obtida dividindo-se 19,7 cpm.Bq⁻¹ por 60 segundos e o resultado da divisão foi multiplicado por 100 para obtermos o resultado em porcentagem.

4.1.2 Limite de detecção

Para o cálculo do limite de detecção foram necessários obter as Equações de 3 curvas de calibração construídas contendo concentrações próximas ao limite de quantificação, como podem ser visualizadas abaixo:

$$y = 2,114903 + 18,31068x \quad (6)$$

$$y = 2,73586 + 18,32838x \quad (7)$$

$$y = 2,49184 + 19,17927x \quad (8)$$

O desvio padrão, obtido a partir do intercepto com o eixo do Y das equações 6, 7 e 8, foi de 0,31 e o valor médio da inclinação das curvas foi de 18,6 aproximadamente, como descrito no Apêndice C.

Aplicando o desvio padrão do intercepto do eixo Y e o valor médio da inclinação das curvas na Equação 2, obteve-se o limite de detecção do detector alfa beta, que para esta pesquisa, foi determinado em aproximadamente em 50 mBq.

4.1.3 Avaliação da metodologia

Os valores médios da precisão e da exatidão foram respectivamente, 3,5% e 96%, respectivamente. O rendimento químico médio da técnica utilizada foi de 97%. Esse resultado indica a grande adaptabilidade e a aplicabilidade do método da troca iônica na quantificação do ²¹⁰Pb em amostras de urina humana. Entretanto, segundo, Jia e Torri (2007) a exatidão do

resultado final é afetada diretamente pela pureza das fontes de ^{210}Pb . De acordo com esses autores, os radionuclídeos emissores beta das séries radioativas naturais do urânio e de tório interferem grandemente na quantificação do ^{210}Pb em análise de amostras ambientais. Por outro lado, segundo, Godoy et al., (1998), Jia e Torri (2007) o método da resina trocadora de íons, constitui-se um procedimento altamente eficaz para separar o ^{210}Pb de outros emissores beta em amostras ambientais.

Decorrente disso, no presente trabalho, foi verificado nas amostras padrões, preparadas conforme item 3.6, o grau de separação do ^{210}Pb dos demais emissores beta. Para tanto, observou-se o crescimento radioativo do ^{210}Bi nas amostras padrões. As Figuras 9 e 10 mostram o crescimento do ^{210}Bi , nas amostras de urina humana, nas quais foram adicionados padrões de ^{210}Pb com concentrações iguais a 7,4 Bq. Estas medidas foram obtidas durante 35 dias, utilizando um tempo de contagem de 50 minutos.

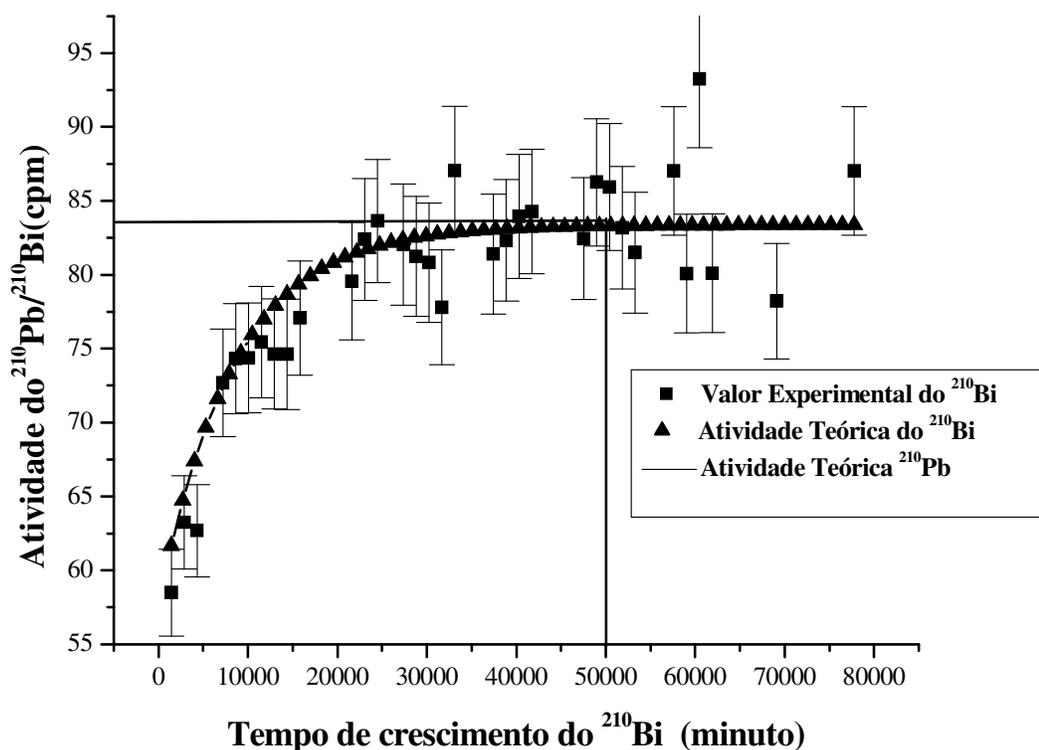


Figura 9. Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 1 após a eluição

Para obtenção das Figuras 9 e 10, foram utilizados as Equações 9 e 10 abaixo, para as atividades do ^{210}Pb e ^{210}Bi , respectivamente:

$$A_{210\text{Pb}} = 83,50 \times e^{-5,909.E-8.t} \quad (9)$$

$$A_{210\text{Bi}} = 83,50 \times e^{-5,909.E-8.t(1-e^{-9,606.E-5.t})} \quad (10)$$

Onde t é tempo em minutos transcorrido entre a precipitação do PbCrO_4 e a contagem. 83,50 é a contagem média em cpm, após 10 dias. (JIA;TORRI, 2007)

As Figuras 9 e 10 demonstram que o valor dos dados experimentais se aproxima do modelo matemático teórico e com isso o equilíbrio secular entre o ^{210}Pb e o ^{210}Bi sendo alcançando em cerca de 35 dias (50.000 minutos após a eluição das amostras). Este tempo de equilíbrio também foi encontrado por Jia e Torri (2007), na análise da presença de ^{210}Pb em amostras de rocha e solo.

Como os valores experimentais obtidos se adéquam aos valores teóricos com o decaimento do ^{210}Bi as interferências de outros emissores beta na quantificação do ^{210}Pb , podem ser ignoradas, pois se a contribuição de outros emissores fosse significativa não haveria adequação dos valores teóricos e experimentais obtidos. Assim a análise através da resina trocadora de íons apresenta-se com um excelente método para quantificar ^{210}Pb em amostras de urina.

