

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

**LEVANTAMENTO DAS CONDIÇÕES RADIOLÓGICAS PRIMÁRIAS E
HIDRODINÂMICAS DO TERRENO E ÁREAS CIRCUNVIZINHAS ÀS
NOVAS INSTALAÇÕES DO CRCN / CNEN**

YANA BATISTA BRANDÃO

RECIFE-PERNAMBUCO-BRASIL

MARÇO/2008

YANA BATISTA BRANDÃO

**LEVANTAMENTO DAS CONDIÇÕES RADIOLÓGICAS PRIMÁRIAS E
HIDRODINÂMICAS DO TERRENO E ÁREAS CIRCUNVIZINHAS ÀS
NOVAS INSTALAÇÕES DO CRCN / CNEN**

Dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, do Departamento de Energia Nuclear, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos.

ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. EDVANE BORGES DA SILVA

RECIFE-PERNAMBUCO-BRASIL

MARÇO/2008

B817I

Brandão, Yana Batista.

Levantamento das condições radiológicas primárias e hidrodinâmicas do terreno e áreas circunvizinhas às novas instalações do CRCN/CNEN / Yana Batista Brandão.- Recife: O Autor, 2008.

74 folhas, il : figs., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2008.

Inclui bibliografia e anexo.

1. Energia nuclear. 2. Radionuclídeos 3. Hidrodinâmica. 4. Água. 5. Solo. I. Título.

UFPE

612.01448

CDD (22. ed.)

BCTG/2008-175

**LEVANTAMENTO DAS CONDIÇÕES RADIOLÓGICAS PRIMÁRIAS E
HIDRODINÂMICAS DO TERRENO E ÁREAS CIRCUNVIZINHAS ÀS
NOVAS INSTALAÇÕES DO CRCN/CNEN**

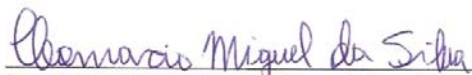
Yana Batista Brandão

APROVADA EM: 31.03.2008

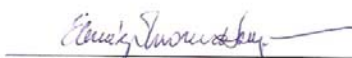
ORIENTADORA: Profa. Dra. Edvane Borges da Silva

CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. Eliane Valentim Honorato

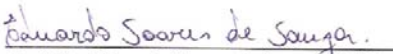
COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva – DFM/UFRPE




Prof. Dr. Ebenézer Moreno de Souza – DIAMB/CRCN/CNEN-PE



Prof. Dr. Eduardo Soares de Souza - UFPB

Visto e permitida a impressão



Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE

Aos meus pais, **Yara Batista e**
Nataniel Brandão,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Nataniel Brandão e Yara Batista Brandão, pelos incentivos, amor e compreensão.

A Deus, meu Senhor e Salvador pela vida, saúde e sabedoria.

As minhas orientadoras e amigas Edvane Borges e Eliane Valentim pela paciência, tempo disponibilizado, conhecimento adquirido ao longo do curso e pela amizade.

A meu irmão pela compreensão, incentivo, carinho e colaboração.

A minha avó, Terezinha Batista, pelo amor, dedicação e compreensão.

Aos meus amigos do Departamento de Energia Nuclear: José Araújo, Wagner Eustáquio e Cleomácio Miguel, pelo incentivo, sugestões e amizade.

Aos funcionários do DEN, principalmente a Sra. Magali Rodrigues Ferreira (Secretaria do DEN), pelo excelente atendimento.

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

Ao professor André Maciel, coordenador do Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares pela contribuição e disponibilidade.

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

Ao professor João Antônio, pela disponibilidade da utilização do laboratório no Departamento de Energia Nuclear (UFPE).

Aos meus amigos da Divisão de Análises Ambientais do CRCN: Gilberto Arruda, Fernando Ribeiro, Ana Cláudia de Paiva, Maria Margarete Pereira, Crescêncio Andrade, Alessandro Nascimento, Roberto Teodósio, pela contribuição, incentivo e amizade.

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), especialmente ao Departamento de Energia Nuclear pelo apoio, e a todos os professores pelo conhecimento adquirido, especialmente ao Prof. Carlos Alberto Brayner de Oliveira Lira, pela contribuição e incentivo.

Aos técnicos do Laboratório de Física do Solo: Antônio Marques e Ricardo Paixão pela contribuição durante a coleta das amostras e nas análises, como também pela amizade e sugestões.

Aos professores e/ou pesquisadores: Dr. Clovis Abrahão Hazin (CRCN-UFPE), Dr. Eduardo Soares de Souza (UFPB), Dr. Ebenézer Moreno de Souza (CRCN-UFPE), Dr. José Romualdo, MSc. Ana Cláudia, Dr. Cleomácio Miguel (UFRPE), pelas participações nas bancas examinadoras (seminários e defesa), avaliações e sugestões.

Aos estagiários da Divisão de Análises Ambientais do CRCN: Emerson Emiliano, Fernanda Pessoa e Thiago Santos pela contribuição, incentivo e amizade.

LEVANTAMENTO DAS CONDIÇÕES RADIOLÓGICAS PRIMÁRIAS E HIDRODINÂMICAS DO TERRENO E ÁREAS CIRCUNVIZINHAS ÀS NOVAS INSTALAÇÕES DO CRCN / CNEN

Yana Batista Brandão

RESUMO

Estudos radiométricos foram realizados na área circunvizinha ao Centro Regional de Ciências Nucleares (CRCN). Foram determinadas as concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po em amostras de águas e solos, com o objetivo de compor um banco de dados que subsidiará um Programa de Monitoração Radiológico Ambiental (PMRA) pré-operacional do CRCN. Também foram determinadas as propriedades físico-hídricas: massa específica, granulometria, curva de retenção e curva de condutividade hidráulica não saturada para o solo dentro da área do CRCN. Os resultados obtidos para os estudos radiométricos apresentaram valores de 13 a 29,3 e de 7 a 44,4 Bq.kg^{-1} para ^{210}Pb e ^{238}U , respectivamente, em amostra de solos e de 16,5 a 50 mBq.L^{-1} , de 11,60 a 18 mBq.L^{-1} e de 12 a 19,6 mBq.L^{-1} para ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{210}Po em águas subterrâneas, respectivamente. As caracterizações físicas mostraram que o solo da área do CRCN, apresentou diversas classificações texturais que variaram entre areia franca, franco arenoso, franco e franco argilo arenoso dentro de um mesmo perfil de 0-100 cm. Os valores de massa específica e as curvas de retenção da água do solo e condutividade hidráulica em função de umidade mostraram que os pontos estudados apresentaram adensamentos a 40 cm no Ponto 1 e, a 80 e 100 cm, no Ponto 2, indicando prováveis camadas de impedimento ao fluxo da solução do solo. Os resultados radiométricos, sugerem que seja implementado uma periodicidade semestral para a monitoração dos radionuclídeos estudados, uma vez que as concentrações encontradas estão abaixo dos valores reportados na literatura. Já os resultados das caracterizações físicas e hidrodinâmicas são informações iniciais, sendo ainda necessário que sejam realizados experimentos complementares de campo e de laboratório, no que diz respeito a uma caracterização hidrodispersiva do solo, experimentos estes que permitirão que sejam tiradas conclusões a cerca do transporte hidrodinâmico da solução e contaminantes no solo.

Palavras-Chave: Radionuclídeos; Hidrodinâmica; água; solo; CRCN

SURVEY OF THE PRIMARY RADIOLOGICAL AND HYDRODYNAMIC CONDITIONS OF THE LAND AND SURROUNDING AREAS TO THE NEW INSTALLATIONS OF CRCN/CNEN

Yana Batista Brandão

ABSTRACT

A radiometric study was performed in the vicinity of the Regional Center of Nuclear Science (CRCN) to subsidize a pre-operational environmental radiation protection program. Concentration levels of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po were determined in water and soil samples, in order to compose a data bank. Also the following physical characteristics were determined: specific mass, granulometry, textural classification; and hydrodynamic properties: retention curve, $h(\theta)$, and hydraulic conductivity curve, $K(\theta)$, in soil at CRCN. The results obtained in this study radiometric showed values from 13 to 29.3 Bq.kg^{-1} to ^{210}Pb and from 7 to 44.4 Bq.kg^{-1} to ^{238}U in soil samples and from 16.5 to 50 mBq.L^{-1} , 11.60 to 18 mBq.L^{-1} and 12 to 19.6 mBq.L^{-1} to ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{210}Po , respectively, in groundwater sample. Besides, the results of physical characterization showed that the soil from CRCN, compounded by various embankments, presented several textural classifications, which ranged from loam sandy, loamy sand, loam and sand clay loam within the same profile 0-100 cm. The values of specific mass and the curves of the water retention and soil hydraulic conductivity as a function of moisture showed that the studied points presented denser layers of the soil profile, indicating probable layers of impediment at 40 cm in point 1 and 80 and 100 cm, in point 2. The radiometric results, suggest that semester regularity monitoring for the studied radionuclides, a time that the joined concentrations are below of the values reported in literature. The physical and hydrodynamic characterizations results are initial information, been necessary conduct supplementary field and laboratory experiments, with regard to a hydrodispersive characterization soil, which will allow drawn conclusions about the hydrodynamic transport of solution and contaminants in the soil.

Keywords: Radionuclides; Hydrodynamic; water; soil; CRCN

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

Figura 1. Série do ^{238}U	23
Figura 2. Série do ^{232}Th	24
Figura 3. Série do ^{235}U	25
Figura 4. Histerese na curva de retenção	32
Figura 5. Curva de retenção de diferentes tipos de solo.	33
Figura 6. Esquema do Permeâmetro de Carga Constante.	36
Figura 7. Localização dos pontos de amostragem para as diversas matrizes analisadas	39
Figura 8. Amostragem de solo para análise radioquímica.	40
Figura 9. Fluxograma do método de determinação simultânea.	42
Figura 10. Sistema de emanção.	44
Figura 11. Fluxograma das etapas do método da deposição espontânea.	45
Figura 12. Coluna de vidro de troca iônica	47
Figura 13. Fluxograma do processo para determinação de ^{210}Pb	48
Figura 14. Amostragem de solo para ensaios hidrodinâmicos.	50
Figura 15. Análise granulométrica: (a) Peneiramento, (b) Sedimentação	51
Figura 16. Funil de Buckner.	52
Figura 17. Câmara de pressão de Richards.	53
Figura 18. Permeâmetro de carga constante.	53
Figura 19. Curvas granulométricas para as camadas do perfil do solo estudado no Ponto S1.	58
Figura 20. Curvas granulométricas para as camadas do perfil do solo estudado no Ponto S2.	59
Figura 21. Curvas experimentais de retenção da água no solo, e curvas ajustadas obtidas a partir da equação de Van Genhuchten (1980), para o Ponto S1, nas profundidades estudadas.	62

Figura 22. Curvas de retenção da água ajustadas obtidas a partir da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S1, nas profundidades estudadas.....	63
Figura 23. Curvas de retenção da água experimentais e as curvas ajustadas obtidas a partir da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2, nas profundidades estudadas.	64
Figura 24. Curvas de retenção da água, obtidas a partir dos ajustes da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2, nas profundidades estudadas.....	65
Figura 25. Curvas de condutividade hidráulica não saturadas, obtidas a partir da equação de Brooks e Corey (1964) e dos ajustes dos dados experimentais das curvas de retenção a partir da equação de Van Genhuchten (1980), para o Ponto S1.	66
Figura 26. Curvas de condutividade hidráulica não saturadas, obtidas a partir da equação de Brooks; Corey (1964) e dos ajustes da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2.....	67

LISTA DE TABELAS

PÁGINA

Tabela 1: Medidas radiométricas de ^{238}U através de nuclídeos emissores de raios γ	30
Tabela 2: Concentrações de atividade de ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água dos poços.....	54
Tabela 3: Concentrações de atividades de ^{210}Pb e ^{238}U nas amostras de solo.....	56
Tabela 4: Valores de massa específica, granulometria e classificação textural do perfil de solo estudado no Ponto S1. Média de três repetições.....	57
Tabela 5: Valores de massa específica, granulometria e classificação textural do perfil de solo estudado no Ponto S2. Média de três repetições.....	58
Tabela 6: Valores de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) para os perfis de solo estudado nos Pontos S1 e S2. Resultados referentes a médias de 5 repetições.....	60
Tabela 7: Valores dos parâmetros obtidos a partir dos ajustes da equação da curva de retenção de van Genuchten (1980), para o Ponto S1.	61
Tabela 8: Valores dos parâmetros obtidos a partir dos ajustes da equação da curva de retenção de van Genuchten (1980), para o Ponto S2.	61
Tabela 9: Coordenadas geográficas das amostras de água analisadas na região em estudo.	74
Tabela 10: Coordenadas geográficas das amostras de solo analisadas na região em estudo.	74

LISTA DE SÍMBOLOS

SÍMBOLO	DESCRIÇÃO
A	Área da seção transversal da amostra
A_0	Atividade específica inicial
\AA	Angstrom
$h(\theta)$	Curva de retenção da água do solo
$K(\theta)$	Curva de condutividade hidráulica
K_s	Condutividade hidráulica saturada
E	Energia potencial
ε	Eficiência de contagem
S_e	Grau efetivo de saturação
L	Litro
$\theta_{t_{1/2}}$	Meia-vida ou tempo de meia-vida
Ψ_m	Potencial matricial
h	Pressão
h_b	Pressão de borbulhamento
r_a	Raio atômico
Th	Tório
TDR	Refletometria domínio tempo
θ	Umidade volumétrica
θ_s	Umidade volumétrica de saturação
θ_r	Umidade volumétrica residual
U	Urânio

LISTA DE ABREVIATURAS

BG	Background (radiação natural)
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRCN	Centro Regional de Ciências Nucleares
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
PMRA	Programa de Monitoração Radiológico Ambiental
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

SUMÁRIO

PÁGINA

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 Fases do Programa de Monitoração Radiológica Ambiental	18
2.1.1 Monitoração na fase pré-operacional	19
2.1.2 Monitoração na fase operacional	20
2.1.3 Fase de descomissionamento	21
2.1.4 Fase pós-descomissionamento	21
2.2 Elaboração do Programa de Monitoração Radiológica Ambiental.....	21
2.3 Radioatividade natural	22
2.4 ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po no solo e na água	25
2.5 Sistema de detecção para radionuclídeos	28
2.5.1 Contagem alfa e beta total.....	28
2.5.2 Espectrometria gama.....	29
2.5.3 Espectrometria alfa.....	30
2.6 Propriedades hidrodinâmicas do solo.....	31
2.6.1 Curva de Retenção da Água no Solo	31
2.6.2 Condutividade Hidráulica	34
3 MATERIAIS E MÉTODOS	38
3.1 Seleção da Área de Interesse.....	38
3.2 Pontos de coleta	38
3.2.1 Amostragem de água.....	40
3.2.2 Amostragem de solo.....	40
3.3 Determinação de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{210}Po em águas	41
3.3.1 Determinação de ^{210}Pb e ^{226}Ra	41
3.3.2 Determinação de ^{210}Po	45
3.4 Determinação de ^{210}Pb e ^{238}U em solo	46
3.4.1 Determinação de ^{210}Pb	46
3.4.2 Determinação de ^{238}U	48

3.5 Determinações das propriedades físicas e hidrodinâmicas do solo	50
3.5.1 Determinações granulométricas	50
3.5.2 Determinação da massa específica do solo	51
3.5.3 Obtenção da curva de retenção da água no solo	52
3.5.4 Obtenção de K_{sat} e das Curvas de Condutividade Hidráulica, $K(\theta)$	53
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1 ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po em águas	54
4.2 ^{210}Pb e ^{238}U em solo	55
4.3 Caracterizações físicas e hidrodinâmicas do solo	57
4.3.1 Caracterizações Físicas	57
4.3.2 Caracterizações Hidrodinâmicas	60
5 CONCLUSÃO	68
REFERÊNCIAS	69
ANEXO	74

1 INTRODUÇÃO

Um Programa de Monitoração Radiológica Ambiental (PMRA) deve ser dirigido para avaliar o impacto resultante da implementação de várias atividades desenvolvidas em um centro de pesquisa da área radiológica e nuclear e, através de medições e metodologias, avaliar os resultados obtidos. Ele compõe-se de quatro fases: pré-operacional, operacional, descomissionamento e pós-descomissionamento.

A realização de medidas na fase pré-operacional é um requisito essencial para o estabelecimento de um programa de monitoração ambiental e é indispensável à liberação de licença de funcionamento para produção de atividades como produção de radiofármacos entre outras.

O Centro Regional de Ciências Nucleares (CRCN/CNEN), construído na cidade do Recife, objetiva apoiar as atividades e aplicações de técnicas radiológicas e nucleares nas áreas da medicina, odontologia, agricultura, agroindústria e meio ambiente. Além disso, o CRCN tem por uma de suas principais finalidades a contribuição na produção de radiofármacos para a região Norte e Nordeste, através da instalação de um ciclotron em meados de 2009. Portanto, torna-se importante a elaboração de um programa de monitoração pré-operacional do Centro a fim de cumprir os requisitos exigidos pela CNEN e pelo órgão ambiental responsável à liberação da licença para funcionamento do setor de produção de radiofármacos (CNEN, 2005).