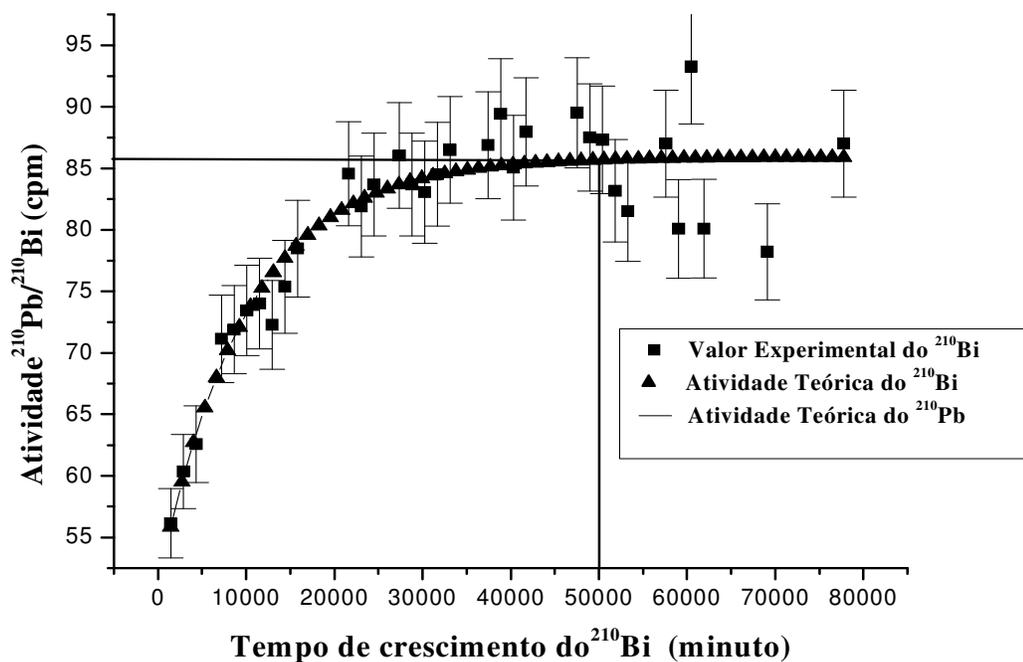


Figura 10. Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 2 após a eluição

4.2 Concentrações de ^{210}Pb nas amostras de urina

Os resultados obtidos no presente trabalho para as concentrações de ^{210}Pb em urina, determinadas através do método da troca iônica encontram-se na Tabela 3.

Nessa tabela cada voluntário que participou do estudo, aparece identificado por um código composto pela letra inicial da localidade em que reside seguido de um número. Os resultados da concentração de ^{210}Pb em amostras de urina estão apresentados em mBq por litro de urina obtida num período de 24 horas.

Como cada amostra foi analisada em triplicata, os resultados foram determinados pelas médias aritméticas, tendo como parâmetro a concentração em atividade calculada para as diferentes concentrações e seus respectivos desvios-padrões.

Tabela 3. Identificação, localização, volume de urina, cinzas e concentração em atividade do ²¹⁰Pb

Volume de urina, cinzas e concentração em atividade do ²¹⁰ Pb											
Folha Venturosa			Região Urano-fosfática				Região Controle				
Voluntário	Volume de urina (L)	Volume de cinzas (g)	Atividade (mBq/L) ±σ*	Voluntário	Volume de urina (L)	Volume de cinzas (g)	Atividade (mBq/L) ±σ*	Voluntário	Volume de urina (L)	Volume de cinzas (g)	Atividade (mBq/L) ±σ*
FV-01	1,67	22,07	<L.D.	RU-01	1,60	17,51	<L.D.	RC-01	1,70	7,31	651 ± 17
FV-02	1,70	25,63	267 ± 30	RU-02	7,20	2,31	<L.D.	RC-02	1,70	25,60	278 ± 11
FV-03	1,47	22,45	65 ± 14	RU-03	1,30	24,57	165 ± 10	RC-03	1,50	10,70	<L.D.
FV-04	1,85	31,00	<L.D.	RU-04	1,40	12,64	392 ± 45	RC-04	1,50	15,00	82 ± 9
FV-05	1,77	22,44	206 ± 23	RU-05	1,30	24,08	97 ± 9	RC-05	1,90	17,95	101 ± 24
FV-06	1,83	37,15	182 ± 17	RU-06	1,30	16,13	77 ± 10	RC-06	1,82	11,07	167 ± 17
FV-07	1,71	13,50	234 ± 21	RU-07	1,45	8,31	62 ± 11	RC-07	1,50	11,07	712 ± 63
FV-08	1,75	28,13	164 ± 15	RU-08	1,10	21,05	81 ± 15	RC-08	1,20	29,07	108 ± 26
				RU-09	1,30	3,86	<L.D.	RC-09	1,70	9,83	245 ± 32
				RU-10	8,98	1,50	440 ± 13	RC-10	1,80	15,25	417 ± 50
				RU-11	24,88	1,67	391 ± 42	RC-11	1,73	17,90	294 ± 33

Valores de referência na literatura

Autores	Concentração em atividade do ²¹⁰ Pb (mBq/L)
SANTOS et al., (1995)	3,6 a 6,3
KNEZEVIC et al., (1998)	34,1 a 183
NAUMANN et al., (1998)	6 a 12

L.D. é o limite de detecção (50 mBq); *σ é o desvio padrão relativo a um nível 95% de confiança; FV (Folha venturosa); RU (Região Urano-fosfática); RC (Região Controle)

Na região da Folha Venturosa o valor mínimo encontrado para o ^{210}Pb em urina humana de habitantes da região, foi de 65 mBq/L e o valor máximo foi de 267 mBq/L. As amostras de urina dos voluntários FV-01 e FV-04 apresentaram valores abaixo do limite de detecção (50 mBq). As amostras de urina dos voluntários que habitam o município de Venturosa apresentaram 164 e 234 mBq/L respectivamente. Conforme os estudos realizados por Costa et al., (1976), Santos Júnior (2005); Santos Júnior et al. (2006); Silva et., (2006) e Silva et al., (2010) a elevada presença de urânio e sua progênie em diversas matrizes ambientais caracteriza esta região como anômala. Conseqüentemente estes radionuclídeos entram na cadeia alimentar desses indivíduos. Os valores obtido para concentração de ^{210}Pb em urina dos voluntários da Folha Venturosa são condizentes com os valores encontrados em alimentos consumidos pelos residentes desta região, como leite e queijo estudados por Silva et al., (2010), onde as concentrações variaram de 62 a 650 mBq/L e de 202 a 1.494 Bq/kg na matéria úmida e seca, respectivamente.

Pesquisas realizadas com a técnica da espectrometria alfa, em urina de pessoas que trabalhavam na reciclagem de baterias de automóveis, em Belgrado, na antiga Iugoslávia, determinaram concentrações de ^{210}Pb variando de 34,1 a 183,0 mBq/L (KNEZEVIC et al., 1998). Estes valores encontram-se na mesma ordem de grandeza das amostras de urina FV-01, FV-03, FV-04, FV-06, FV-08 da folha Venturosa. Naumann et al., (1998), usando a técnica da espectrometria alfa, determinaram concentração de ^{210}Pb variando de menor do que 6 a 12 mBq/L em amostras de urina de indivíduos do público da cidade de Berlim, Alemanha. O valor máximo encontrado por esses autores foi quatro vezes menor do que aquele encontrado nas amostras FV-02, FV-05, FV-07, FV-8.