Uma das etapas de um pré-operacional é o levantamento das características radiológicas primárias do terreno em torno do Centro de pesquisa com atividades na área nuclear.

O estudo das características físicas e hidrodinâmicas permite a obtenção de informações a cerca dos processos que ocorrem durante o transporte no solo da solução e das substâncias à ela incorporada. De posse destas informações, é possível realizar predições acerca de uma possível contaminação do lençol freático.

Com base no exposto, o presente trabalho objetiva a determinação da concentração de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , radionuclídeos da série do ^{238}U , em amostras de água e solos no terreno do CRCN para geração de subsídios que contribuirão, posteriormente, para a elaboração de um programa de monitoração radiológico ambiental pré-operacional e de rotina deste Centro. Além disso, serão realizados experimentos para a obtenção de informações acerca das características físicas e hidrodinâmicas da área, o que contribuirá para a estimativa dos impactos no lençol freático devido a presença de contaminantes na solução do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

As atividades e aplicações de técnicas radiológicas e nucleares que são realizadas nos diversos setores de uma instalação nuclear podem exercer um forte impacto regional com a liberação de efluentes líquidos e/ou atmosféricos radioativos ou não. Estes materiais, se não controlados devidamente, podem servir como fonte potencial de contaminação para o homem e para o meio ambiente. Nestas condições, os materiais devem ser devidamente armazenados e tratados e a sua liberação no meio ambiente deve atender, às exigências dos órgãos normativos e fiscalizadores, a saber: Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), para as substâncias radioativas, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para as substâncias químicas convencionais (PEIXOTO; JACOMINO, 2006).

O Programa de Monitoração Radiológica Ambiental (PMRA) é um processo concebido para suplementar os programas de controle da fonte e da descarga de efluentes radioativos, além de conduzir uma atividade planejada e sistemática de realizar medições de campos de radiação, de radioatividade e de outros parâmetros no meio ambiente, com a interpretação e registros dos resultados dessas medições, a fim de caracterizar, avaliar ou controlar a exposição de indivíduos do público, em especial do grupo crítico, resultante de uma prática estabelecida pela Comissão Nacional de Energia Nuclear em sua Norma CNEN-NN-3.01/008 (CNEN, 2005).

2.1 Fases do Programa de Monitoração Radiológica Ambiental

Um PMRA deve ser dirigido para avaliar o impacto resultante da implementação de várias atividades desenvolvidas em um centro de pesquisa e, através de medições e metodologias, avaliar os resultados obtidos. Nestas condições, o PMRA deve ser conduzido durante os processos de obtenção de licença e autorização, emitida pela CNEN. Cada estágio, conforme descrito

abaixo, apresenta uma fase e, conforme aplicável, deve atender aos objetivos expostos de acordo com a Norma CNEN-NN-3.01/008 (CNEN, 2005):

2.1.1 Monitoração na fase pré-operacional

A realização de medidas na fase pré-operacional é um requisito essencial para o estabelecimento de um programa de monitoração ambiental. Os resultados das medidas fornecem uma linha de base, que servirá de referência para a avaliação do impacto decorrente do funcionamento da instalação. O PMRA pré-operacional objetiva:

- Caracterizar os campos de radiação e os níveis de radioatividade existentes e suas flutuações sazonais e periódicas, abrangendo as áreas de impacto e as que servirão de controle na fase operacional;
- Indicar e determinar valores de parâmetros específicos que possam ser relevantes para a estimativa da dose e para a avaliação do impacto ambiental;
- Implantar e avaliar a adequação dos procedimentos, equipamentos e técnicas de: medição, coleta, identificação, preservação e transporte de amostras; e métodos analíticos e radiométricos usados nos laboratórios;
- Determinar a necessidade de recursos humanos, financeiros e de infra-estrutura necessários à condução do programa na fase operacional;
- Capacitar o pessoal técnico para a condução adequada do programa na fase operacional.

2.1.2 Monitoração na fase operacional

Os resultados das medidas realizadas nesta fase permitem avaliar o impacto decorrente do funcionamento da instalação. O PMRA operacional objetiva:

- Comprovar as condições previstas de isolamento da fonte e de controle da liberação de efluentes;
- Prover meios para demonstração ao público de que a fonte e a liberação de efluentes se encontram sob controle;
- Avaliar os possíveis incrementos detectados nos níveis de radioatividade ou concentrações de atividades de radionuclídeos, em relação à fase pré-operacional, às áreas de controle e aos níveis medidos em monitorações prévias;
- Estimar o impacto devido aos incrementos detectados, e se necessário, propor e implementar programa de monitoração complementar e outras ações corretivas que levem ao retorno das condições operacionais impostas;
- Avaliar as tendências em relação às medidas de níveis de radioatividade ou às concentrações de radionuclídeos em áreas sujeitas ao impacto radiológico da prática e fora destas (áreas de controle), que permitam distinguir a contribuição da prática avaliada daquela de outras fontes;
- Demonstrar a conformidade com os níveis operacionais estabelecidos;
- Realizar a supervisão da região, de modo a identificar modificações em parâmetros que indiquem a necessidade de revisão do programa;
- Manter registros continuados das medidas efetuadas que permitam os processos de acompanhamento e auditoria da prática.

2.1.3 Fase de descomissionamento

Esta fase tem início com o término da vida útil de uma instalação nuclear, quando se inicia o descomissionamento. As atividades de monitoração são similares às da fase operacional e dependem das características da instalação. Nesta fase, um PMRA pode ser uma extensão do programa adotado durante a fase operacional ou ser uma modificação em função de alterações no termo fonte, radionuclídeos, grupos e vias de exposições críticas, dependendo das características da instalação e dos procedimentos de descomissionamento adotados.

2.1.4 Fase pós-descomissionamento

Esta fase inicia-se após a finalização das atividades de descomissionamento da instalação. Os objetivos desta fase são:

- Avaliar o nível de radiação e contaminação remanescentes no meio ambiente;
- Identificar possíveis áreas onde ações corretivas sejam justificadas e
- Manter o controle de áreas que permaneçam de uso restrito

2.2 Elaboração do Programa de Monitoração Radiológica Ambiental

O programa de monitoração radiológica ambiental (PMRA) é elaborado com base nas características próprias da atividade e da região, onde devem estar especificados:

- O tipo e a frequência das medidas;
- Os métodos de medidas ou amostragem e subseqüentes análises laboratoriais;

- As metodologias para avaliação e registro dos dados;
- A documentação dos resultados

2.3 Radioatividade natural

A radioatividade está presente em compartimentos do ecossistema: no ar, no solo, nas rochas, na água, nas plantas, nos animais e nos seres humanos. Nas rochas são encontrados elementos radioativos da série do ^{238}U e ^{232}Th . Assim, a exposição do ser humano e do meio ambiente aos radionuclídeos naturais torna-se inevitável (UNSCEAR, 2000).

Os isótopos de urânio e tório são elementos radioativos naturais que, com a sua desintegração, dão origem a aproximadamente 40 elementos radioativos. As três séries dos decaimentos radioativos têm como precursores ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , conhecidos como radionuclídeos primordiais. Do ponto de vista radiológico, os radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th são os mais importantes, pois a contribuição destes elementos na dose total para o homem é grande em relação à série do ^{235}U . Nas Figuras 1, 2 e 3 estão representados as séries do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U com as suas respectivas formas de decaimento e o tempo de meia-vida de cada radioisótopo.

Na série do ^{238}U (Figura 1), os elementos ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po , de meia-vida curta, são descendentes do gás nobre ^{222}Rn e se apresentam como os principais responsáveis pela dose depositada nos pulmões, através da inalação do ar com elevada concentração do ^{222}Rn (KAPLAN, 1978; KÖHLER et al., 2002).

A Figura 2 apresenta a série do isótopo ^{232}Th , com meia-vida longa ($1,4 \times 10^{10}$ anos). Nesta série, o ^{220}Rn (meia-vida de 55,6 s) é descendente do ^{224}Ra (meia-vida de 3,66 d). Devido à curta meia-vida do ^{220}Rn não é obtido equilíbrio entre os seus descendentes, logo, pode ocorrer equilíbrio entre o ^{212}Pb (meia-vida de 10,60 horas) e os seus descendentes da série (KAPLAN, 1978).

A Figura 3 apresenta a série do actínio, iniciada pelo ^{235}U . Nesta série, o ^{219}Rn (meia-vida de 3,19 s) é o descendente direto do ^{223}Ra (meia-vida de 11,4 dias) com a menor meia-vida dentre os isótopos do radônio. Nenhum estado de equilíbrio ocorre entre o ^{219}Rn e seus descendentes (KAPLAN, 1978).

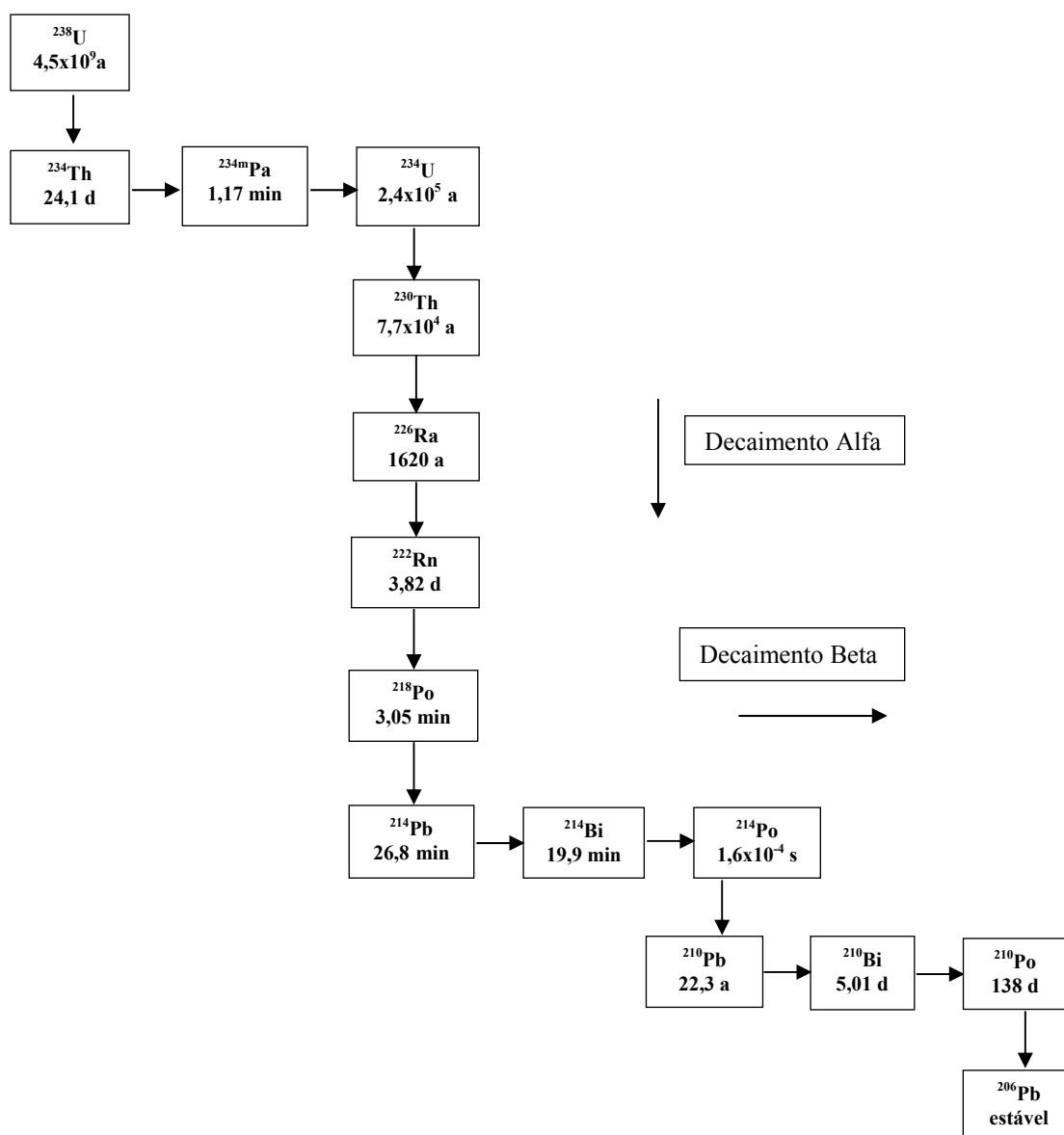


Figura 1. Série do ^{238}U

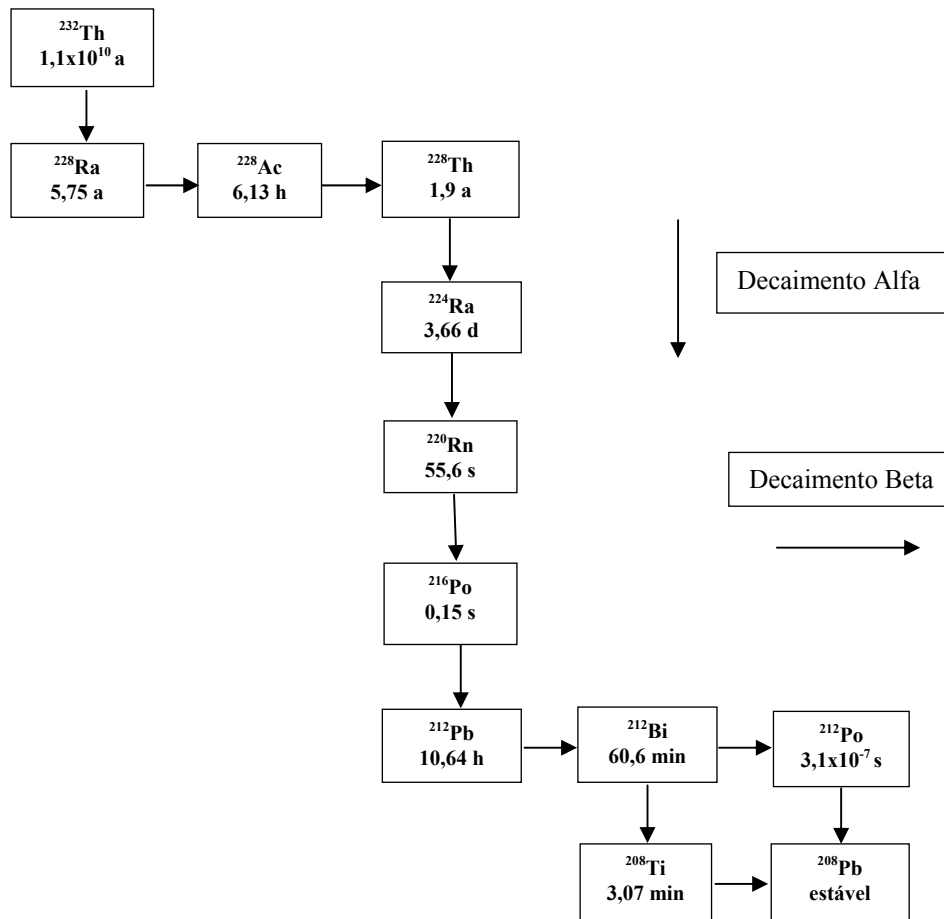


Figura 2. Série do ^{232}Th .

isotópicas: ^{238}U (99,28%), ^{235}U (0,71%) e ^{234}U (0,005%) (EISENBUD, 1963). O ^{238}U contribui com a maior parte da massa e da toxicidade química do urânio natural. Nas rochas, o urânio é encontrado nos estados redutores U^{4+} e oxidantes U^{6+} . As maiores concentrações de urânio são encontradas em rochas graníticas, metamórficas e sedimentos como: areias monazíticas, depósitos de fosfatos e em minerais como uranila e carnotita (HURSH; SPOOR, 1973). Na fase sólida, o urânio pode ser encontrado como um constituinte de alguns minerais (UO_2 ou USiO_4) que se apresentam sob a forma de impurezas na calcita ou fosforita. Ele também pode ser um constituinte adsorvido ou co-precipitado em hidróxidos de Fe ou de Mn e materiais orgânicos (COWART; BURNETT, 1994). A concentração de urânio nas rochas, nos sedimentos e solos, o clima e a presença de outros elementos químicos são fatores que podem afetar a distribuição deste elemento nas águas (CHERDINTSERV, 1971). Na região uranífera situada no sudoeste da Espanha, algumas das amostras de solo estudadas apresentaram concentrações de ^{238}U variando de 93 a 328 Bq.kg^{-1} (TOMÉ et al., 2002).

O rádio está presente nos minérios de urânio. Na crosta terrestre, este elemento se encontra em uma abundância de $9.10^{-7} \text{ mg.kg}^{-1}$. O rádio apresenta apenas um estado de oxidação, Ra^{2+} , em sistemas naturais (BONOTTO, 2004). É moderadamente solúvel em água, favorecendo a formação de fortes complexos com sulfato (CHEN et al., 2002). Dentre os elementos das séries naturais, o rádio é o de maior mobilidade no ambiente e esta presente em concentrações variadas em solos, rochas, vegetais e fontes de água, sendo também bastante disperso no ecossistema terrestre. Devido à combinação com minerais do solo, o rádio geralmente não se encontra em equilíbrio radioativo com o ^{238}U , mas é observado este equilíbrio entre o ^{226}Ra e os seus descendentes (PAPP et al., 1997). Este isótopo apresenta propriedades químicas semelhantes a outros elementos, principalmente o bário e o cálcio (COWART; BURNETT, 1994), destacando-se como seus isótopos mais abundantes no meio ambiente o ^{226}Ra e o ^{228}Ra . A presença de altas concentrações de sulfato favorece a remoção, a partir da formação de cristais mistos de Ba(Ra)SO_4 . Logo, podem ocasionar a formação de RaSO_4 , mas a quantidade pode não ser suficiente para alcançar o limite de solubilidade (WILLIAMS; KIRCHMAN, 1990). Lima (1996) determinou

concentração média de ^{226}Ra no valor de $282,2 \text{ mBq.L}^{-1}$ no aquífero Beberibe da Bacia Pernambuco-Paraíba. No aquífero Guarani, na América do Sul, a análise de águas subterrâneas apresentou concentrações de ^{226}Ra e ^{222}Rn variando de 0,03 a $1,49 \text{ Bq.L}^{-1}$ e 0,47 a $57,34 \text{ Bq.L}^{-1}$, respectivamente (BONOTTO, 2004).

O chumbo é encontrado em minerais como galena (sulfeto de chumbo, PbS), anglesita (sulfato de chumbo, PbSO_4), cerussita (carbonato de chumbo, PbCO_3). A abundância na crosta terrestre é de 10.000 ppb e geralmente encontra-se associado à matéria orgânica. Os radioisótopos de chumbo gerados nas três séries radioativas naturais apresentam abundância relativa de 1,4% para ^{204}Pb , 24,1% para o ^{206}Pb , 22,1% para o ^{207}Pb e 52,4% para o ^{208}Pb . Esses elementos apresentam baixo percentual de migração no meio ambiente e são difíceis de serem determinados devido à sua curta meia-vida (EISENBUD, 1963; LAURIA et al., 2007). O ^{210}Pb é um dos radionuclídeos naturais de maior radiotoxicidade que ocorre na água potável e pode ser encontrado em diversas matrizes ambientais e é usado como traçador em estudos ambientais. Este elemento pode ser incorporado na fase aquosa através do decaimento do ^{222}Rn atmosférico, da dessorção da fase sólida e difusão através dos poros intersticiais de solos e sedimentos, em seguida é adsorvido pelo material particulado (KASEMSUPAYA, 1989). O Chumbo tem forte tendência de sorção na fase sólida, em particulados e em sedimentos, e encontra-se dissolvido na fase líquida com elevadas concentrações de ácidos húmicos e fúvicos (LAURIA et al., 2007). Em Mangalore, no sul da Índia, as amostras de solo estudadas apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 3,6 a $45,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$, enquanto que em áreas de alta radiação de fundo na costa sudoeste de Ullal, na Índia, amostras de solo estudadas apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 89,7 a $146,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (RADHAKRISHNA et al., 1996). Na região uranífera anômala situada na cidade de Pedra, Pernambuco, algumas das amostras de solo estudadas apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 195 a 86400 Bq.kg^{-1} (SILVA et al., 2007). Em Poços de Caldas, Minas Gerais, a concentração de ^{210}Pb em amostras de solos, variou de 60 a 253 Bq.kg^{-1} (AMARAL et al., 1988).

A presença de ^{210}Pb e seu descendente, o ^{210}Po , em águas de poços podem originar-se tanto do arraste provocado pela água da chuva e da lixiviação deste radionuclídeo das rochas circunvizinhas, como também do decaimento do ^{226}Ra e ^{222}Rn disperso na água (SILVA, 1995). Na região de Illinois, EUA, amostras de água do Rio Colorado apresentaram concentrações de ^{210}Pb variando de 4,81 a 247,9 mBq.L^{-1} (HOLTZMAN, 1960). Na região urano-fosfática situado no litoral norte de Pernambuco, Brasil, a análise de 22 poços apresentaram concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po variando de 85 a 524,9 mBq.L^{-1} e 55 a 459 mBq.L^{-1} , respectivamente (SILVA, 1995).

O ^{210}Po , é um isótopo radioativo encontrado naturalmente no ecossistema e é insolúvel, formando compostos voláteis e apresentando forte tendência para adsorver em partículas. Do ponto de vista radiológico, o ^{210}Po é o isótopo de polônio mais importante, por apresentar um maior tempo de meia-vida, abundância, comportamento fisiológico e emissão alfa, em comparação com os demais isótopos, os quais apresentam meia-vida curta (PARFENOV, 1974). Em recursos hídricos superficiais, tais como rios e lagos, o ^{210}Po decorre tanto da deposição atmosférica deste radioisótopo através da desintegração do ^{222}Rn , como por sua lixiviação dos minérios que apresentam elevadas concentrações de urânio (RAMA; GOLDBERG, 1961).

2.5 Sistema de detecção para radionuclídeos

2.5.1 Contagem alfa e beta total

O detector proporcional de fluxo gasoso é utilizado para determinar as atividades alfa total e beta total em diversas matrizes como água, filtro de ar, solo, sedimento e rejeito aquoso. Os métodos de contagem total podem ser utilizados para selecionar amostras que deverão ser submetidas a análises mais específicas. Resultados satisfatórios de alfa e beta total são dependentes do conhecimento das características físico-químicas e radioquímicas da amostra.

O método de contagem α e β total apresenta a vantagem de medir com rapidez a concentração de radionuclídeos que emitem alfa de energias acima de 3 MeV e beta de energia máxima acima de 0,3 MeV. A principal desvantagem é a falta de especificidade (MINGOTE, 2006).

Um contador proporcional de baixo “background” normalmente, é do tipo “pancake” e apresenta uma janela de um filme de plástico metalizado de espessura $80\mu\text{g.cm}^{-2}$. Quando as partículas alfa e beta penetram numa câmara repleta de gás, produzem elétrons livres e íons positivos, mas a carga total coletada pelo detector não é diretamente proporcional à energia das partículas incidentes. Pela análise da altura/forma dos pulsos produzidos pela interação da radiação com o gás se realiza a separação entre as partículas alfa e beta. Os pulsos alfas são mais longos que aqueles produzidos pela radiação beta (MINGOTE, 2006).

A eficiência do detector é dada pela relação entre o número de radiações que se conta e a atividade do padrão. As fontes ^{241}Am , urânio natural e ^{230}Th são recomendados como padrões α e $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ e ^{137}Cs como padrões β (APHA, 1998).

A voltagem de operação aplicada no contador proporcional normalmente varia na faixa de 1500-4000V. Na região de voltagem mais baixa, devido a seu maior poder de ionização, são medidas as partículas alfa (platô alfa), enquanto que nas voltagens maiores são contadas as partículas alfa e beta (platô beta) (LAURIA et al., 2007).

2.5.2 Espectrometria gama

Na espectrometria gama é utilizada para o sistema de detecção materiais semicondutores, tais como o silício e o germânio (LAURIA et al., 2007). Atualmente, os detectores de germânio hiperpuros (HPGE) são os mais utilizados, devido à boa resolução em energia e a possibilidade de medir concentrações de radionuclídeos que emitem gama de energia muito baixa. Normalmente, são construídos na forma geométrica cilíndrica ou coaxial, o que permite trabalhar com volumes maiores de materiais (KNOLL, 1989).

As vantagens da medição de radiação por espectrometria gama com detector de Ge são a não necessidade de dissolução da amostra, a rapidez nas análises, a linearidade de resposta e a ampla faixa de energia (KNOLL, 1989; LAURIA et al., 2007). A Tabela 1 apresenta as energias dos nuclídeos emissores gama.

Tabela 1: Medidas radiométricas de ^{238}U através de nuclídeos emissores de raios γ (Extraído de PAPP et al., 1997).

Nuclídeo	Nuclídeo Emissor	Energia γ (keV)	Intensidade γ (%)
^{238}U	$^{234\text{m}}\text{Pa}$	1001	0,59 ¹
	^{234}Th	63,3	3,9
	^{234}Th	92,6	5,57 ²
	^{235}U	185,7	57,5
	^{226}Ra	186,0	3,28

¹m = metaestável; ²Somatório das abundâncias gama das energias de 92,38 keV (2,57%) e 92,80 keV (3%) do ^{234}Th .

2.5.3 Espectrometria alfa

Na espectrometria alfa é utilizado para o sistema de detecção um cristal de Si de alta pureza do tipo n (excesso de elétrons) sob a forma de uma fina pastilha, a qual é depositada uma camada fina de ouro. Para medidas desta radiação, utiliza-se o detector barreira de superfície, que consiste em um sistema composto por uma fonte de alimentação, um pré-amplificador, um amplificador, acoplado a um analisador multi-canal. Este tipo de detector apresenta uma câmara de vácuo e a partir do número de impulsos acumulados em cada canal dá origem a um histograma (LAURIA et al., 2007).

As vantagens da medição de radiação por espectrometria alfa com o detector barreira de superfície são as determinações simultâneas dos isótopos de elementos como Th, U, Pu, Am e Cm. Além disso, estes detectores atingem valores muito baixos de atividade mínima detectáveis (LAURIA et al., 2007). A

desvantagem do detector barreira de superfície é a sua sensibilidade à luz (KNOLL, 1989).

A eficiência do detector é dada pela relação entre o número de radiações que se conta e a atividade do padrão. As fontes ^{241}Am , ^{233}U e ^{208}Po são recomendados como padrões α (APHA, 1998).

2.6 Propriedades hidrodinâmicas do solo

O conhecimento das propriedades hidrodinâmicas do solo tem bastante importância não só na agricultura, mas também em estudos onde se pretende entender como os contaminantes migram através deste meio poroso, podendo alcançar e poluir o lençol freático.

As propriedades hidrodinâmicas do solo, curva de retenção da água, $h(\theta)$, e curva de condutividade hidráulica, $K(\theta)$ condicionam o armazenamento e a condução de água pelo solo, e conseqüentemente podem fornecer importantes informações que contribuirão para o conhecimento do movimento de contaminantes que eventualmente se encontrem incorporados à solução do solo.

2.6.1 Curva de Retenção da Água no Solo

A curva de retenção da água no solo, também chamada curva característica da água no solo, descreve a relação entre a umidade volumétrica e o estado de energia matricial, ou seja, o potencial matricial de água no solo. Geralmente, as curvas são obtidas através de medidas sucessivas da drenagem crescente de uma amostra inicialmente saturada (dessorção) e pelo umedecimento gradual de uma amostra inicialmente seca (sorção). As curvas obtidas por drenagem e umedecimento são contínuas, mas diferentes devido ao fenômeno de histerese. O caráter histerético se deve ao fato do solo apresentar diferentes valores de umidade de saturação para um mesmo valor de pressão capilar, com o maior valor correspondendo a drenagem e o menor ao umedecimento. Durante o processo de

drenagem, os poros maiores drenam mais rapidamente enquanto que os menores oferecem maior resistência. Já durante o processo de umedecimento, ocorre a presença de ar que, inevitavelmente, fica retido no meio poroso impedindo a completa saturação do solo. Além dos fatores citados, o comportamento histerético também se deve às características do solo, diferentes ângulos de contato no avanço ou recuo do menisco, história da saturação, etc. (HILLEL, 1980; REICHARDT, 1985; RITZEMA, 1994). A Figura 4 apresenta o processo de histerese.

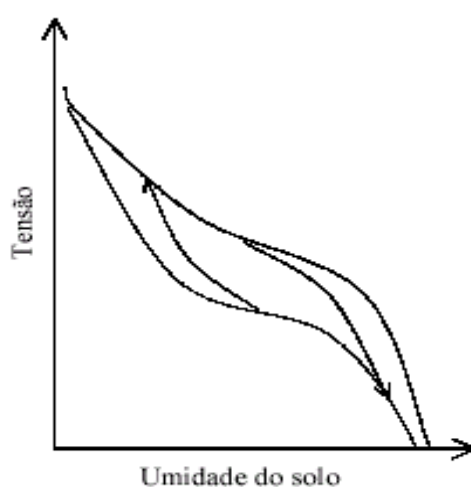


Figura 4. Histerese na curva de retenção (adaptado de REICHARDT, 1985).

A curva característica é típica de cada solo e fatores como a textura, teor de matéria orgânica, compactação, geometria dos poros e porosidade podem influenciar seu comportamento. A Figura 5 apresenta as curvas de retenção típicas para diferentes tipos de solo.

Os comportamentos distintos das curvas na Figura 5 podem ser explicados da seguinte forma: como a umidade no solo é função do tamanho e distribuição dos poros, a umidade está intimamente relacionada com a pressão capilar. Como em solos arenosos predominam os macroporos, quando ocorre o incremento de pressão, o decréscimo de umidade dá-se de maneira abrupta. No caso de solos argilosos, o decréscimo é gradual, devido aos poros de menor tamanho e sua

distribuição mais heterogênea. Comportamento semelhante se obtém em um solo em condições natural e compactado.

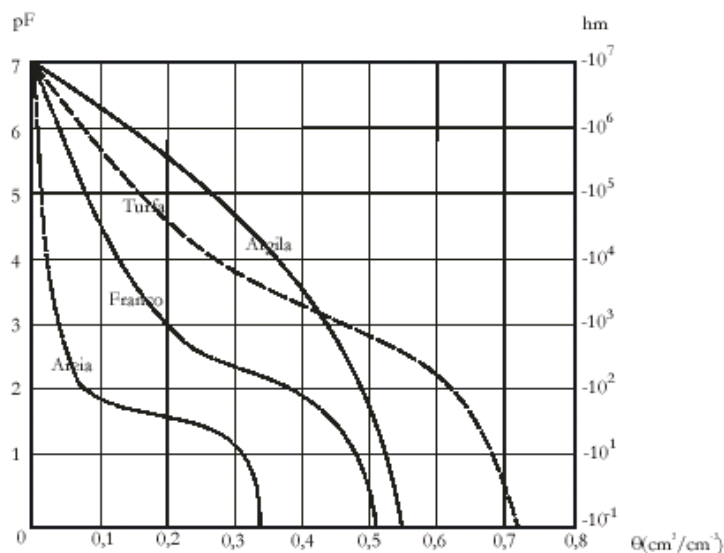


Figura 5. Curva de retenção de diferentes tipos de solo (BRAUN; KRUIJINE, 1994) ($pF = \log |h|$, h em cm).

A curva de retenção pode ser obtida a partir de experimentos no campo ou no laboratório. No campo, são utilizados tensiômetros para monitoração do potencial matricial, e sonda de nêutrons, sonda TDR e outros tipos de sensores para a monitoração da umidade. No laboratório, a curva é construída utilizando-se funil de placa porosa e por meio da câmara de pressão de Richards, onde são aplicadas pressões sucessivas em amostras de solo previamente saturadas. Quando cessa a drenagem de água na amostra, significa que a tensão com que a água encontra-se retida nos espaços porosos, corresponde à pressão aplicada ao equipamento.

Alguns autores desenvolveram equações empíricas baseadas em dados experimentais (BROOKS; COREY, 1964; ROGOWSKI, 1971; MUALEM; MOREL-SEYTOUX, 1978; VAN GENUCHTEN, 1980) para representar a curva de retenção da água no solo. As equações mais comumente usadas foram as desenvolvidas por van Genuchten (1980) e Brooks; Corey (1964) que são representadas, respectivamente, por:

$$\Theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot [1 + (\alpha \cdot h)^n]^{-m} \quad (01)$$

e por

$$\Theta(h) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{h_b}{h} \right)^\lambda \quad (02)$$

onde $S_e = \Theta(h)$ é a umidade efetiva, θ_s é a umidade volumétrica de saturação, θ_r é a umidade volumétrica residual, h_b é o potencial de borbulhamento. Nestas equações ((01) e (02)): α , λ , m e n são parâmetros de ajustes das equações. Os parâmetros m e n podem ser correlacionados através das hipóteses de Burdine (1953); $m = 1 - \frac{2}{n}$ e de Mualem (1967): $m = 1 - \frac{1}{n}$.

2.6.2 Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica expressa a facilidade com que o solo pode conduzir água. É o coeficiente de proporcionalidade (K) que aparece na lei de Darcy e depende tanto das propriedades do solo como das propriedades da água. As características da água que afetam a condutividade hidráulica são a massa específica e a viscosidade. No solo, as características que afetam a condutividade são: a distribuição de tamanho das partículas do solo, a forma das partículas, a tortuosidade, a superfície específica e a porosidade do solo.