Já na região Urano-fosfática, os valores mínimo e máximo encontrados para a concentração em atividade do ^{210}Pb foram abaixo do limite de detecção e 440 mBq/L respectivamente, ambos de indivíduos residentes na ilha de Itamaracá a mais de 20 anos. Os voluntários que apresentaram as maiores concentrações para ^{210}Pb em urina foram os indivíduos RU-04 em Itamaracá e RU-10 em Olinda, com 394 e 440 mBq/L respectivamente. As amostras RU-01, RU-02, RU-03, RU-05, RU-6, RU-07, RU-08, RU-09 estão na mesma ordem de grandeza dos resultados encontrados por Knezevic et al., (1998), e quatro vezes maiores em relação aos dados obtidos por Naumann et al., (1998).

As concentrações encontradas para ^{210}Pb nas urinas desse habitantes podem ser explicadas pelos diversos estudos de monitoração ambiental relacionados ao urânio e seus descendente realizada em matrizes ambientais como, por exemplo, solo (ALMEIDA, 1974;

SAAD, 1974), tubérculos, frutas e grãos (AMARAL, 1994; AMARAL, 2005), água de poços de abastecimento (SILVA, 1995; LIMA, 1996) na região Urano-fosfática. Principalmente o estudo realizado por Silva (1995) enfatiza que a concentração máxima para ^{210}Pb nesses poços foi de 524,9 mBq/L, este dado é importante pois a taxa de ingestão de água deve ser proporcional a taxa de excreção (GUYTON; HALL, 1998), conseqüentemente a taxa de excreção urinária do chumbo é proporcional a concentração de chumbo no plasma (IARC, 2006).

Os valores encontrados para a região controle (Recife e Jaboatão dos Guararapes) variaram de menores que o limite de detecção a 712 mBq/L. Esses valores representam as concentrações de ^{210}Pb nas amostras de urina dos voluntários RC-03 e RC-07. Amostras de urina da região controle RC-04, RC-05, RC-06, RC-07, RC-09, apresentadas na Tabela 3, estão na mesma ordem de grandeza das concentrações em atividade encontradas por Knezevic et al., (1998) e de uma a três ordens de grandezas maiores do que aqueles apresentados por Naumann et al., (1998). Como a região controle localiza-se geograficamente muito próximo a região Urano-fosfática, há um trânsito considerável dos indivíduos estudados para essa região, pois, alguns voluntários costumam freqüentar as praias do litoral norte do estado, consumindo alimentos oriundos dessa região.

Santos et al., (1995), utilizando a técnica da espectrometria alfa, analisaram a presença de ^{210}Pb em amostras de urina de fazendeiros que trabalhavam com fertilizantes fosfatados. Neste caso, as concentrações variaram de 3.6 a 6.3 mBq/L. Estes valores são de uma a três ordens de grandezas menores do que aqueles apresentados na Tabela 3.

As diferentes concentrações de ^{210}Pb encontradas para as amostras de urina dos voluntários estudados podem ser explicadas principalmente pelos hábitos alimentares, pois a ingestão total de radionuclídeos depende da concentração dos radionuclídeos nos alimentos e das quantidades destes que são consumidas. Bueno (1999) exemplifica tal situação da seguinte forma: a concentração de ^{210}Pb em frutos do mar é alta, mas o consumo deste alimento é baixo e, portanto, a ingestão do radionuclídeo é baixa. Em geral concentração do radionuclídeo no leite é baixa, porém o consumo é alto e, portanto a ingestão do ^{210}Pb é alta. Em outros alimentos como batatas e produtos de padaria, tem-se um alto teor de ^{210}Pb associado a um alto consumo dos produtos alimentícios. Conseqüentemente, em decorrência da variação da quantidade de radionuclídeos naturais no ambiente e nas dietas, os teores de radioatividade introduzida no corpo humano podem variar de lugar, condições climáticas e também de mudanças da dieta devido aos hábitos alimentares (BUENO, 1999).

Os diferentes hábitos alimentares também contribuíram para a grande variabilidade nos dados obtidos para Tório em excretas da população estudada por Julião (1998), demonstrando assim que a diversidade de alimentos pode influenciar na variação das concentrações de radionuclídeos na excreção.

A concentração do elemento traço, como o ^{210}Pb em amostras biológicas é afetada por parâmetros ambientais e fisiológicos e assim variações consideráveis podem ocorrer entre subgrupos específicos da população (MORTADA et al., 2002)

Conforme o Anexo B, para um intervalo de confiança de 95%, de acordo com a análise da variância (ANOVA) (VIEIRA, 2006), não existe diferença estatisticamente significativa entre o valores das concentrações em atividade médias do ^{210}Pb nas amostras de urina dos residentes das regiões de elevada radiação natural, Pedra, Venturosa e Itamaracá ($p = 0,867$). Existe diferença estatisticamente significativa para as concentrações em atividade entre os residentes da Folha Venturosa e a região controle ($p = 0,768$). Também houve diferença estatística significativa entre as concentração em atividade de ^{210}Pb nas amostras de urina dos habitantes da região Urano-fosfática e região controle ($p = 0,846$).

Julião et al., (2003) avaliando concentrações de ^{210}Pb , em fezes em indivíduos em Buena (região de elevada radiação natural e o Rio de Janeiro (região controle), não encontrou diferenças estatisticamente significativas.

A biomonitoração humana para ^{210}Pb realizada na presente pesquisa é um trabalho preliminar para complementação da monitoração ambiental realizada nas regiões anômalas no Estado de Pernambuco, o que, até então era obtida indiretamente somente pela avaliação das matrizes ambientais. Com isso, dá-se mais um passo para o fechamento da avaliação de todo ecossistema estudado nessas regiões.

5 CONCLUSÕES

- As concentrações em atividade médias de ^{210}Pb , nas amostras de urina dos voluntários estudados, apresenta-se de maneira geral elevada em relação aos valores encontrados na literatura.
- Os resultados obtidos indicam que grande parte dos indivíduos apresentam a uma alta contaminação crônica pelo ^{210}Pb .
- Os diferentes hábitos alimentares adotados por cada voluntário sugerem a variação das concentrações em atividade encontradas em indivíduos da mesma região de estudo.
- Os valores na urina obtidos para o ^{210}Pb , nas regiões anômalas, são condizentes os valores encontrados no padrão de dieta e água consumidos por esses habitantes.
- A região controle apresentou elevadas concentrações em atividade para o ^{210}Pb em amostras de urina, quando comparada as regiões anômalas.
- Não houve diferença significativa entre as concentrações em atividade médias do ^{210}Pb entre os voluntários das regiões de elevada radiação natural. Contudo indivíduos da região controle apresentaram resultados estatisticamente diferentes em relação às regiões anômalas.