Uma vez que o movimento de água no solo é condicionado pela condutividade hidráulica, é de fundamental importância sua determinação para a resolução de problemas relacionados com irrigação, drenagem, armazenamento, transporte de nutrientes, assim como para o conhecimento da infiltração e escoamento superficial.

A condutividade hidráulica de um solo é função do seu conteúdo de água, alcançando seu máximo valor quando o solo encontra-se saturado. Neste caso, denomina-se condutividade hidráulica saturada do solo. No campo, grande parte dos processos que envolvem o movimento de água no solo ocorre em condições

não saturadas, sendo condicionado pela condutividade hidráulica não saturada do solo.

Tanto a condutividade hidráulica saturada quanto a não saturada podem ser obtidas através de experimentos de campo e de laboratório. Como exemplos de métodos de campo têm-se o método do perfil instantâneo, o método do furo do trado e os métodos de infiltrometria: infiltrômetro a disco, infiltrômetro de Guelph e infiltrômetro de Anéis Concêntricos.

No laboratório, o método mais utilizado é o método do *permeâmetro de carga constante* (Figura 6), o qual pode ser utilizado tanto em condições de saturação quanto de não saturação. Para medições da condutividade hidráulica não saturada, o tubo de Mariotte é ajustado de tal forma que se obtenha uma pressão negativa de fornecimento de água.

Neste experimento pelo permeâmetro, representado na Figura 6, a amostra é saturada através da adição de água pelo cilindro superior e ativa – se a bureta de Mariotte. Após atingir um regime estacionário, a condutividade hidráulica da amostra é estimada por:

$$K = \frac{VL}{At(h + L)} \quad (03)$$

Sendo V o volume da amostra de água que é coletado na proveta durante o tempo t; A é a área da seção transversal da amostra; L é o comprimento da amostra e h é o potencial de pressão no topo da amostra.

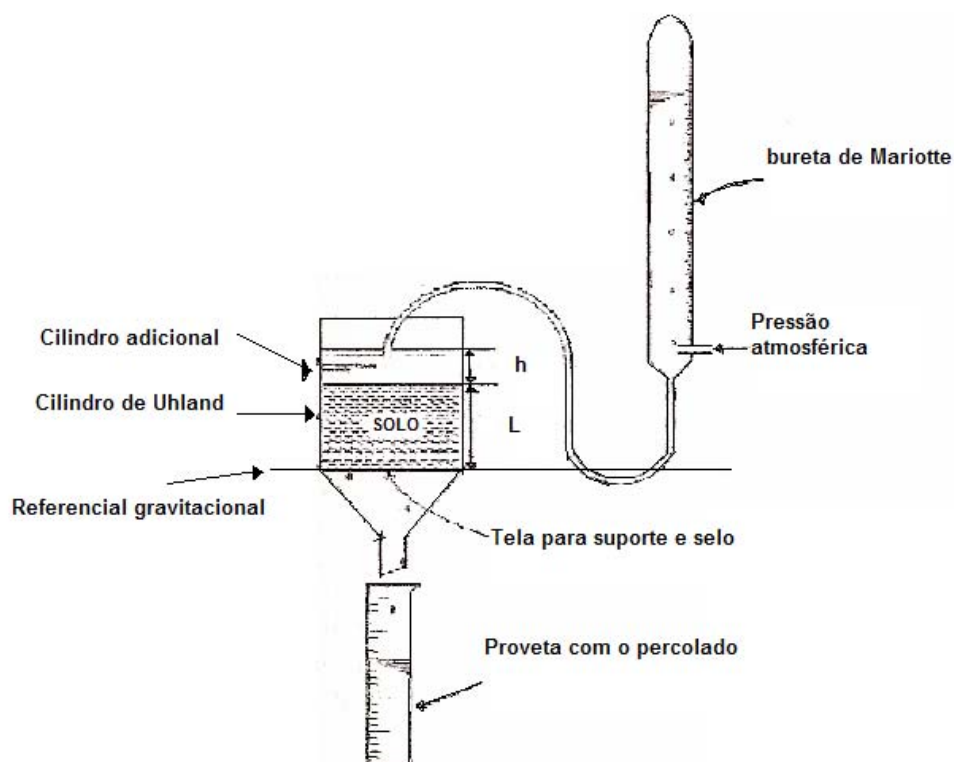


Figura 6. Esquema do Permeômetro de Carga Constante.

Devido a grande variabilidade espacial dos solos no campo, e a demanda de tempo e custo, muitos autores (BURDINE, 1953; BROOKS; COREY, 1964; MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980) desenvolveram equações para o cálculo teórico da condutividade a partir de dados de retenção da água no solo, facilmente medidos no campo ou no laboratório. No entanto, estes métodos necessitam de equações que ajustem da melhor maneira possível a curva de retenção da água no solo.

Brooks; Corey (1964) apresentou a seguinte equação para a condutividade hidráulica em função da umidade:

$$K = K_s S_e^\eta \quad (04)$$

sendo

$$\eta = 3 + \frac{2}{\lambda} + p \quad (05)$$

onde K_s é a condutividade saturada e p é um parâmetro relacionado com a tortuosidade do meio. Considerando a hipótese de Burdine (1958) p será considerado igual a 1 e considerando a hipótese de Mualem (1976), $p = 1/2$.

van Genuchten (1980), utilizando a hipótese de Mualem (1976), relaciona a umidade a base de volume (θ) ao valor absoluto do potencial matricial ($|h|$). O modelo proposto considera um valor mínimo para umidade residual (θ_r), geralmente não nulo e um valor máximo, θ_s (umidade de saturação), atingida com potencial matricial nulo. O valor θ_s pode ser mensurado ou estimado e o valor de θ_r é ajustado. Já os parâmetros empíricos α , m e n são estimados por regressão (LIBARDI, 2004):

$$K(S_e) = K_s S_e^{\frac{1}{2}} \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (06)$$

e considerando a hipótese de Burdine (1953):

$$K(S_e) = K_s S_e^2 \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right] \quad (07)$$

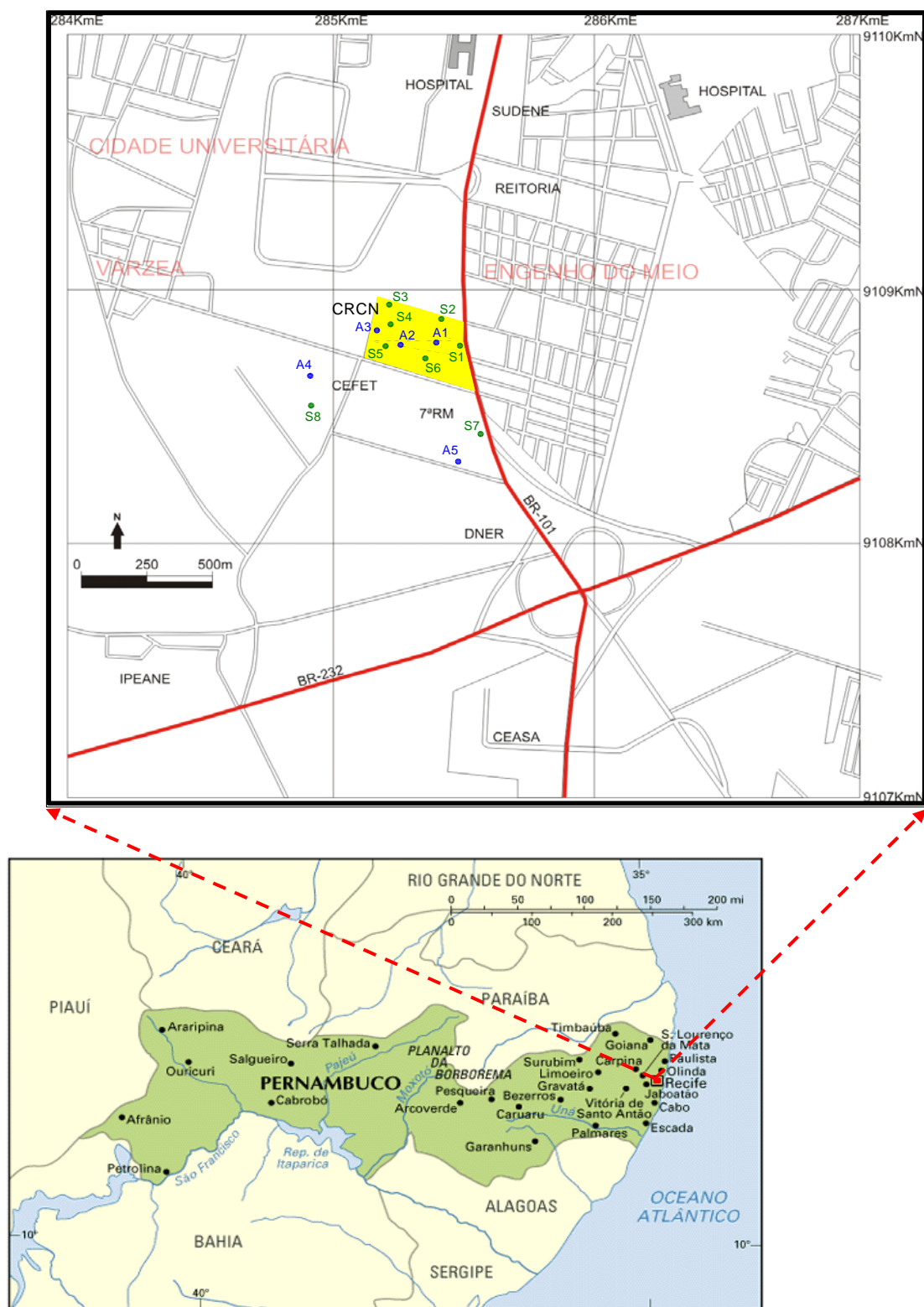
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Seleção da Área de Interesse

A região delimitada para o estudo abrange uma área de aproximadamente 80.000 m², localizado no CRCN e área circunvizinhança (Figura 7).

3.2 Pontos de coleta

O planejamento das coletas foi baseado em estudos realizados por Peixoto; Jacomino (2006) na elaboração do Programa de Monitoração Ambiental do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN). Na área delimitada para o estudo (Figura 7) foram selecionados cinco pontos de coleta para análise de água subterrânea. Destes poços, três estão localizados no terreno do Centro Regional de Ciências Nucleares (CRCN), um no Centro Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco (CEFET-PE) e um no terreno do Quartel Militar do Recife (as coordenadas geográficas de cada amostra estudada são apresentadas na Tabela 9 do Anexo). Também foram coletadas amostras de solo em oito pontos, sendo seis localizados no terreno do CRCN, um no CEFET-PE e um no terreno do Quartel Militar do Recife (as coordenadas geográficas de cada amostra de solo estudado são apresentadas na Tabela 10 do Anexo). Além disso, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo em dois pontos do terreno do CRCN, com a finalidade de determinar as propriedades hidrodinâmicas do solo.



- Água Subterrânea
- Solo

Figura 7. Localização dos pontos de amostragem para as diversas matrizes analisadas (modificado de SOUZA, 2001).

3.2.1 Amostragem de água

As amostras de água destinadas à análise radioquímica foram coletadas em poços com profundidade de aproximadamente 15 metros cada (A1 a A6). As amostras foram coletadas em recipientes de 5L para determinação de ^{210}Pb e ^{226}Ra , respectivamente, e 3L para determinação de ^{210}Po . As amostras de águas destinadas à determinação de ^{210}Pb e ^{226}Ra foram acidificadas com 2 mL.L^{-1} de HCl concentrado para minimizar as perdas por adsorção nas paredes do recipiente, respectivamente. Por outro lado, as amostras para determinação de ^{210}Po foram acidificadas com 40 mL.L^{-1} de HCl concentrado para, além de minimizar as perdas por adsorção, também favorecer a obtenção da concentração de HCl $0,5\text{ N}$ na amostra de água, o que facilitará o processo de deposição espontânea deste elemento no disco de cobre (SILVA, 1995).

3.2.2 Amostragem de solo

As amostras de solo destinadas à análise radioquímica foram coletadas em oito pontos (S1 a S8) com profundidade de aproximadamente 10 cm (Figura 8). No laboratório, as amostras foram passadas em peneiradas de 2 mm, para descartar raízes, seixo, calhau e fragmento de rocha (TOMÉ et al., 2002).



Figura 8. Amostragem de solo para análise radioquímica.

Amostras de solo também foram coletadas em dois pontos (S1 e S2) para as determinações das características físicas e propriedades hidrodinâmicas do solo em experimentos realizados no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Energia Nuclear – DEN/UFPE.

3.3 Determinação de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{210}Po em águas

As coletas das amostras de água foram realizadas por trimestre, no período de Ago/06 a Jun/07. Nessas foram feitas as determinações de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{210}Po .

3.3.1 Determinação de ^{210}Pb e ^{226}Ra

O ^{210}Pb e o ^{226}Ra foram quantificados pelo método da determinação simultânea estabelecido por Godoy (1994).

A determinação de ^{210}Pb foi realizada indiretamente, pela emissão beta do ^{210}Bi , o qual necessita de uma separação radioquímica do chumbo e a sua posterior precipitação na forma de PbCrO_4 . Transcorrido o crescimento do bismuto no precipitado, após duas meias vidas, é realizada a contagem beta (SILVA, 1995).

Tomou-se o volume de 1L das amostras coletadas e adicionou-se carreador de chumbo para a determinação de ^{210}Pb e carreador de bário para posterior determinação de ^{226}Ra (Figura 9). Após esta etapa, adicionou-se ácido cítrico, em seguida, o pH da solução foi corrigido e foi adicionado ácido sulfúrico (H_2SO_4), para a precipitação do sulfato de chumbo e rádio (co-precipitado com o bário).

Após centrifugar a amostra, foi adicionado o ácido nitrilo tri-acético para dissolver o precipitado de BaSO_4 e PbSO_4 . Em seguida, adicionou-se ácido acético glacial para ajustar o pH da solução e H_2SO_4 1,8 N, a fim de que ocorresse a precipitação do rádio co-precipitado com o bário, permanecendo o chumbo na forma de um complexo solúvel. A solução foi centrifugada a fim de separar o

precipitado de BaSO_4 , o qual servirá para determinar o ^{226}Ra . Ao sobrenadante transferido adicionou-se Na_2S , para precipitar o chumbo como PbS .

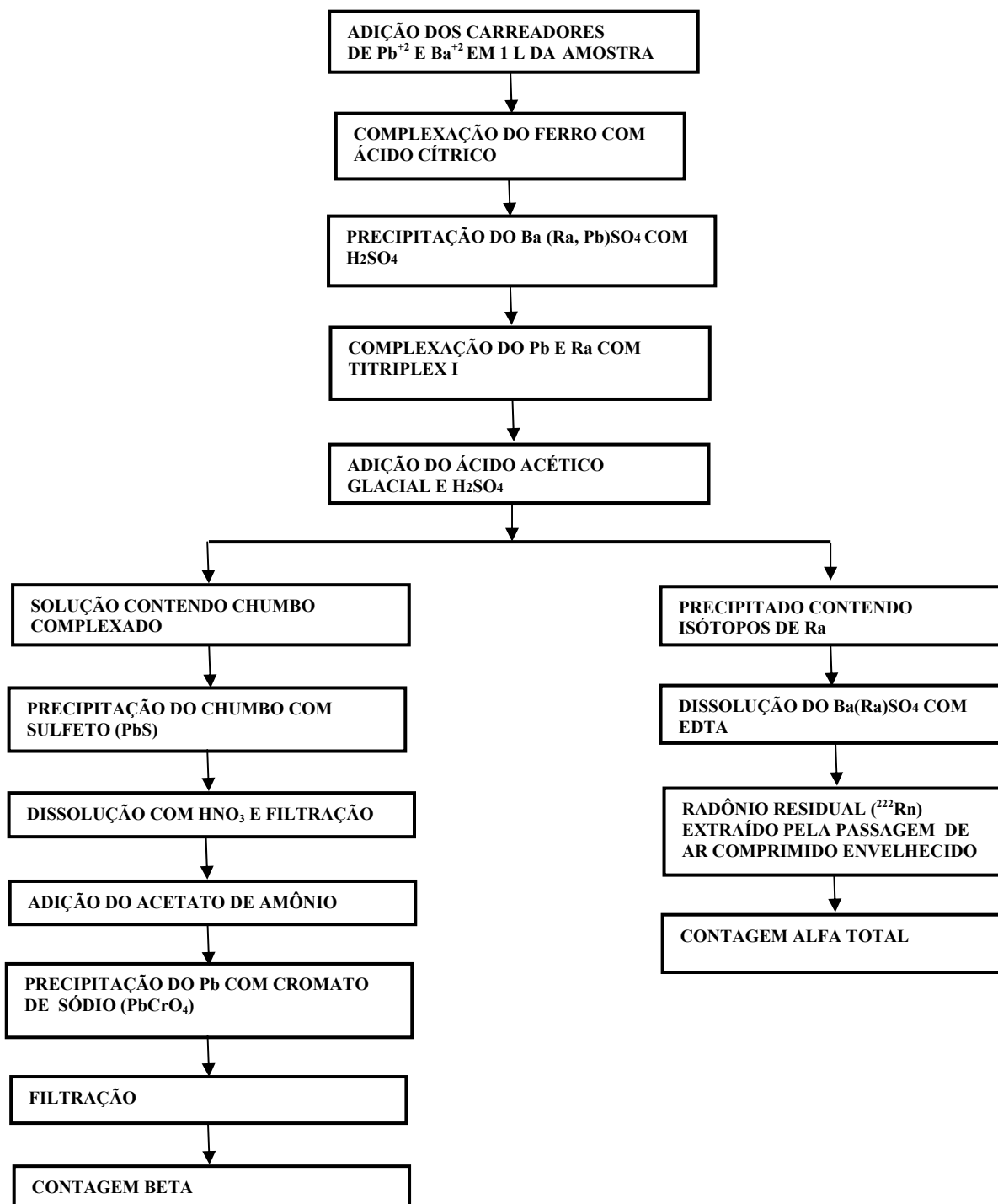


Figura 9. Fluxograma do método de determinação simultânea.

Para solubilizar o precipitado de PbS foi adicionado o HNO₃, na proporção de 1:2, e a solução final foi filtrada. Em seguida foi adicionado ao filtrado acetato de amônio a 40%. Após esta etapa, adicionou-se Na₂CrO₄ para a formação de um precipitado de PbCrO₄.

O precipitado foi utilizado para determinar o rendimento químico (SILVA, 1995). As contagens foram realizadas em um detector proporcional de fluxo gasoso para detecção de alfa/beta total da Canberra modelo S5-XLB, no Laboratório de Monitoração Ambiental – DEN/UFPE. A atividade do ²¹⁰Pb foi determinada a partir da medida beta do seu radionuclídeo filho, ²¹⁰Bi (1,16 MeV), visto que o ²¹⁰Pb apresenta baixa energia beta (0,06 MeV).

A determinação do ²²⁶Ra foi realizada a partir do precipitado BaSO₄. Ao precipitado de BaSO₄, adicionou-se solução de EDTA. A solução final foi transferida para um borbulhador e o radônio (²²²Rn) residual foi extraído pela passagem de ar livre de ²²²Rn através da solução e armazenado em uma célula de Lucas (Figura 10). Após a transferência para a célula, esperou-se três horas para que o equilíbrio radioativo entre o ²²²Rn e os seus descendentes de meia-vida curta fosse atingido. Em seguida foi realizada a contagem alfa total com a célula de Lucas acoplada a uma fotomultiplicadora conectada a um sistema eletrônico modular convencional (AMARAL, 1994; LIMA, 1996).

A atividade do ²²⁶Ra foi determinada a partir da equação 8:

$$A = \frac{(C_A - C_B)}{E.V.(1 - e^{-\lambda_1.t_1})e^{-\lambda_2.t_2}} \quad (08)$$

Onde:

C_A = taxa de contagem;

C_B = taxa de radiação de fundo “Background” observada na célula de Lucas (cpm);

E = eficiência de contagem da célula de cintilação feito com amostras padrões;

$V_{(L)}$ = alíquota tomada da amostra;

λ_1 = constante de decaimento do ^{222}Rn (dias);

λ_2 = constante de decaimento do ^{222}Rn (horas);

t_1 = intervalo de tempo, em dias, entre o final da 1ª emanção e o início da 2ª emanção;

t_2 = intervalo de tempo, em horas, entre o final da 2ª emanção e o início da contagem.

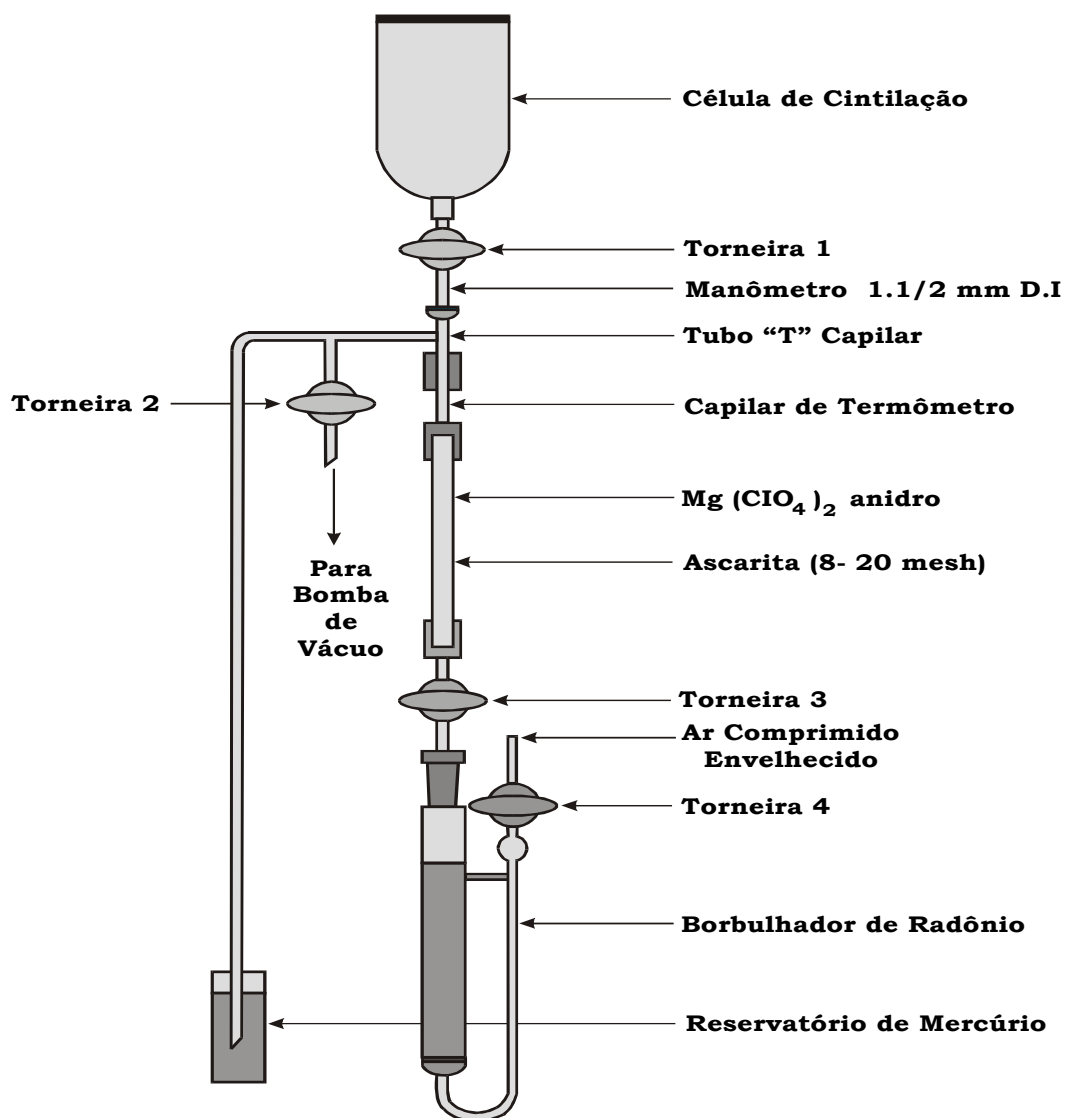


Figura 10. Sistema de emanção.

3.3.2 Determinação de ^{210}Po

A determinação do ^{210}Po em água foi efetuada através do método da deposição espontânea do polônio em um disco de cobre, como apresentado nos estudos realizados por Silva (1995).

Foram tomados 150 mL de cada amostra de água. Adicionou-se em seguida ácido ascórbico, a fim de evitar a interferências dos íons férricos na deposição do polônio. A amostra foi transferida para a célula de deposição (disco de cobre) e mantida em banho-maria, sob agitação constante por 4 horas. Ao final da deposição foi realizada a espectrometria alfa dos radionuclídeos depositados no disco de cobre, em um detector do tipo de Barreira de Superfície. A Figura 11 mostra o fluxograma das etapas do método da deposição espontânea.

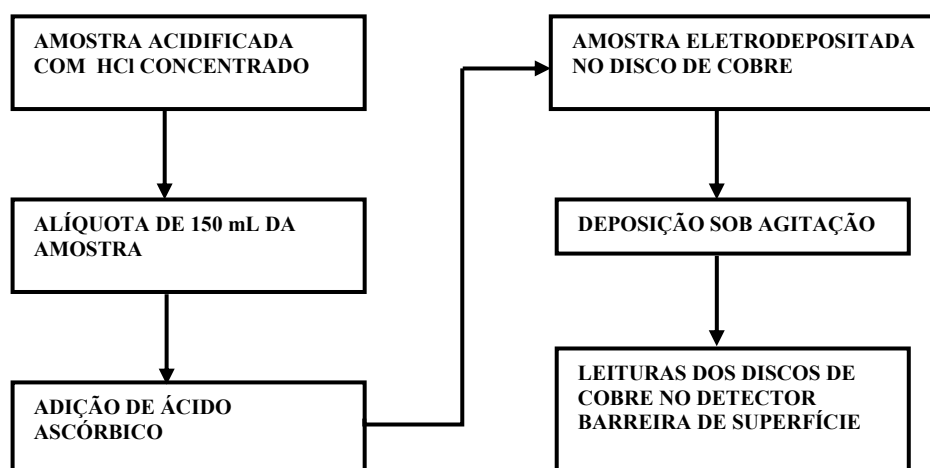


Figura 11. Fluxograma das etapas do método da deposição espontânea.

A atividade do ^{210}Po foi determinada a partir da equação 9:

$$C = \frac{C_A - C_{BG}}{E_C \cdot V} \quad (09)$$

Onde:

C = Concentração de atividade (Bq.L^{-1});

C_A = taxa de contagem da amostra;

C_{BG} = taxa de contagem da radiação de fundo;

E_C = eficiência de contagem;

V = volume da amostra.

A eficiência de contagem foi calculada utilizando a equação 10:

$$E_C = \frac{C_A - C_{BG}}{A_p} \quad (10)$$

Onde:

C_A = taxa de contagem total da amostra (Bq);

C_{BG} = taxa de contagem da radiação de fundo (Bq);

A_p = concentração de atividade do padrão (Bq).

3.4 Determinação de ^{210}Pb e ^{238}U em solo

As coletas das amostras de solo para a determinação de ^{210}Pb e ^{238}U foram realizadas por semestre no período de Mar/06 a Fev/07.

3.4.1 Determinação de ^{210}Pb

A separação do ^{210}Pb foi realizada pelo método da troca iônica (Figura 12). Nesta análise utilizou-se uma coluna de vidro preenchida com resina Dowex 1x8 (GODOY et al., 1998).

Foram adicionados cloridrato de hidroxilamina e HBr 0,5 M em 5 g de cada amostra de solo. Em seguida, a amostra foi lixiviada e filtrada. Após esta etapa adicionou-se carreador de chumbo e todo o eluente foi descartado, e o chumbo retido na resina foi eluído com ácido nítrico 1 M. A solução obtida foi totalmente evaporada, ajustando-se o pH com acetato de amônio a 40%. Após esta etapa, ajustou-se o pH, adicionando-se cromato de sódio. O chumbo na forma de cromato foi precipitado em disco de papel quantitativo e em seguida levado para se obter a contagem beta no detector como apresentado nos trabalhos de Godoy et al. (1998). A Figura 13 mostra o fluxograma das etapas do método para a determinação de ^{210}Pb .

As concentrações de atividade do ^{210}Pb foram determinadas através da medida beta do ^{210}Bi descrita no *item 3.3.1*.



Figura 12. Coluna de vidro de troca iônica (GODOY et al., 1998).

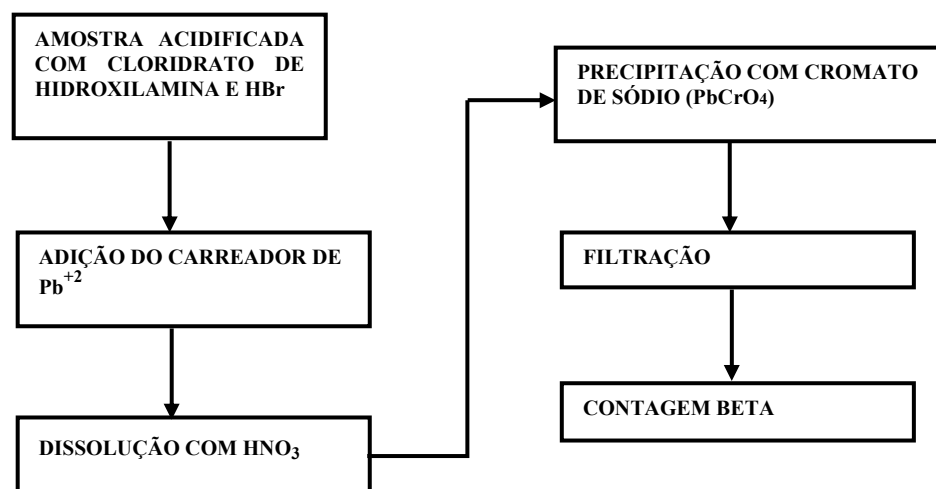


Figura 13. Fluxograma do processo para determinação de ^{210}Pb .

3.4.2 Determinação de ^{238}U

Foram realizadas coletas de solo para a determinação de ^{238}U por espectrometria gama. Essas amostras foram peneiradas utilizando peneiras com abertura de malha inferior a $63\ \mu\text{m}$ e armazenadas em recipiente cilíndrico de polietileno (200g de solo) com diâmetro de aproximadamente 6,5 cm e altura igual a 8 cm, hermeticamente fechado, com a mesma geometria do recipiente utilizado para a calibração da eficiência. Em seguida, as amostras foram levadas para medida do ^{238}U e contadas durante 12 horas no detector de Germânio Hiper-Puro (HPGe) da Canberra da Divisão de Análises Ambientais do CRCN.

A medida radiométrica de ^{238}U no solo sem um tratamento químico através da espectrometria gama enfrenta dificuldades, pois esse radionuclídeo apresenta baixa energia (49,55 keV) e intensidade para ser detectado. Existe, entretanto, a necessidade de se estabelecer o equilíbrio secular entre os seus descendentes. Na prática, o ^{226}Ra , membro da série do ^{238}U , encontra-se em equilíbrio com os seus descendentes, caso a amostra esteja vedada. Mas o ^{226}Ra geralmente não se encontra em equilíbrio com o ^{238}U , devido a razões geoquímicas (PAPP et al., 1997; PAPACHRISTODOULOU et al., 2003).

O ^{238}U pode ser determinado através de medidas diretas de seus descendentes ^{234}Th e $^{234\text{m}}\text{Pa}$, os quais necessitam de um tempo curto para restabelecer o equilíbrio secular com o ^{238}U . Entretanto, a contagem gama do ^{234}Th está restrita à interferência de raios-X do U e Th, como também à auto-absorção de ambos os raios gama, a qual depende da composição da amostra. A menor energia do ^{234}Th (63 keV) apresenta menos interferência comparada com a de maior energia (93 keV) (PAPP et al., 1997).

O detector de germânio hiperpuro utilizado neste trabalho apresenta uma resolução de 2,1 keV em 1.332 keV para o ^{60}Co , eficiência intrínseca de 40% e está acoplado a um MCA (“multichannel analyzer”) Canberra com 8.192 canais e a aquisição é gerenciada pelo “software” Genie-2000 Canberra. Para a determinação da eficiência de contagem foram utilizados três padrões líquidos de ^{152}Eu , ^{214}Am e ^{133}Ba . As atividades do ^{238}U foram calculadas com base apenas nos valores correspondentes ao fotopico de 63 keV, isto porque a energia de 93 keV está sujeita a maiores interferências de raios X (PAPACHRISTODOULOU et al., 2003).

A atividade do ^{238}U foi determinada a partir da equação 11:

$$A = \frac{C}{\varepsilon.t.I_{\gamma}.M} \quad (11)$$

Onde:

A = atividade específica em Bq.kg^{-1} ;

C = contagem total do fotopico;

ε = eficiência de contagem para a energia específica considerada;

t = tempo de contagem (s);

I_{γ} = probabilidade de emissão gama;

M = massa da amostra (kg).

3.5 Determinações das propriedades físicas e hidrodinâmicas do solo

As características físicas determinadas foram a granulometria do solo e massa específica, enquanto que as propriedades hidrodinâmicas foram as curvas de retenção de água no solo e a condutividade hidráulica. Para estas determinações, as amostras foram coletadas em um perfil de solo na superfície e nas profundidades de 20, 40, 60, 80 e 100 cm (Figura 14).