6 SUGESTÕES PARATRABALHOS FUTUROS

- Sugere-se que sejam realizados estudos em outras matrizes biológicas como: dentes, fezes, cabelos e sangue nas regiões abrangidas por esta pesquisa, bem como a avaliação de outros radionuclídeos descendentes do decaimento do urânio, a fim de complementar a biomonitoração humana, principalmente a avaliação da incorporação de ^{210}Pb em ossos.
- Uma avaliação citogenética se faz necessário, na população de interesse, com o objetivo de realizar um estudo mais completo sobre os efeitos da radiação ionizante nesses indivíduos.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. G. **Estudo para o aproveitamento do urânio como subproduto da fosforita do Nordeste brasileiro**. 1974. 78p. Dissertação (Mestrado em Química), Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1974.

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.383-393, 2005.

AMARAL, R. S. **Dose na população da região Urano-fosfática pernambucana, devido a presença de urânio e ^{226}Ra nos cultivares**. Tese (doutorado) Universidade Federal de São Paulo. IPEN, 1994.

ANGERER, J.; EWERS, U.; WILHELM, M. Human biomonitoring: state of the art. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. v. 210, p. 201–28, 2007.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Guia para **validação de métodos analíticos e bioanalíticos**. Resolução - RE nº 899, de 29 de maio de 2003.

APOSTOLI, P. Application of reference values in occupational health. **International Archives of Occupational and Environmental Health**. v.72, p. 191–4, 1999.

BARBOSA, C. T. P.; NETO, J. A. S. Distribuição Geoquímica de K-UTh, Geofísica e Mapeamento Geológico Aplicados ao Zoneamento de Áreas com Radiação Natural, Anômala: Exemplo do Depósito de U-ETR de São José de Espinharas (PB). X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul, 2005.

BEASLEY, T. M.; OSTERBERG, C. L.; JONES, Y. M. Natural and Artificial Radionuclides in Seafoods and Marine Protein Concentrates. **Nature**. v. 221, p. 1207-1209, 1969.

BELTRÃO, B. A.; MASCARENHAS, J. C.; MIRANDA, J. L. F.; SOUZA-JÚNIOR, GALVÃO, M. J. T. G. Diagnóstico do município de Itamaracá. **Projeto cadastro de fontes de Abastecimento por água subterrânea Estado de Pernambuco**. Outubro 2005.

BRUENGER, F. W.; STEVENS, W.; STOVER, B. J. The association of ^{210}Pb with constituents of erythrocytes. **Health Physics**, v. 25, p. 37-42, 1973.

BUENO, L. **Análise de radionuclídeos naturais e chumbo em produtos alimentícios e dietas**. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de São Paulo. IPEN, 1999.

CALHEIROS, M. E. V. Projeto **Venturosa: Estudos Geológicos e Radiométricos na Folha Venturosa - Área I, Sub-Área E**. 1977. 58 p. Relatório de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1977.

CAPITANI, E. M. Diagnóstico e tratamento da intoxicação por chumbo em crianças e adultos. **Medicina (Ribeirão Preto)**. v. 42. n. 3 p. 319-29, 2009.

COSTA, A. C.; PEDROSA, I. L.; MENDES, V. A. **Projeto Agreste de Pernambuco**. Convênio DNPM/CPRM. 1976.

EISENBUD, M. **Environmental Radioactivity**. New York, MacGraw-Hill, 1987.

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

EGGEBERT-SEELMANN, W.; PFENNIG, G.; MÜNZEL, H. **Kuklidkarte: Chart of the nuclides**. 4 ed. Auflage: Institut für Radiochemie, 1974. 28 p.

FILHO, J. S.; ANDRADE, V. A. **Comentários sobre a avaliação Fotogeológica da Área do Projeto Venturosa**. NUCLEBRÁS/EFOR.PM. 1988.

GAIROLA, C. G.; WU, H.; GUPTA, R. C.; DIANA, J. N. The mainstream and sidestream cigarettes smoke induced DNA adducts in C7B1 and DBA mice. **Environmental Health Perspective**. v. 99, p. 253-261, 1993.

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, p. 111-115, 1998.

GODOY, J. M.; LAURIA, D. C., GODOY, M^aLUIZA, D. P.; CUNHA R. P. Development of a sequential method for the determination of ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra and ^{210}Pb in environmental samples. **Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry**. v. 182, n. 1, p. 165-169, 1994.

GONZALEZ, A. J.; ANDERER, J. Radiation versus radiation: Nuclear Energy in perspective. A comparative analysis of radiation in living environment. **IAEA Bulletin**, v. 31 n. 2, p. 21-31, 1989.

GUEVARA, M. V. M.; **Estudo da incorporação de urânio em osso de ratos Wistar e cães Beagle, utilizando técnicas nucleares.** São Paulo: Universidade/USP, 2002.

GUYTON, C. A.; HALL, J. E. **Fisiologia humana e mecanismos de doenças.** Editora Guanabara Koogan. Ed. 6ª. Rio de Janeiro, 1998.

GROSS, S. B. "Human oral and inhalation exposure to lead. **Journal of Toxicology and Environmental Health.** v. 8, p. 333-337, 1981.

HECK, N. C. Troca Iônica. ENG06631 - Metalurgia Extrativa dos Metais Não-Ferrosos I-A. UFRGS / DEMET. Disponível em < <http://www.ct.ufrgs.br/ntcm/graduacao/ENG06631/TrocaIonica.pdf>>. Acesso em 3 fev 2010.

HILL, C. R.; JAWOROWSKI, Z. S. Lead-210 in Some Human and Animal Tissues. **Nature.** v. 190, p.353-354, 1961.

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.** v. 9, p. 385-400, 1963.

HURSH, J. B. Natural Lead-210 Content of Man. **Science.** v. 2, n. 132, p. 1666-1667, 1960.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. **Technical Reports Series** 364, 1994.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). IAEA Methods for assessing occupational radiation doses due to intakes of radionuclides. **Safety Report.** series n.37, 2004.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: inorganic and organic lead compounds. Lyons (France): **WHO** International Agency for Research on Cancer, 2006.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP75). Report of the Task Group on Reference Man. **ICRP Report** 23, 1975, 1997.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP 60). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection 1990. **ICRP Publication 60**. ICRP 21. (1/3), 1991.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP 67). Age-Dependent Doses to Members of Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients. **Publication 67**, Ann. ICRP 23. (3/4). Oxford: Pergamon Press, 1993

INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA (IRD) – Comissão NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN), 2000. Radioatividade natural: tecnologia humana aumenta risco de exposição. **Ciência Hoje**, p. 36-41.IRD-CNEN, 2000.

INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA (IRD). Manual de procedimentos técnicos do Departamento de Proteção Radiológica Ambiental. CNEN - Rio de Janeiro. 1983.

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.

JOHNSON, J. E.; WARD, G. M.; ENNIS Jr., M. E.; BOAMAH, K. N. Transfer coefficients of selected radionuclides to animal products. Comparison of milk and meat from dairy cows and goats. **Health Physics**, v. 54, n. 5, p. 161-166, 1988.

JULIÃO, L. M. Q. C. **Caracterização da excreção de tório em uma região rica em monazita, como subsídio para a análise da incorporação em situações de exposição ocupacional e o público**. Tese (doutorado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, DBB, 1998.

JULIÃO, L. M. Q. C.; SOUSA, W. O.; SANTOS, M. S.; FERNANDES, P. C. P. Determination of ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra and ^{210}Pb concentration in excreta samples of Inhabitants of a high natural background area. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 105, n. 1-4, p. 379-382, 2003

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

KNEZEVIC, S.; MILACIC, L. J.; NOVAK, V.; UZELAC, V.; NE~ZIC. The Effect of CaNa_2EDTA on Excretion of ^{210}Pb , ^{210}Po and Stable Lead in Cases of Chronic Lead Intoxication. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 79 , n. 1-4, p. 471-472, 1998.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. Third Edition, 1999.

KUNO, R.; ROQUETTI, M. H.; GOUVEIA, N. Conceitos e derivação de valores de referência para biomonitorização humana de contaminantes ambientais. **Revista Panamericana de Salud Pública**. v. 27, n.1, p.74-9, 2010.

LAURIA, D. C.; MARTINS N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração Ambiental**. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Versão 01, Outubro 2003.

LADINSKAYA, L. A.; PARFENOV, Y. D.; POPOV, D. K.; FEDOROVA, A. V. ^{210}Pb and ^{210}Po content in air, water, foodstuffs and the human body. **Archives Environmental Health**, v. 27, p. 254-258, 1973.

LIMA, R. A. **Avaliação da dose na população da Região Urano-fosfática do Nordeste que utiliza os recursos hídricos da Região**. Tese (doutorado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. CNEN/SP. 1996

MAGNO, P. J.; GROULX, P. R.; APIDIANAKIS, J. C. Lead-210 in air and total diets in the United States during 1966. **Health Physics**. v. 18, p. 383-388, 1970

MAHAFFEY, K. R. "Environmental exposure to lead", in: The Biogeochemistry of lead in the Environmental, part B (Edited by J.O. Nriagu), p. 1-36 (**Amestardam: Elsevier**), 1978.

MARMORSTEIN, J. Lungcancer: Is the increasing incidence due to radioactive polonium in cigarettes? **South Medical Journal**. v. 79, p. 145-152, 1986.

MAYNEORD, W. V.; HILL, C. R. Spectroscopic Identification of Alpha-Emitting Nuclides in Biological Material. **Nature** v. 184, p. 667- 669, 1959.

MENDHAM, J.; DENNEY, R. C.; BARNES, J. D.; THOMAS M. **Vogel Análise Química Quantitativa**, 6 ed. LTC Editora, Rio de Janeiro, p. 123-128, 2002

MINGOTE, R. M. Atividade α total e β total por contagem em detector proporcional com fluxo de gás. **Métodos de Análises**. CDTN. n. 3, p. 1-6, 2006.

MITTELSTAEDT, R. A. Mobilization of cellular calcium-45 and lead-210: effect of physiological stimuli. **Science**, v. 220, p. 308-310, 1983.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde **Panamericana de Salud Pública**. v. 15, p. 119-29, 2004 a.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C.; A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**. v. 27, p. 251-60, 2004 b.

MORTADA, W. I.; SOBH, M. A.; EL-DEFRAWY, M. M.; FERAHAT, S. E. Reference intervals of cadmium, lead and mercury in blood, urine, hair and nails among residents in Mansoura City, Nile Delta, Egypt. **Environmental Research Section A**. v. 90, p. 104-110, 2002.

MUTTI, A. Biological monitoring in occupational and environmental toxicology. **Toxicology Letters**. v. 108, n. 2-3, p. 77-89, 1999.

NAUMANN, M.; HÄNISCH, K.; HARTMANN, M. Levels of natural radionuclides in human excreta in the berlin area. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 79 n. 1-4, p. 197-200, 1998.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION (NCRP) Exposure of the population of United States and Canada from natural background radiation. **Report 94**. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland, (1987a).

PASCHOLATI, E. M.; AMARAL, G.; OSAKO, L. S. Environmental radiation patterns of the Lagoa Real Uranium District, Bahia, Brasil. In: V Cong. Intern. Coimbra: Associação Portuguesa de Geólogos, 6p. 1997.

PASSARELLI, M. M. **Determinação de Urânio e Trítio em Urina de Trabalhadores**. Dissertação (mestrado) Universidade de São Paulo. Departamento de Análises Clínicas e Toxicológicas. 1977.

PRODEEM - Programa de Desenvolvimento Energético dos Estados e Municípios; CPRM- Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais - Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado de Pernambuco**- Diagnóstico do Município de Pedra. 2005, 22 p.

OSBORNE, R. V. Lead-210 And Polonium-210 in human tissues. **Nature**. v. 199, p. 295, 1963.

RUDNAI, P. Blood lead levels in children, 2007. Copenhagen: World Health Organization; 2007. (Fact sheet no. 4.5). Disponível em: <[www.euro.who.int/ Document/EHI/ ENHIS_ Factsheet_4_5.pdf](http://www.euro.who.int/Document/EHI/ENHIS_Factsheet_4_5.pdf)>. Acesso em 16 dez 2008.

SAAD, S. Aspectos econômicos do aproveitamento do urânio associado aos fosfatos do Nordeste. **Boletim Técnico**, CNEN, Rio de Janeiro, v. 7, p. 9-34, 1974.

SALMON, P. L.; BERKOVSKY, V. I.; HENSHAW, D. L. Relative importance of inhalation and ingestion as sources of uptake of ^{210}Pb from the environment. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 78, n. 4, p. 279-293, 1998

SAKAI, T. Biomarkers of lead exposure. **Industrial Health**. v. 38, p. 127-42, 2000.

SAKAI, T.; USHIO, K.; IKEYA, Y. Mobilized plasma lead as an index of body burden and its relation to the heme-related indices. **Industrial Health**. v. 36, p. 240-6, 1998.

SANTOS, P. L.; GOUVEA, R. C.; DUTRA, I. R. Human occupational radioactive contamination from use of phosphate fertilizers. **The Science of the Total Environment** v. 162 p. 19-22, 1995.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Migração de urânio e rádio-226 no solo em torno da ocorrência uranífera do município de Pedra-PE**. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Energia Nuclear, 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.; AMARAL, R. S.; SILVA, C. M.; MENZES, R. C. S.; BEZERRA, J. D. B. Estudo Comparativo Entre Detectores Estudo comparativo entre os detectores HPGe e NaI(Tl) na determinação de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de solo. **Scientia Plena**. v. 5, n.4 p.1-16, 2009.