Figura 14. Amostragem de solo para ensaios hidrodinâmicos.

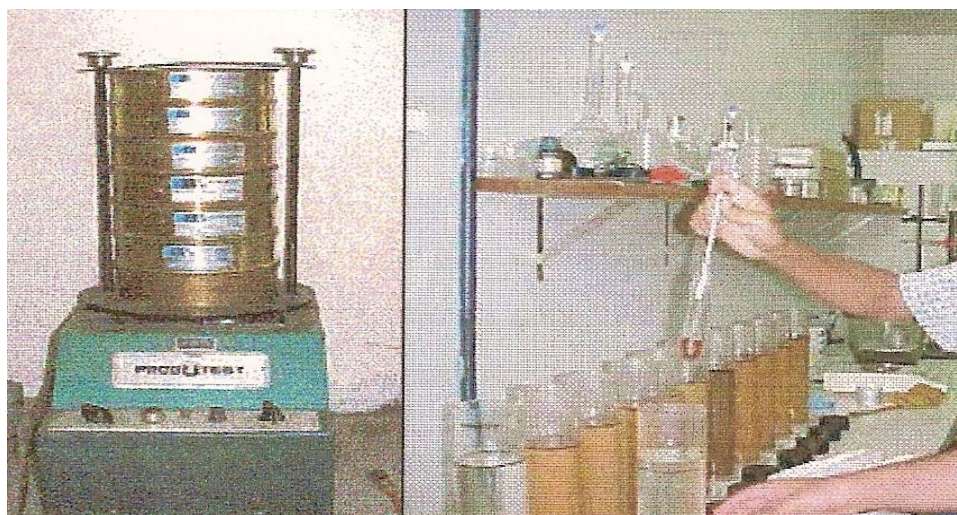
3.5.1 Determinações granulométricas

As frações granulométricas foram obtidas utilizando-se amostras deformadas de solo. Aproximadamente 160 g de amostra foram secas ao ar e passadas por uma peneira de 2 mm de malha (9 mesh). Uma alíquota de 90 g foi para estufa a 105°C por 24 horas para a determinação da umidade. O restante da amostra, 70 g de solo, foi utilizado para a obtenção das frações granulométricas.

O procedimento de separação das frações granulométricas consiste em utilizar os 70 g de solo, acondicionados em recipiente de alumínio, onde são adicionados 125 mL de uma solução dispersante de hexametáfosfato de sódio para dispersão das partículas. Os recipientes permaneceram em repouso durante toda a

noite, aproximadamente 12 horas, período após o qual são agitados durante 15 min em agitadores mecânicos. Logo em seguida, toda a amostra é transferida para provetas de 1L. O conteúdo da proveta é homogeneizado para, em seguida, serem realizadas as leituras para determinações dos teores de silte e argila pelo método do densímetro (ABNT, 1984).

Para as determinações das frações de areia (partículas de diâmetros maiores que 0,053 mm), foi utilizado o método de peneiramento, utilizando o conjunto de peneiras apresentado na Figura 15.



(a)

(b)

Figura 15. Análise granulométrica: (a) Peneiramento, (b) Sedimentação (LIMA, 2003).

3.5.2 Determinação da massa específica do solo

Para a obtenção da massa específica do solo, foram coletadas amostras indeformadas utilizando o cilindro de Uhland. As amostras foram secas em estufa a uma temperatura de 105°C durante 24 horas, e em seguida pesadas para avaliar a massa seca e posteriormente a massa específica do solo através da equação 12:

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_t} \text{ (g.cm}^{-3}\text{)} \quad (12)$$

3.5.3 Obtenção da curva de retenção da água no solo

Para a obtenção das curvas de retenção também foram utilizadas amostras indeformadas de solo. Nos experimentos realizados em laboratório, as amostras foram saturadas, pesadas e levadas para funis de placa porosa (Funil de Buckner) onde foram aplicadas as pressões de 2,0; 3,33; 5,33; 8,0 e 10,67 kPa (Figura 16). Posteriormente, as amostras foram conduzidas à câmara de pressão de Richardt, onde foram aplicadas as pressões de 40,53; 60,80; 81,06; 101,32; 405,30 e 810,60 kPa (Figura 17). Após atingir a estabilidade, essas amostras foram pesadas e a umidade volumétrica calculada. A massa seca foi obtida, após as amostras terem sido secadas na estufa a 105°C por 48 horas. Os dados foram ajustados utilizando o modelo de van Genuchten (1980), sujeito a hipótese de Burdine (1953).



Figura 16. Funil de Buckner.



Figura 17. Câmara de pressão de Richards.

3.5.4 Obtenção de K_{sat} e das Curvas de Condutividade Hidráulica, $K(\theta)$

Para a determinação da condutividade hidráulica saturada, foram realizados ensaios de infiltração de água utilizando um permeâmetro de carga constante, construído no Laboratório de Física do Solo do DEN/UFPE (Figura 18).

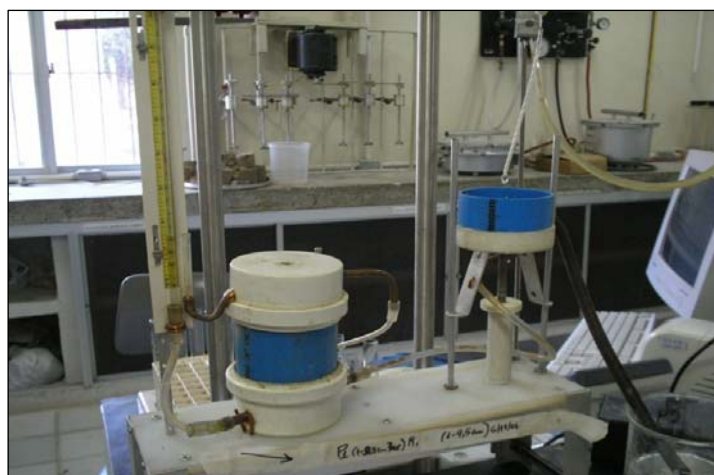


Figura 18. Permeâmetro de carga constante.

As curvas de condutividade hidráulica não saturada, $K(\theta)$, foram obtidas utilizando a equação de Brooks; Corey (1964) (Equação 04), utilizando a hipótese de Burdine (1953).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po em águas

Na Tabela 2 encontram-se apresentados os valores das concentrações de ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água dos poços analisados.

Tabela 2: Concentrações de atividade de ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água dos poços.

Localidade	Radionuclídeos		
	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
	Concentração (mBq.L ⁻¹)		
(A1)	NA	40,5 ± 3,5	19,6 ± 2,1
(A2)	NA	22,0 ± 2,0	12,0 ± 1,0
(A3)	11,6 ± 2,5	30,0 ± 4,0	12,6 ± 1,1
(A4)	18,0 ± 3,0	16,5 ± 2,1	15,0 ± 5,0
(A5)	13,0 ± 5,2	50,0 ± 0,1	17,7 ± 7,0

NA: não analisadas

Os resultados obtidos para os radionuclídeos estudados em amostras de água estão abaixo dos reportados em outras literaturas e similares aos valores obtidos por Peixoto; Jacomino (2006) nas instalações do CDTN/CNEN. Silva et al. (2004) estudando a presença de ^{226}Ra nas águas dos poços das cidades de Pedra e Venturosa, determinaram concentração média de 16 mBq.L⁻¹. Em outra pesquisa, Lima (1996) determinou concentração média de ^{226}Ra no valor de 282,2 mBq.L⁻¹ nos poços da região fosfática pernambucana. As concentrações médias de ^{226}Ra nas amostras de águas estão na mesma ordem de grandeza da concentração média determinada por Silva et al. (2004) nas águas dos poços das cidades pernambucanas de Pedra e Venturosa. Por outro lado, observa-se ainda na Tabela 2 que a concentração máxima obtida para ^{226}Ra em água subterrânea é uma ordem de grandeza menor do que aquele encontrado por Lima (1996).

Silva (1995) determinou concentrações médias de ^{210}Pb e de ^{210}Po variando de 163 mBq.L⁻¹ a 161 mBq.L⁻¹, respectivamente, em água dos poços da

região urano - fosfática de Pernambuco. Em outro estudo realizado na Região Metropolitana do Recife, Melo (2005) determinou concentração média de ^{210}Pb de 231 mBq.L^{-1} nas águas dos poços de abastecimento público. Os valores das concentrações médias de ^{210}Pb e ^{210}Po determinadas por Silva (1995) e Melo (2005) foram uma ordem de grandeza maior do que aqueles apresentados na Tabela 2.

Estudos posteriores determinarão as medidas de alfa e beta total para monitoração das águas, antes das medidas de radionuclídeos específicos. Valores variando de 20 a 30 mBq/L para alfa total e de 50 a 90 mBq/L para beta total foram encontrados em amostras de águas no PMA de rotina do CDTN (PEIXOTO; JACOMINO, 2006). Segundo a Portaria nº 518/GM do Ministério da Saúde, de 2004, foram estabelecidos valores de referência de $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ para radioatividade alfa total e de 1 Bq.L^{-1} para beta total em água potável. Portanto, os valores determinados para os radionuclídeos em água nesse estudo estão dentro dos limites desejáveis.

4.2 ^{210}Pb e ^{238}U em solo

O método de determinação de ^{210}Pb em solo foi primeiramente testado com um material de referencia certificado de sedimento marinho (IAEA-368), encontrando-se uma concentração de atividade de $14,06 \pm 0,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para um valor de referência de $13,81 \text{ Bq.kg}^{-1}$, com variação de $(11,87 - 16,25 \text{ Bq.kg}^{-1})$.

Os valores das concentrações de atividades de ^{210}Pb e ^{238}U nas amostras de solo encontram-se apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Concentrações de atividades de ^{210}Pb e ^{238}U nas amostras de solo.

Localidade	Radionuclídeos	
	^{210}Pb	^{238}U
	Concentração (Bq.kg^{-1})	
(S1)	$13,0 \pm 1,7$	$17,2 \pm 0,5$
(S2)	$14,3 \pm 1,5$	$17,6 \pm 0,6$
(S3)	$17,7 \pm 2,1$	$37,0 \pm 1,0$
(S4)	$22,0 \pm 2,0$	$24,0 \pm 0,7$
(S5)	$27,7 \pm 5,5$	$9,0 \pm 0,5$
(S6)	$15,0 \pm 1,7$	$13,3 \pm 0,5$
(S7)	$26,7 \pm 4,2$	$44,4 \pm 1,0$
(S8)	$29,3 \pm 5,1$	$7,0 \pm 0,3$

Os resultados obtidos para o ^{210}Pb nas amostras de solo analisadas estão abaixo dos reportados em outras literaturas. As concentrações médias apresentadas na Tabela 3, foram uma ordem de grandeza menor do que a concentração média de 190 Bq/Kg para beta total, reportados no PMA de rotina do CDTN (PEIXOTO; JACOMINO, 2006). Os valores das concentrações médias apresentadas na Tabela 3 foram uma ordem de grandeza menor do que a concentração média de 104 Bq.kg⁻¹ de ^{210}Pb determinado por Amaral et al. (1988) nos solos de Poços de Caldas em Minas Gerais. Em relação à concentração média de 1.573 Bq.kg⁻¹ de ^{210}Pb nos solos da região do Agreste Semi-Árido de Pernambuco, determinada por Silva et al. (2007), pode-se verificar que os valores das médias apresentadas na Tabela 3 foram duas ordens de grandeza menores. Por outro lado, os valores obtidos para o ^{238}U (7 a 44,4 Bq.kg⁻¹) nas amostras de solo do CRCN são similares as concentrações obtidas (40 a 90 Bq.kg⁻¹) para esse radionuclídeo no terreno do CDTN (PEIXOTO; JACOMINO, 2006). Observa-se ainda na Tabela 3 que as concentrações médias de ^{238}U nas amostras de solo, encontram-se na faixa de 22 a 268 Bq.kg⁻¹ determinada por Santos Jr et al. (2006) nos solos da região do Agreste Semi-Árido de Pernambuco.

4.3 Caracterizações físicas e hidrodinâmicas do solo

Por ser o ponto de onde, na hipótese de um acidente, pode ocorrer a difusão de contaminantes e a conseqüente contaminação do lençol freático, os estudos envolvendo as caracterizações físicas e hidrodinâmicas do solo só foram realizados dentro da área do CRCN.

4.3.1 Caracterizações Físicas

O “solo” estudado é, na realidade, a camada superficial do terreno resultante de um aterro com material oriundo de outra região (Bairro da Guabiraba), formados com altos teores de areia, como se pode observar pelos resultados apresentados nas Tabelas 4 e 5, para os pontos S1 e S2, respectivamente. Nestas Tabelas também são apresentados os valores de massa específica para os perfis estudados.

Observa-se, pelos valores apresentados na Tabela 4, que na superfície (0 cm) e na profundidade de 20 cm foram encontrados os maiores valores de massa específica, tendo ambas as profundidades apresentado a classificação textural Franco arenoso.

Tabela 4: Valores de massa específica, granulometria e classificação textural do perfil de solo estudado no Ponto S1. Média de três repetições.

Profundidade (cm)	ρ (g/cm ³)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Classificação Textural segundo a USDA*
0	1,48 ± 0,03*	11,72	12,23	76,05	Franco arenoso
20	1,66 ± 0,06*	14,07	13,90	72,03	Franco arenoso
40	1,45 ± 0,04*	18,76	16,16	65,09	Franco arenoso
60	1,36 ± 0,08*	9,38	8,57	82,06	Areia franca
80	1,35 ± 0,03*	11,72	8,72	79,56	Franco arenoso
100	1,41 ± 0,11*	9,38	6,43	84,19	Areia franca

*Desvio padrão da média.

*USDA – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

Na Figura 19 são apresentadas as curvas granulométricas para as profundidades estudadas no Ponto S1. Pode-se perceber que, apesar de ser resultado de aterro, no ponto S1 o perfil é composto por solos bem graduados, apresentando uma distribuição contínua de partículas.

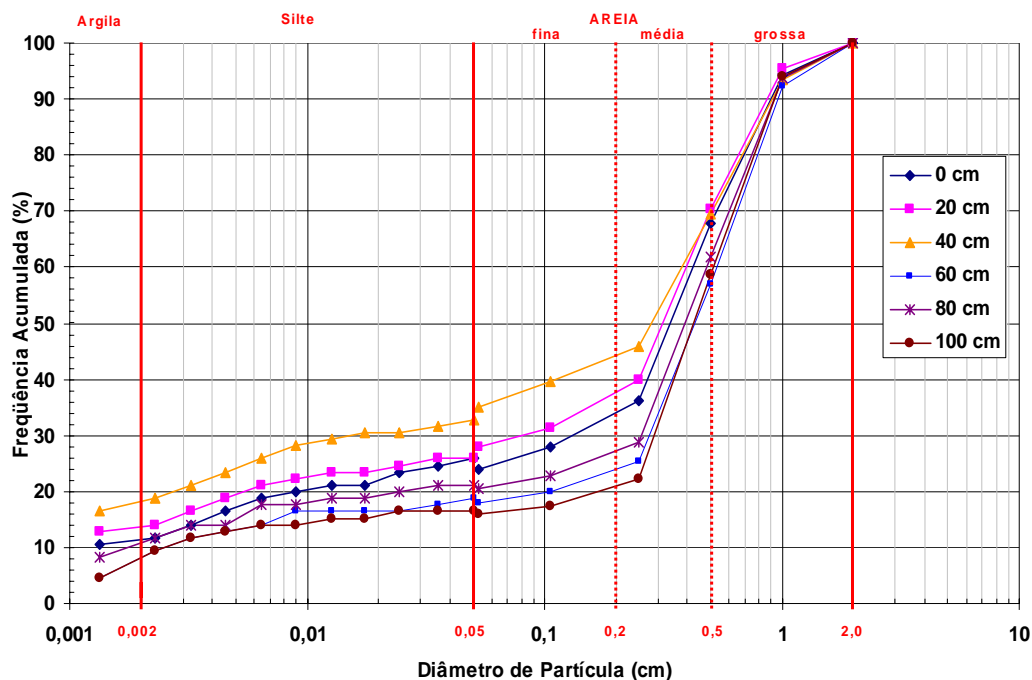


Figura 19. Curvas granulométricas para as camadas do perfil do solo estudado no Ponto S1.

Tabela 5: Valores de massa específica, granulometria e classificação textural do perfil de solo estudado no Ponto S2. Média de três repetições.

Profundidade (cm)	ρ (g/cm ³)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Classificação Textural segundo a USDA*
0	1,61 ± 0,01*	10,55	9,46	79,99	Areia Franca
20	1,67 ± 0,02*	18,76	12,66	68,59	Franco Arenoso
40	1,53 ± 0,01*	23,45	15,68	60,86	Franco Argilo-Arenoso
60	1,62 ± 0,04*	21,10	36,40	42,49	Franco
80	1,65 ± 0,03*	24,62	25,40	49,98	Franco Argilo-Arenoso
100	1,72 ± 0,03*	18,76	16,52	64,73	Franco Arenoso

*Desvio padrão da média.

*USDA – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

Os dados apresentados na Tabela 5 mostram uma tendência ao aumento da massa específica com a profundidade. As classificações texturais variaram entre areia franca, franco arenoso, franco e franco argilo arenoso, diferindo do ponto S1, onde apenas duas classes texturais foram encontradas, a saber, a areia franca e franco arenoso.

Na Figura 20 são apresentadas as curvas granulométricas para as profundidades estudadas no Ponto S2.

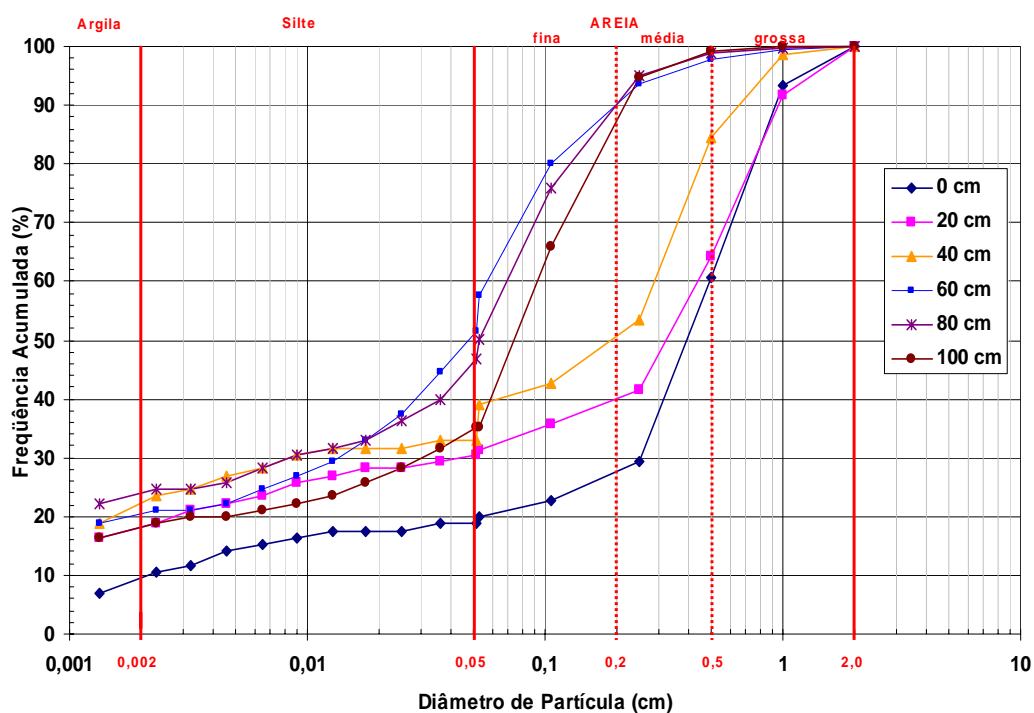


Figura 20. Curvas granulométricas para as camadas do perfil do solo estudado no Ponto S2.

Semelhantemente ao Ponto S1, também foram encontradas no Ponto S2, solos bem graduados, com distribuição contínua de partículas.

4.3.2 Caracterizações Hidrodinâmicas

Condutividade Hidráulica Saturada

Na Tabela 6 são apresentados os valores de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) obtidos nos ensaios de laboratório, para os perfis de solo nos Pontos S1 e S2.

Tabela 6: Valores de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) para os perfis de solo estudado nos Pontos S1 e S2. Resultados referentes a médias de 5 repetições.

LOCAL	PONTO S1	PONTO S2
Profundidade (cm)	K_{sat} (cm.h ⁻¹)	
0	8,7 ± 1,6*	1,9 ± 0,0*
20	1,9 ± 0,4*	0,4 ± 0,1*
40	10,6 ± 0,5*	1,7 ± 0,0*
60	4,3 ± 0,1*	0,8 ± 0,1*
80	3,9 ± 0,1*	0,2 ± 0,0*
100	2,2 ± 0,3*	0,2 ± 0,0*

*Desvio padrão da média.

Os valores de condutividade hidráulica saturada são da mesma ordem de grandeza dos encontrados por PAULA (2005). Na superfície (0 cm) e na profundidade 40 cm foram encontrados os maiores valores de K_{sat} para o Ponto S1, tendo entre elas a profundidade de 20 cm apresentado um valor menor, indicando que a esta profundidade existe uma menor facilidade para a água fluir na saturação. A partir de 40 cm, os valores de K_{sat} tendem a diminuir, chegando a 2,2 cm.h⁻¹ a 100 cm. No Ponto S2, os valores de K_{sat} estão bem abaixo dos encontrados no Ponto S1, porém, observa-se que, novamente, a profundidade de 20 cm apresentou valor de K_{sat} menor quando comparado à superfície e a 40 cm, indicando uma menor facilidade de condução de água na saturação. Ainda para o Ponto S2, foram as profundidades de 80 e 100 cm, as que apresentaram os menores valores de K_{sat} , 0,2 cm.h⁻¹ para ambas as profundidades, provavelmente devido às altas massas específicas e, no caso de a 80 cm, aos relativos altos teores de argila e silte (Tabela 5).

Curvas de Retenção da Água no Solo

Nas Tabelas 7 e 8 são apresentados os parâmetros obtidos nos ajustes realizados para os Pontos S1 e S2, respectivamente. Observa-se que os valores de correlação (R) entre os dados experimentais e os ajustados variaram entre 95 e 99%, sendo estes bons valores de correlação.

Tabela 7: Valores dos parâmetros obtidos a partir dos ajustes da equação da curva de retenção de van Genuchten (1980), para o Ponto S1.

Prof. (cm)	θ_{sat} (cm ³ /cm ³)	α (cm)	n	m	R (%)
0	0,3484	0,0604	2,0812	0,0390	97,77
20	0,3249	0,0289	2,1068	0,0507	96,15
40	0,4206	0,0530	2,0881	0,0421	96,81
60	0,3159	0,0429	2,0625	0,0303	98,98
80	0,3848	0,0292	2,0796	0,0385	97,65
100	0,3607	0,0342	2,0554	0,0530	95,00

Tabela 8: Valores dos parâmetros obtidos a partir dos ajustes da equação da curva de retenção de van Genuchten (1980), para o Ponto S2.

Prof. (cm)	θ_{sat} (cm ³ /cm ³)	α (cm)	n	m	R (%)
0	0,2714	0,0313	2,0583	0,0283	99,56
20	0,3057	0,0387	2,0664	0,0321	98,94
40	0,2994	0,0382	2,0464	0,0226	98,77
60	0,3151	0,0316	2,0625	0,0303	99,49
80	0,3848	0,0269	2,0796	0,0383	98,82
100	0,3858	0,0179	2,0927	0,0443	98,42

Na Figura 21 são apresentadas as curvas de retenção ajustadas e experimentais para o Ponto S1, para as várias profundidades estudadas.

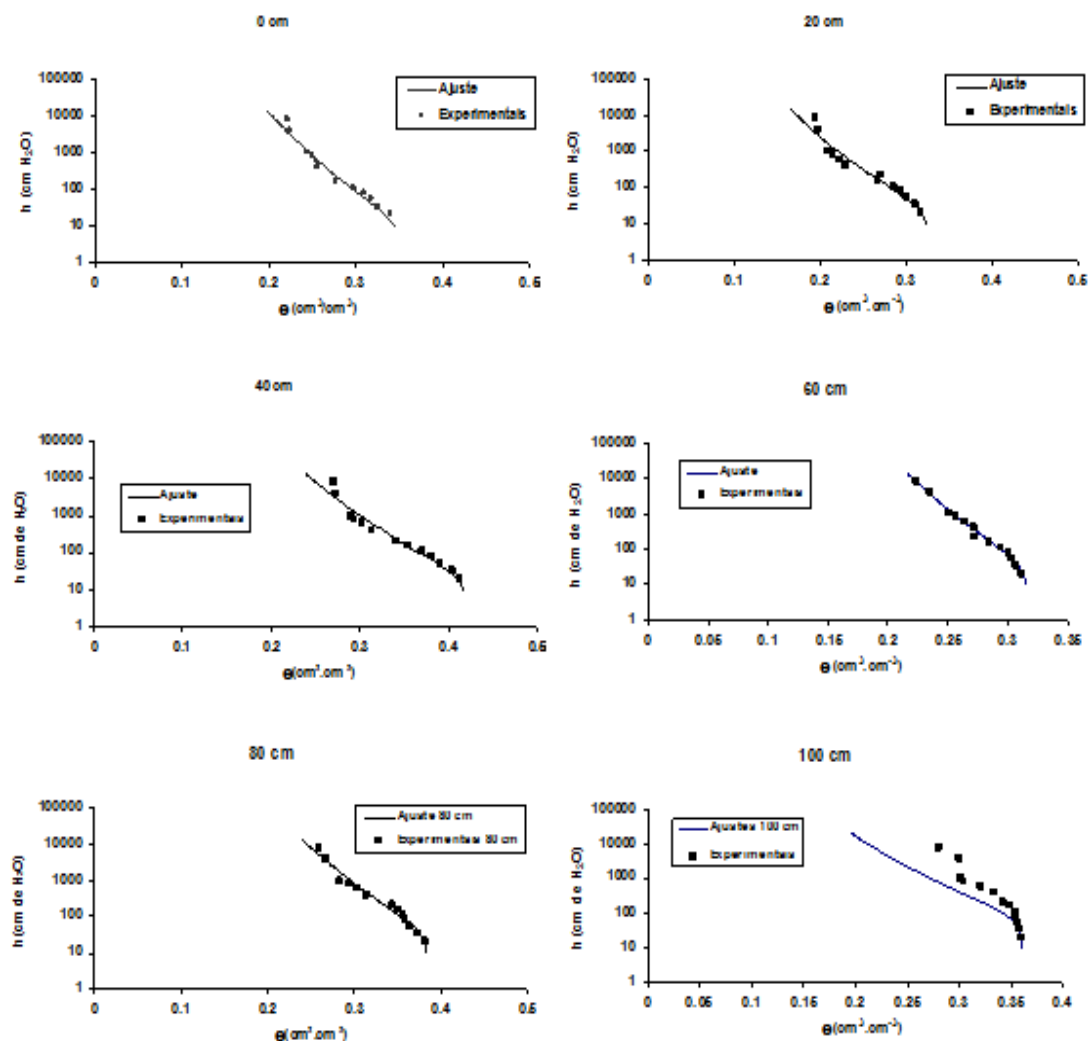


Figura 21. Curvas experimentais de retenção da água no solo, e curvas ajustadas obtidas a partir da equação de Van Genhuchten (1980), para o Ponto S1, nas profundidades estudadas.

Na Figura 22 são apresentadas as comparações entre as curvas ajustadas para o Ponto S1.

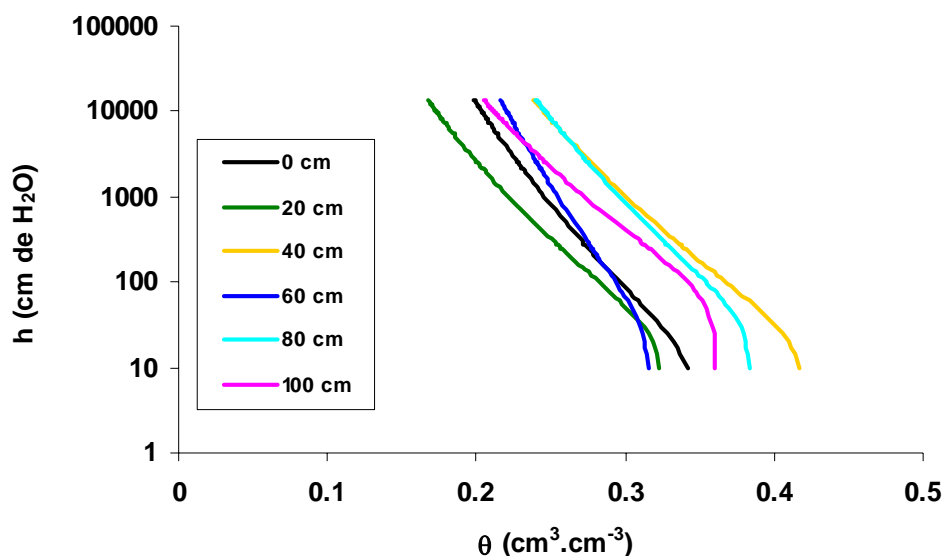


Figura 22. Curvas de retenção da água ajustadas obtidas a partir da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S1, nas profundidades estudadas.

Observa-se na Figura 22 que a profundidade de 40 cm apresentou uma maior retenção da água. Uma explicação para este comportamento pode ser atribuída ao maior percentual de argila encontrada a esta profundidade (Tabela 4).

Os maiores valores de umidade na saturação foram obtidos para as profundidades de 40 cm, 80 cm e 100 cm, porém, a 100 cm, semelhante a 20 cm, ocorreu uma diminuição mais abrupta da umidade com o aumento do potencial matricial quando comparada com 40 e 80 cm. Esta diminuição é maior do que a observada para a superfície e a profundidade de 60 cm.

Na Figura 23 são apresentadas as curvas de retenção ajustadas e experimentais para o Ponto S2, para as várias profundidades estudadas.

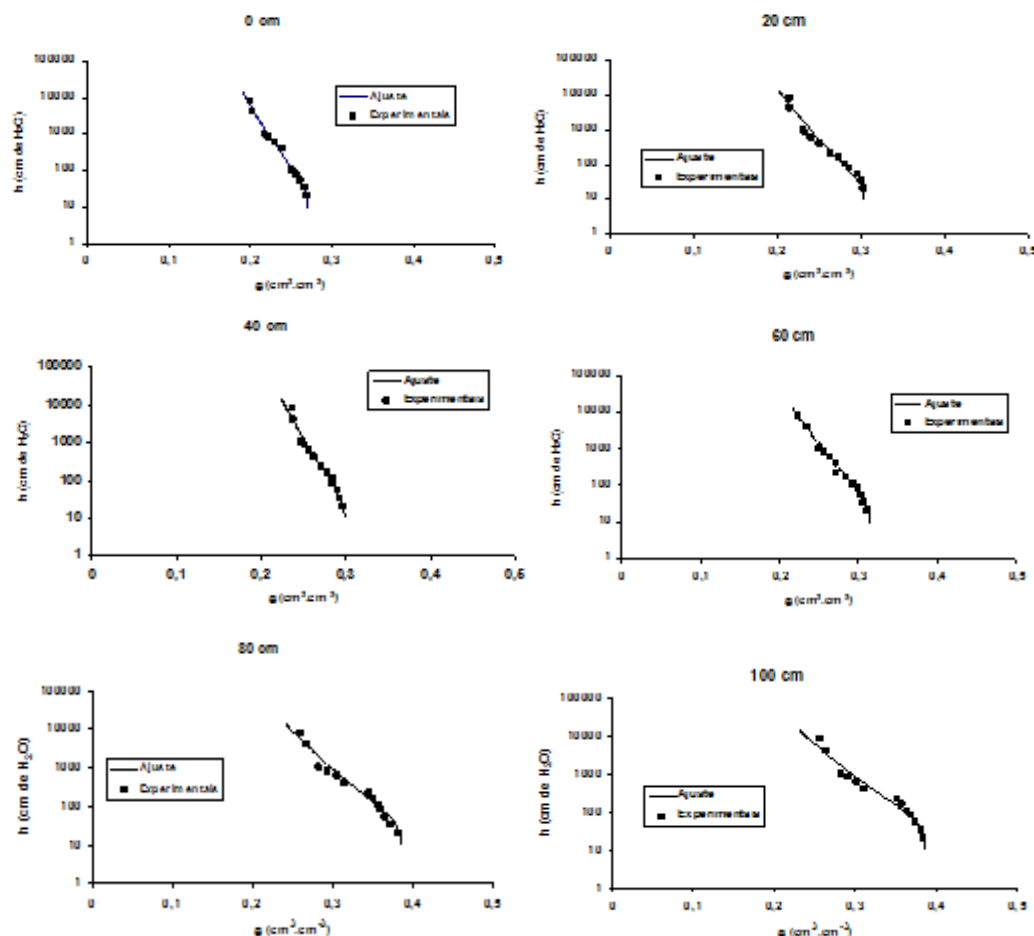


Figura 23. Curvas de retenção da água experimentais e as curvas ajustadas obtidas a partir da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2, nas profundidades estudadas.