SARYAN, L. A.; ZENZ, C. Lead and its compounds. Em: Zenz OC, Dickerson B, Horvath EP, eds. **Occupational medicine**. 3ª ed. St. Louis: Mosby-Year Book; p. 506-541, 1994.

SAVANNAH RIVER SITE. **Environmental dose reconstruction project**.1996. Disponível em <<http://www.cdc.gov/nceh/radiation/savannah/factsheets/fact2.pdf>>. Acesso em 17 out 2010.

SAWOROSKI, A. Radioactive lead in the environment and in the human body. Atomic Energy Rev. In. **Atom. Energy Agency**. v. 7, p. 3-45, 1969.

SCHAYER, S. R.; QU, Q.; WANG, Y.; COHEN, B. S. ^{210}Pb : a Predictive Biomarker of Restrospective Cigarette Smoke Exposure. **Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention**, n. 19, v. 2, p. 338-350, 2010.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS DE PERNAMBUCO (SEBRAE). **Cadeia produtiva de leite em Pernambuco**. Recife, Edição SEBRAE, 2002, p. 32.

SILL, C. W.; WILLIS, C. P. Radiochemical Determination of lead-210 in mill products and biological materials. Health and Safety Division, U.S. Atomic Energy Comission, Idaho Falls, **Analytical Chemistry**. v. 37, n. 13, 1965.

SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; AMARAL, A.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; SANTOS, D. C.; LIMA, L. E. Ra-226 em forragem e água de bovinos leiteiros da região agreste de Pernambuco. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento**. v. 6, n. 2, p.72-81, 2004.

SILVA, C. M. **Urânio, radônio-222 e polônio-210 em águas de abastecimento público da região metropolitana do Recife**. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Energia Nuclear, 2000.

SILVA, C. M. **Ra-226 e Ra-228 na dieta de bovinos leiteiros do agreste semi-árido de Pernambuco e avaliação de risco decorrente do consumo de leite por uma população potencialmente exposta**. Tese (doutorado) Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Energia Nuclear, 2006.

SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; OLIVEIRA, G. H. S. F. Determinação da concentração de urânio em poços de abastecimento público da região urano-fosfática de Pernambuco. **Revista Physicae**. v. 3 n. 1, p. 59 - 63, 2002.

SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; TABOSA, J. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; MENEZES, R. S. C.; FARIAS, E. E. G.; BEZERRA, J. D.; SILVESTRE, R. G.; OLIVEIRA, G. F. ^{210}Pb in

Forage Consumed by Dairy Cows. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 82, p. 647-649, 2009.

SILVA C. M.; AMARAL R. S.; TABOSA, J. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; MENEZES, R. S. C.; RIBEIRO, F. C. A. Estimation of dose due to ingestion of ^{210}Pb in Milk from Dairy Cattle in the Semi-Arid region of Pernambuco, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 85 p. 103-108, 2010.

SILVA, E. V. **Chumbo-210 e Polônio-210 em águas subterrâneas da Região Fosfática de Pernambuco**. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Energia Nuclear, 1995.

SPENCER, H.; HOLTZMAN, R. B.; KRAMER, L.; ICEWICZ, F. H. Metabolic balances of ^{210}Pb and ^{210}Po at natural levels. **Radiation Research**. v. 69, p. 166-184, 1974.

TURNER, R. C.; RADLEY, J. M.; MAYNEORD, W. V. Alpha-Ray Activities of Humans and their Environment. **Nature**. v.181, p. 518-521, 1958.

VIEIRA, S. **Análise de variância: ANOVA**. São Paulo: Atlas, 2006. 206 p.

United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation. Ionizing radiation (UNSCEAR): sources and effects. New York: United Nations, 1982.

US Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). **Top 20 hazardous substances**, ATSDR/EPA Priority List for 2001.

US Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). **Case studies in environmental medicine: lead toxicity**. Atlanta, Georgia: U.S. Department of Health and Human Services; 1992.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Environmental health criteria 165: inorganic lead. Geneva: **World Health Organization**; 1995.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Biomarkers and risk assessment; concepts and principles. Geneva: **World Health Organization** (Environmental Health Criteria 155), 1993.

YAMAMOTO, M.; HINOIDE, M.; OHKUBO, Y.; UENO, K. Concentration of ^{226}Ra in human teeth. **Health Physics**, v. 67 , n. 5, p. 535-540, 1994.

APÊNDICE A – Termo de consentimento livre e esclarecido

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido

DADOS DE IDENTIFICAÇÃO

Título do Projeto: **“Quantificação de teores de chumbo 210 em excretas de habitantes de regiões com alto background radioativo no Estado de Pernambuco”**

Pesquisador Responsável: Prof^a Dr^a Edvane Borges da Silva

Instituição a que pertence: Universidade Federal de Pernambuco

Endereço onde o pesquisador pode ser encontrado: Av. Prof.º Luiz Freire, Nº1000. Cidade Universitária CEP: 50740-540. Recife-PE. Departamento de Energia Nuclear.

Telefones para contato: (081) 3523-3351/ (081) 2126-7985/ (081) 9946-5120

Comitê de Ética em Pesquisa Envolvendo Seres Humanos – CCS/UFPE

Contato: Av. Prof. Moraes Rêgo, s/n – 1º andar, Cidade Universitária. CEP: 50670-901. Recife – PE, Brasil.

Telefone/Fax do CEP: (81) 2126-8588

E-mail do CEP: *cepccs@ufpe.br*

Nome do voluntário: _____

Idade: _____ anos R.G. _____

Responsável legal (quando for o caso): _____

R.G. Responsável legal: _____

O Sr. (a) está sendo convidado(a) a participar do projeto de pesquisa **“Quantificação de teores de chumbo 210 em excretas de habitantes de regiões com alto background radioativo no Estado de Pernambuco”**, de responsabilidade da pesquisadora Edvane Borges da Silva.

A avaliação através da análise da urina determina a quantidade de chumbo ingerido pelo indivíduo, sendo importante para o controle da contaminação interna da população de regiões de altos índices de radiação natural. Com os dados das análises de urina e fezes e com modelos estabelecidos, pode-se avaliar o grau de incorporação de chumbo-210 o risco que está sujeita a população de regiões.

Tendo em vista a importância da monitoração biológica, particularmente na avaliação de incorporação de metais pesados, pretende-se avaliar os teores de urânio natural em urina e fezes humanas em indivíduos da Folha Venturosa e das regiões fosfáticas de altos índices de radiação natural, através de amostras, que consistem tão somente da urina (1 litro) do voluntário, coletadas durante 24 horas em recipientes plásticos. Estas serão evaporadas (urina) ou aquecidas em alta temperatura e posteriormente analisadas.

Riscos: Os riscos referem-se ao constrangimento na doação de amostras de urina pelo voluntário e nas respostas ao questionário de hábitos sociais.

Benefícios: O estudo fornecerá meios para que seja realizado o acompanhamento das populações de regiões de altos índices de radiação natural (radiação de fundo) através da análise da urina, permitindo que, no caso de haver resultados elevados, possa se orientar as populações dos locais estudados para que os hábitos sociais e/ou as condições de trabalho sejam alterados, de tal forma que se minimize as incorporações desnecessárias.

Privacidade e Confidencialidade: A participação do voluntário nesta pesquisa é livre e desimpedida, podendo o mesmo retirar o seu consentimento a qualquer tempo, caso sinta necessidade para tal.

Os registros da participação no estudo (questionários e termos de consentimento livre e esclarecido) serão mantidos confidenciais. Estes documentos serão guardados na sala da pesquisadora responsável pelo projeto, Prof^a. Dr^a Edvane Borges da Silva, no Departamento de Energia Nuclear.

Eu, _____, RG nº _____ declaro ter sido informado e concordo em participar, como voluntário, do projeto de pesquisa acima descrito.

Ou

Eu, _____, RG nº _____, responsável legal por _____, RG nº _____ declaro ter sido informado e concordado com a sua participação, como voluntário, no projeto de pesquisa acima descrito.

Local: _____, _____ de _____ de 2009.

Assinatura do voluntário ou responsável legal

1ª Testemunha

2ª Testemunha

APÊNDICE B – Questionário de hábitos alimentares e de higiene

Nº

Profissão:

QUESTIONÁRIO DE HÁBITOS ALIMENTARES, SOCIAIS E DE HIGIENE

- | | |
|---|---|
| <p>1) Qual a sua idade?</p> <p>2) Onde mora? (Região) e quanto tempo?</p> <p>3) Utiliza água tratada na residência?
 <input type="checkbox"/> Sim
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>4) Se não, de onde você obtém sua água?
 <input type="checkbox"/> Poço
 <input type="checkbox"/> Cacimba
 <input type="checkbox"/> Riacho
 <input type="checkbox"/> Açude</p> <p>5) Costuma consumir verduras e legumes?
 <input type="checkbox"/> Sim
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>6) De onde vem as verduras e legumes que você consome?
 <input type="checkbox"/> Cultivo próprio
 <input type="checkbox"/> Costumo comprar em feiras livres ou em mercados
 <input type="checkbox"/> outros _____
 <input type="checkbox"/> Não sabe informar</p> <p>7) Costuma lavar as verduras e legumes com qual água?
 <input type="checkbox"/> Tratada</p> | <p><input type="checkbox"/> Poço
 <input type="checkbox"/> Cacimba
 <input type="checkbox"/> Riacho
 <input type="checkbox"/> Açude
 <input type="checkbox"/> Não lava</p> <p>8) Costuma consumir leite e derivados da região?
 <input type="checkbox"/> Sim
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>9) Costuma trabalhar com solo?
 <input type="checkbox"/> Sim
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>10) Costuma tomar banho de rio, açude ou riacho?
 <input type="checkbox"/> Sim
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>11) Toma remédio Controlado ou algum outro remédio com frequência?
 <input type="checkbox"/> Sim, qual? _____
 <input type="checkbox"/> Não</p> <p>12) É fumante ?
 <input type="checkbox"/> Sim, a quanto tempo? _____
 <input type="checkbox"/> Não
 <input type="checkbox"/> Fui. A quanto tempo não fuma? _____</p> |
|---|---|

APÊNDICE C – Cálculo do Desvio Padrão

O desvio padrão (S) constitui uma medida da precisão de um determinado conjunto de resultados, sendo calculado pela Equação 11

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (11)$$

Aplicando os valores das equações 6, 7 e 8 na equação 11, temos:

$$S = \sqrt{\frac{(2,14903 - 2,447534)^2 + (2,73586 - 2,447534)^2 + (2,49184 - 2,447534)^2}{3-1}} = 0,31$$

O valor médio da inclinação das curvas é obtido pelas médias ponderadas dos valores obtidos da seguinte forma.

$$X = \frac{18,31068 + 18,32838 + 19,17927}{3} = 18,606$$

APÊNDICE D – Trabalhos publicados

COSTA JÚNIOR, C. E. O.; SILVA, E. B.; SILVA, C. M. ^{210}Pb in urine of inhabitants of Recife In: VII Congresso Brasileiro de Biociências Nucleares, 2010, Recife. **VII Congresso da Sociedade Brasileira de Biociências Nucleares**. Recife: Editora Universitária UFPE, v. 1, p. 77, 2010.

oven where they went through acid digestion in the presence of 10 mL of water, 5 mL of HNO₃, 4 mL of HF and 1 mL of HCl. After digestion, sediment samples were transferred to volumetric flask and completed to 50 mL with water. These solutions were diluted again with water until the final concentration of 1/25 g/L to be analyzed in a high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry (HR-ICP-MS). Determination of major elements was analysed by a fast sequential atomic absorption spectrometry (AAS) without dilution. Certified standard analyzed in parallel demonstrated a recovery of 80% for the elements. For Co, the medium value is around 11 mg/kg, agreeing with the medium value for soils. The results obtained for Y varied on average around 20 mg/kg; the medium value mentions in the terrestrial crust is 40 mg/kg. The concentrations of La had an average of 60 mg/kg for the depth of 60-80 cm and 30-40 mg/kg for the surface, values higher than related in the literature. The values obtained for Ce varied on the average of 53 mg/kg in the surface for an average of 112 mg/kg at the depth of 60-80 cm. The results found, near to the surface, for Fe varied between 10000-16000 mg/kg, while the medium value for the depth of 60-80 cm was 31000 mg/kg; value near to the average found for soil. The results for Pb presented an average on the surface and at the depth of 05-20 cm around 44 mg/kg, at the depth of 60-80 cm there was an average of 25 mg/kg, a value near the value in soil, that was 29 mg/kg. The medium value obtained for Th varied between 9-12 mg/kg for the plot at the studied depths; these concentrations, are very similar with the medium value found in the terrestrial crust. The concentrations obtained for U varied between 3-7 mg/kg at the studied depths of the plot; those values were not very different from the average for this element in soil. The medium concentration of Mg varied between 3750-6200 mg/kg; but the medium value found in literature, for this element in soil is 8000 mg/kg. The results of sediment samples demonstrated homogeneity in the concentrations of all analyzed elements for the depth and the extension of the plot.

P137

[370] **210PB IN THE URINE OF INHABITANTS OF RECIFE.**

CARLOS EDUARDO DE OLIVEIRA COSTA JUNIOR;
EDVANE BORGES SILVA; CLEOMACIO MIGUEL DA SILVA.

UFPE, RECIFE, PE, BRASIL.