Na Figura 24 são apresentadas as comparações entre as curvas ajustadas para o Ponto S2. Observam-se os comportamentos de maior retenção de água para as profundidades de 80 e 100 cm. Estes comportamentos também podem ser explicados pelos altos valores de massa específica e, para o caso de 80 cm, pela característica textural de solo, um Franco argilo arenoso (Tabela 5). Observa-se que os maiores valores de θ_{sat} foram determinados para as profundidades de 80 e 100 cm (em torno de 39% de água) e o menor, para a superfície (em torno de 27%). Para estas profundidades, a diminuição da umidade ocorreu de forma abrupta, ao contrário do que ocorre com as outras profundidades, onde foram

observadas diminuições gradativas da umidade com o aumento da pressão, principalmente para a profundidade de 40 cm.

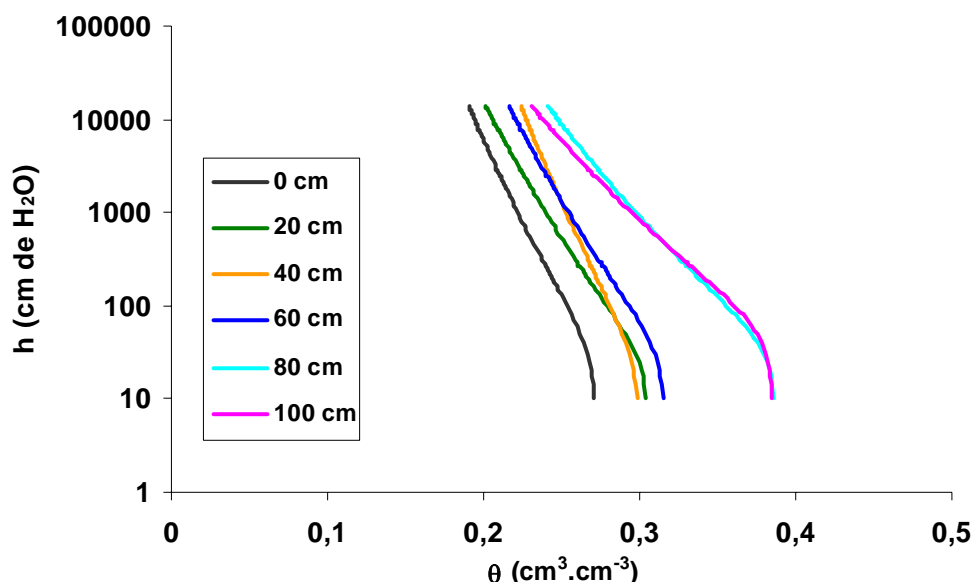


Figura 24. Curvas de retenção da água, obtidas a partir dos ajustes da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2, nas profundidades estudadas.

Curvas de condutividade hidráulica $K(\theta)$

Nas Figuras 25 e 26 são apresentadas as curvas de condutividade hidráulica obtidas a partir da equação de Brooks; Corey (1964) e dos parâmetros obtidos nos ajustes dos dados experimentais das curvas de retenção utilizando a equação de van Genuchten (1980), para os Pontos S1 e S2, respectivamente.

As curvas de condutividade hidráulica não saturada confirmam o que foi observado para as curvas de retenção (Figura 22). Ou seja, para o Ponto S1, a profundidade de 40 cm apresentou o comportamento de menor condutividade, corroborando com os maiores valores de retenção. As profundidades de 20 cm e 100 cm, apresentaram valores altos de condutividade, o que concorda com as curvas de retenção (Figura 22), que mostram que à estas profundidades, ocorreu grandes perdas de água com o aumento do potencial aplicado.

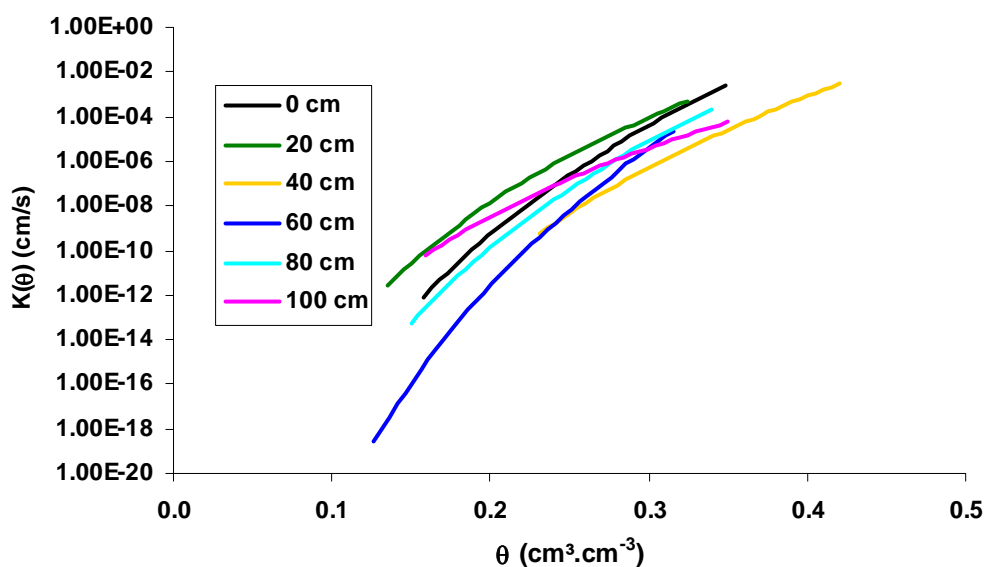


Figura 25. Curvas de condutividade hidráulica não saturadas, obtidas a partir da equação de Brooks e Corey (1964) e dos ajustes dos dados experimentais das curvas de retenção a partir da equação de Van Genhuchten (1980), para o Ponto S1.

A Figura 26 também confirma o que foi observado para as curvas de retenção do Ponto S2. Ou seja, para esse ponto observa-se que as profundidades de 80 e 100 cm se destacam com as menores condutividades, sendo seguidos pelas profundidades de 60, 40 e 20 cm. Na superfície, observa-se a maior condutividade do solo.

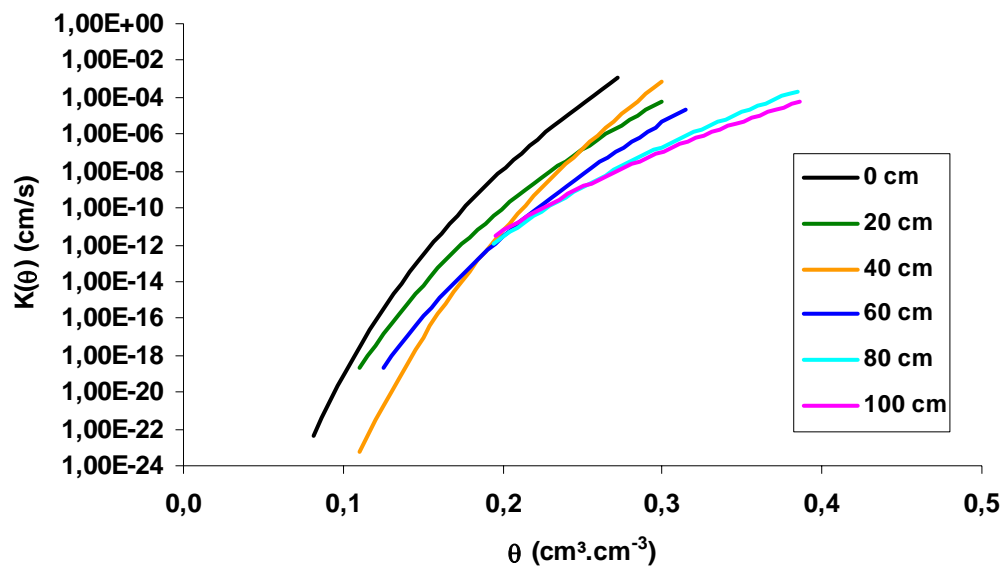


Figura 26. Curvas de condutividade hidráulica não saturadas, obtidas a partir da equação de Brooks; Corey (1964) e dos ajustes da equação de van Genhuchten (1980), para o Ponto S2.

5 CONCLUSÃO

As concentrações dos radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po estudados neste trabalho, em relação às amostras de água e solo, apresentaram valores similares aos obtidos no Programa de Monitoração Ambiental de rotina do CDTN/CNEN, o qual atende as exigências dos órgãos ambientais, indicando que os resultados estão dentro dos parâmetros desejáveis para uma área não impactada.

As concentrações de ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água e solo apresentadas neste trabalho, estão dentro dos níveis radioecológicos normais.

O solo estudado, consequência de aterros, apresentou características texturais bastante heterogêneas. Provavelmente devido ao processo de aterro, algumas camadas, em pontos diferentes do terreno, apresentaram adensamento, sendo prováveis camadas de impedimento ao fluxo de solução no solo.

Os resultados apresentados neste trabalho constituíram um banco de dados que servirão de base para o estabelecimento inicial de um programa de monitoração de rotina.

Entretanto, faz-se necessário uma complementação do estudo a partir da determinação de outros radionuclídeos da série do ^{238}U e ^{232}Th , tanto em águas e solos, como em plantas e medidas de ar atmosférico. Também é necessário que sejam realizados experimentos complementares de campo e de laboratório, no que diz respeito a uma caracterização hidrodispersiva do solo, experimentos estes que permitirão que sejam tiradas conclusões a cerca do transporte hidrodinâmico da solução e de contaminantes no solo.

REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. New York, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Solo—Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, ABNT, 1984. (ABNT NBR – 7181).

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

AMARAL, R. S. **Dose na população da região urano-fosfática Pernambucana, devida à presença de Urânio e ^{226}Ra nos cultivares**. 1994, 143 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 1994.

BONOTTO, D. M. Doses from ^{222}Rn , ^{226}Ra , and ^{228}Ra in groundwater from Guarani aquifer, South America. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 76, p. 319-335, 2004.

BRAUN H, M. H.; KRUIJNE, R. Soil conditions. In: Drainage Principles and Applications. **International Institute for Land Reclamation and Improvement**. Wageningen, 2.^a ed., p. 77-109, 1994.

BROOKS, R. H.; COREY, A. T. **Hydraulic properties of porous media**. Hydrology Paper 3, Colorado State University, Fort Collins, v. 3, p. 1-15, 1964.

BURDINE, N. T. Relative permeability calculation from size distribution data. Trans. AIME 198, p. 71-78, 1953.

CHEN, Q.; HOU, X.; YU, Y.; DAHLGAARD, H.; NIELSEN, S. P. Separation of Sr from Ca, Ba and Ra by means of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and $\text{Ba}(\text{Ra})\text{Cl}_2$ or $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ for the determination of radiostrontium. **Analytica Chimica Acta**. v. 466, p. 109-116, 2002.

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

CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. CNEN – POSIÇÃO REGULATÓRIA - 3.01/008, 2005 – Programa de Monitoração Radiológica Ambiental. Publicação: D.O.U. de 24/12/2005. Brasil, 2005.

COWART, J. B.; BURNETT, W. C. The distribution of uranium and thorium decay-series radionuclides in the environment: a review. **Journal of Environmental Quality**. v. 23, p. 651-662, 1994.

EISENBUD, M. **Environmental radioactivity**. New York, McGraw-Hill, cap. 6, p. 135-170, 1963.

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

HILLEL, D. **Applications of soil physics**. London, Academic Press. 1980. 345 p.

HOLTZMAN, R. B. Lead-210 (RaD) and polonium-210 (RaF) in potable waters in Illinois. In: ADAMS, J. A. S.; LOWDER, W. M. **The natural radiation environmental I. EUA**. University of Chicago Press, 1964. p. 227-237.

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

KAPLAN, I. **Física Nuclear**. 2 ed., 1978. 327p.

KASEMSUPAYA, V.; YASHIMA, M.; TSUBOTA, H.; NOZAKI, Y. Comparative behavior of Pb-210 and Ra isotopes in the waters of Tóquio Bay and Osake Bay mixing Zones. **Geochemical Journal**.v. 23, n. 129-138, 1989.

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

KÖHLER, M.; PREUßE, W.; GLEISBERG, B.; SCHÄFER, I.; HEINRICH, T.; KNOBUS. Comparison of methods for the analysis of ^{226}Ra in water samples. **Applied Radiation and Isotopes**. v. 56, p. 387-392, 2002.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração Radiológica Ambiental**. 1 ed., 2007. 166 p.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da Água no Solo**. 2.ed., 2004. 509 p.

LIMA, L. J. S. **Transporte de água e de soluto em um latossolo vermelho – amarelo do brejo paraibano: experimento de campo e parametrização**. 2003. 139 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade federal de Pernambuco, Recife, 2003.

LIMA, R. A. **Avaliação da dose na população da região urano-fosfática do nordeste que utiliza os recursos hídricos da região**. 1996. 178 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 1996.

MELO, N. M. P.; AMARAL, R. S.; LIMA, R. A.; SILVA, C. M.; AMARAL, A. Evaluation of the internal dose due to the ^{210}Pb in the water supplies for public provisioning of the Great Recife. 8th International Conference on Nuclear Analytical Methods in the Life Sciences 17-22 April 2005. p. 122. **Anais**.

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.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. (Portaria nº 518/GM), 2004.

MUALEN, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resource. Resarche**, v. 12, p. 513-522, 1976.

MUALEM, Y.; MOREL-SEYTOUX, H. J. Analysis of capillary hysteresis model based on a one-variable distribution function. **Water Resource. Resarche**, v. 14, p. 605-610, 1978.

PAPACHRISTODOULOU, C. A.; ASSIMAKOPOULOS, P. A.; PATRONIS, N. E.; IOANNIDES, K. G. Use of HPGE γ -ray spectrometry to assess the isotopic composition of uranium in soils. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 64, p. 195-203, 2003.

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

PARFENOV, Y. D. Polonium-210 in the environment and in the human organism. **Atomic Energy**. v. 12, p. 75-143, 1974.

PAULA, J. I. V. **Avaliação das propriedades hidrodinâmicas do solo para estimativa da recarga do aquífero**. 2005. 67 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade federal de Pernambuco, Recife, 2005.

PEIXOTO, C. M., JACOMINO, V. M. F. **Relatório de avaliação dos resultados analíticos do Programa de Monitoração Ambiental do Centro de Desenvolvimento da tecnologia Nuclear**. PUBLICAÇÃO CDTN – 956, Belo Horizonte, maio 2006. 127 p.

RADHAKRISHNA, A. P.; SOMASHEKARAPPA, H. M.; NARAYANA, Y.; SIDDAPPA, K. Distribution of some natural and artificial radionuclides in Mangalore environmental of South Índia. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 30, n. 1, p. 31-54, 1996.

RAMA, M. K.; GOLDBERG, E. Lead-210 in natural waters. **Science**, n. 134, p. 98-99, 1961.

REICHARDT, K. **Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. 4 ed. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 447 p.

RITZEMA, H. P. **Drainage Principles and Applications**. Netherlands Wageningen, International Institute for Land Reclamation and Improvement, 1994. 1125 p.

ROGOWSKI, A. S. Watershed physics: Model of soil moisture characteristics. **Water Resources, Resarche**, v. 7, p. 1575-1582, 1971.

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

SILVA, E. V. **Chumbo-210 e Polônio-210 em águas subterrâneas da região fosfática de Pernambuco**. 1995. 47 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1995.

SILVA CM, AMARAL RS, AMARAL A, SANTOS JÚNIOR JA, SANTOS DC, LIMA LE (2004) Ra-226 em forragem e água de bovinos leiteiros da região agreste do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*, v. 6, p.62-72.

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

SOUZA, E. M. Contribuição ao Diagnóstico Ambiental do meio físico da região onde se localiza o Centro Regional de Ciências Nucleares-CRCN, na Cidade Universitária, em Recife-PE. Recife. Nota Técnica 02/2001, 34 p (Circulação Restrita).

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

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

van GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**. v. 44, p. 892-898, 1980.

WILLIAMS, A. R.; KIRCHMAN, R. J. Radium, a historical introduction.
Technical Report Series (IAEA), Vienna, v. 1, n. 310, p. 110-120, 1990.

ANEXO

Tabela 9: Coordenadas geográficas das amostras de água analisadas na região em estudo.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		
POÇOS	LATITUDE (S)	LONGITUDE (W Gr)
A1	8° 03' 466"	34° 56' 840"
A2	8° 03' 484"	34° 56' 901"
A3	8° 03' 456"	34° 56' 942"
A4	8° 03' 501"	34° 56' 847"
A5	8° 03' 553"	34° 57' 041"
A6	8° 03' 722"	34° 56' 864"

Tabela 10: Coordenadas geográficas das amostras de solo analisadas na região em estudo.

COORDENADAS GEOGRÁFICAS		
PONTOS SOLO	LATITUDE (S)	LONGITUDE (W Gr)
S1	8° 03' 481"	34° 56' 798"
S2	8° 03' 429"	34° 56' 859"
S3	8° 03' 413"	34° 56' 967"
S4	8° 03' 427"	34° 56' 942"
S5	8° 03' 505"	34° 56' 936"
S6	8° 03' 546"	34° 56' 813"
S7	8° 03' 609"	34° 56' 797"
S8	8° 03' 610"	34° 57' 071"