The 210Pb descending from the natural decay series of 238U is present in several compartments of the ecosystem and contributes significantly to human exposure to natural radiation. When ingested by humans, the 210Pb is deposited in the bones and can lead to various diseases, including cancer. Studies conducted in the state of Pernambuco determined high concentrations of 210Pb in water samples and foods. However, analysis of risk due to 210Pb intake by the population of Pernambuco was performed considering only the estimation of radiation dose. Furthermore, there are no studies of biomonitoring of 210Pb in the population of the state of Pernambuco. The aim of this study was to determine the concentration of 210Pb in the urine of inhabitants of Recife, considering levels of contamination with this radionuclide. Urine samples from six healthy people and nonsmokers were used. To determine the 210Pb, we used the technique of ion exchange resin. In this case, the 210Pb was precipitated in the form of PbCrO₄. Beta 210Pb counts were conducted in a Canberra Tennelec S5E detector with a detection limit of 30 mBq. Concentrations of 210Pb in the urine samples varied from 48 to 1303 mBq.L⁻¹. The

results showed that all individuals had higher levels of chronic contamination with 210Pb.

P138

[378] **THE INFLUENCE OF GAMMA RADIATION ON THE PHYTOCHEMICAL COMPOSITION OF GREEN TEA - CAMELLIA SINENSIS.**

SLOANA GIESTA LEMOS FLORÊNCIO¹; EDVANE BORGES SILVA²; MÁRCIA SILVA DO NASCIMENTO³.

1.DEN-UFPE, RECIFE, PE, BRASIL; 2.CAV/DEN-UFPE, RECIFE, PE, BRASIL; 3.DEPARTAMENTO DE ANTIBIÓTICOS/UFPE, RECIFE, PE, BRASIL.

Medicinal uses of plants have been increasing around the world deflecting on the intensification of the researches with plant extracts and its bioactive components. In this context, the *Camellia sinensis*, also known as green tea, has been standing out by its rich composition in phenolics compounds. Studies done with *Anacardium occidentale* (cashew plant) has revealed an increase on the total phenols contents of the leaves and stem barks extracts exposed to gamma radiation, suggesting the catalytical influence of the radiation on the polyphenol condensation reactions. In this paper, were performed studies which allowed us to evaluate the gamma radiation effect on the phytochemical composition of *Camellia sinensis* and compare the obtained values with those observed before irradiation. The green tea plant samples were acquired in the Centro de Abastecimento Alimentar de Pernambuco - CEASE/PE. The dry extracts were prepared and its yields were calculated through the ratio between the dry extract mass and the initial mass of the extract. The samples were exposed to radiation in an irradiator with a Gammacell Co-60 source with a 6,476 kGy/h dose rate, belonging to Departamento de Energia Nuclear/UFPE. The total phenols content was measured using the Folin-Ciocalteu method. The total phenols concentration was determined through the standard curve of gallic acid at concentrations of 0.78, 1.56, 3.125, 6.25, 12.5, 25 and 50 µg/mL. In those preliminaries studies, it was observed some changes on the phenolic compounds concentrations of the green tea related to radiation exposure. This fact points the relevance of researches in the area of food irradiation and natural products.

P139

[404] **ESTUDO PRELIMINAR DO ESTABELECIMENTO DE CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DE MEDIDAS DE PROTEÇÃO APÓS UM ACIDENTE DE CONTAMINAÇÃO DE ÁREAS RURAIS.**

DIOGO NEVES GOMES DA SILVA¹; ELAINE RUA RODRIGUEZ ROCHEDO²; MARIA ANGÉLICA VERGARA WASSERMAN³; LUIZ FERNANDO DE CARVALHO CONTI⁴.

1,3,4.IRD, RIO DE JANEIRO, RJ, BRASIL; 2.CNEN, RIO DE JANEIRO, RJ, BRASIL.

Desde o acidente radiológico de Goiânia, em 1987, o IRD (Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD/CNEN) tem desenvolvido ferramentas de apoio a processos de tomada de decisão após um acidente nuclear ou radiológico, os quais levam à contaminação do meio ambiente e à exposição de indivíduos do público. Esses processos incluem o estabelecimento de um modelo multicritério de apoio, que envolve aplicações de medidas de proteção e de remediação de áreas contaminadas. Desta forma, a avaliação da eficiência dessas medidas vem sendo pesquisada. Em uma primeira etapa, foram estudadas as medidas relacionadas à contaminação de uma área urbana. No presente trabalho, é efetuada uma primeira avaliação das consequências da

ANEXO A – Parecer do Comitê de Ética

SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
Comitê de Ética em Pesquisa

Of. Nº. 324/2009 - CEP/CCS

Recife, 10 de novembro de 2009

Registro do SISNEP FR – 266570

CAAE – 0269.0.172.000-09

Registro CEP/CCS/UFPE Nº 270/09

Título: "Quantificação de teores de Urânio e Tório em excretas de habitantes de regiões com alto background radioativo no estado de Pernambuco".

Pesquisadora Responsável: Edvane Borges da Silva.

Senhora Pesquisadora:

Informamos que o Comitê de Ética em Pesquisa Envolvendo Seres Humanos do Centro de Ciências da Saúde da Universidade Federal de Pernambuco (CEP/CCS/UFPE) registrou e analisou, de acordo com a Resolução N.º 196/96 do Conselho Nacional de Saúde, o protocolo de pesquisa em epígrafe, aprovando-o e liberando-o para início da coleta de dados em 10 de novembro de 2009.

Ressaltamos que o pesquisador responsável deverá apresentar um relatório ao final da pesquisa.

Atenciosamente

Prof. Geraldo Bosco Linsco Couto
Coordenador do CEP/CCS / UFPE

A
Doutora Edvane Borges da Silva.
Departamento de Energia Nuclear – CCS/UFPE.

ANEXO B – Resultado do teste estatístico ANOVA

²¹⁰Pb em amostras de urina

14/2/2011 09:20 (ANOVA das área de Venturosa e Itamaracá)

One-Way ANOVA on col(A) -> col(B):

Dados	Média	Variância	N
FV	186,33333	4881,06667	6
RU	198,2	25741,06667	10

F = 0,02887

p = 0,86751

Nível de incerteza de 0,05

As médias não são significativamente diferentes

14/2/2011 09:23 (ANOVA das área de Venturosa e Controle)

One-Way ANOVA on col(Venturosa) -> col(Controle):

Dados	Média	Variância	N
FV	186,33333	4881,06667	6
RC	305,5	50172,72222	10

F = 1,56639

p = 0,23124

Nível de incerteza de 0,05

As médias são significativamente diferentes

14/2/2011 09:26 (ANOVA das areas de Controle e Itamaracá)

One-Way ANOVA on col(Controle) -> col(Itamaracá):

Dados	Média	Variância	N
RC	305,5	50172,72222	10
RU	174	27897,55556	10

F = 2,21496

p = 0,15399

Nível de incerteza de 0,05

As médias são significativamente diferentes