

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

**“CARACTERIZAÇÃO RADIOQUÍMICA DO FOSFOGESSO
PARA SUA UTILIZAÇÃO NA AGRICULTURA NA REGIÃO DO
CERRADO”**

Maria Célia Siqueira

Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do título de
MESTRE EM QUÍMICA, área de
concentração: QUÍMICA ANALÍTICA.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Aparecido Mozeto

São Carlos- SP

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

S618cr

Siqueira, Maria Célia.

Caracterização radioquímica do Fosfogesso para sua utilização na agricultura na região do cerrado / Maria Célia Siqueira. -- São Carlos : UFSCar, 2009.

138 f.

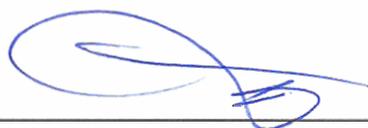
Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2009.

1. Química analítica. 2. Métodos radioquímicos. 3. Fosfogesso. 4. Resíduos sólidos. 5. Radionuclídeos. 6. Radiação - dosagem. I. Título.

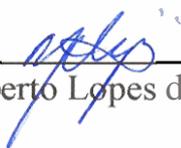
CDD: 543 (20^a)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Departamento de Química
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA
Curso de Mestrado

Assinaturas dos membros da banca examinadora que avaliaram e aprovaram a defesa de dissertação de mestrado da candidata Maria Célia Siqueira, realizada em 17 de abril de 2009:



Prof. Dr. Antonio Aparecido Mozeto



Dr. Marcos Roberto Lopes do Nascimento



Dra. Vanusa Maria Feliciano Jacomino

À minha família e ao meu
noivo por sempre acreditarem
em mim.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, por sempre estar comigo;

Aos meus pais, Márcio e Sílvia, pela vida e educação que me proporcionaram, além do apoio em todas as horas;

Ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Aparecido Mozeto, pela oportunidade e orientação;

À Maria Helena Tirollo Taddei, pela oportunidade de ingresso na CNEN, proporcionando-me a chance deste trabalho;

À Fabiana F. Dias, companheira de trabalho;

Ao amigo Dr. Marcos Roberto Lopes Nascimento;

À Prof. Dra. Vanusa Maria Feliciano Jacomino;

Ao Kerley Alberto Pereira de Oliveira, pelas análises realizadas no CDTN;

Ao Prof. Jaime Wilson Vargas de Mello e David Faria da Silva, ambos da UFV, pelo cultivo dos vegetais utilizados no experimento;

Aos técnicos da CNEN pelo carinho dispensado a mim e pela ajuda nas análises: Adir F. Barbosa, Dinarte F. Mendes, Eder Z. Guerreiro, Edivaldo Moreno, Marcelo T. Ferreira, Marco A. Silva, Sandra C. Santos.

À Adriana Calixto Lima, pela ajuda e carinho;

Às queridas amigas Mychelle M. L. Rosa, Gabriela Byzynski e Kenia Vanzolini pela ajuda e companheirismo em todas as horas;

Às queridas amigas Beatriz C. Gonzales, Inara Aguiar e Juliana Shiki, pela acolhida e amizade;

Ao meu noivo, Ciro, por todo amor, paciência e incentivo;

À CNEN pela oportunidade deste trabalho;

À Fosfértil pelo fornecimento da bolsa;

Ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de São Carlos.

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry of United States
CFSEMG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais
CDTN: Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear
CNEN: Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
DNPM: Departamento Nacional de Produção Mineral
EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EU: European Commission
FIRP: Florida Institute of Phosphate Research
GLASOD: Global Assessment of Soil Degradation
IAEA: International Atomic Energy Agency
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICRP: International Commission on Radiological Protection
IFA: International Fertilizer Industry Association
IPEN: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
ISRIC: International Soil Reference and Information Centre
IUR: International Union of Radioecology
NORM: Naturally Occurring Radioactive Material
Pb: Chumbo
Po: Polônio
Ra: Rádio
Th: Tório
U: Urânio
UNEP: United Nations Environment Programme
USEPA: Environmental Protection Agency U.S.

UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic
Radiation

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1: Reserva e Produção Mundial de Rocha Fosfática.....	8
TABELA 2.2: Dose efetiva anual mundial devido a fontes naturais de radiação.....	11
TABELA 2.3: Radioatividade natural associada a algumas rochas fosfáticas ...	18
TABELA 2.4: Efeito do gesso agrícola na produtividade de culturas anuais, submetidas a veranicos.....	34
TABELA 2.5: Fatores de transferência para ^{226}Ra em produtos cultivados com fosfogesso.....	39
TABELA 3.1: Técnicas de análise utilizadas para caracterização química do fosfogesso.....	49
TABELA 3.2: Controle de qualidade das análises para valores de atividade de urânio e tório em fosfogesso obtidos por espectrometria alfa e espectrometria com Arsenazo III.....	53
TABELA 3.3: Controle de qualidade das análises	57
TABELA 4.1: Classificação de Toxicidade por Lixiviação - parâmetros inorgânicos	69
TABELA 4.2: Classificação de Toxicidade por Solubilização - parâmetros inorgânicos	70
TABELA 4.3: Caracterização química do fosfogesso.....	71
TABELA 4.4: Análises físicas das amostras de solo	73
TABELA 4.5: Análises químicas das amostras de solo.....	73
TABELA 4.6: Resultados das análises mineralógicas do fosfogesso.....	77
TABELA 4.7: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo argiloso	78
TABELA 4.8: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo arenoso.....	79

TABELA 4.9: Atividades médias de ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po presentes no fosfógeno	82
TABELA 4.10: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo natural (base seca)	85
TABELA 4.11: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo adubadas com fosfógeno	87
TABELA 4.12: Resultados do teste Kruskal-Wallis para as amostras de solos. 89	
TABELA 4.13: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alface (base seca).....	90
TABELA 4.14: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de milho (base seca).....	91
TABELA 4.15: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de soja (base seca).....	92
TABELA 4.16: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (alface).....	93
TABELA 4.17: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (milho).....	93
TABELA 4.18: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (soja).....	94
TABELA 4.19: Fatores de Transferência solo-planta	97
TABELA 4.20: Estimativa da Dose Efetiva	100

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1: Grande Região dos Cerrados.....	4
FIGURA 2.1: Fluxograma simplificado da produção de ácido fosfórico.....	9
FIGURA 2.2: Fontes de exposição à radiação	10
FIGURA 2.3: Esquema de decaimento da série natural do ^{238}U	12
FIGURA 2.4: Esquema de decaimento da série natural do ^{232}Th	13
FIGURA 2.5: Vista geral das pilhas de estocagem do fosfogesso	27
FIGURA 2.6: Distribuição relativa das raízes de milho no perfil de um latossolo argiloso, sem aplicação e com a aplicação de gesso	34
FIGURA 2.7: Utilização relativa da lâmina de água disponível no perfil de um latossolo argiloso pela cultura do milho, após veranico de 25 dias	35
FIGURA 3.1: Pilha ativa em Uberaba - MG na qual foram coletadas as amostras de fosfogesso	42
FIGURA 3.2: Coleta das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo na EMBRAPA de Sete Lagoas - MG	43
FIGURA 3.3: Amostras de alface cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação	46
FIGURA 3.4: Amostras de milho cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação	47
FIGURA 3.5: Amostras de soja cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação	47
FIGURA 3.6: Núcleo do reator nuclear de pesquisa TRIGA MARK I IPR-R1 localizado no CDTN.....	57
FIGURA 3.7: Célula de eletrodeposição para posterior quantificação de ^{238}U e ^{232}Th em Espectrometria Alfa	60
FIGURA 3.8: Perfil de uma célula utilizada para eletrodeposição da amostra contendo ^{210}Po	62
FIGURA 4.1: Resultado da análise granulométrica em amostra de fosfogesso .	75

FIGURA 4.2: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo argiloso	76
FIGURA 4.3: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo arenoso.....	76
FIGURA 4.4: Difratoograma do fosfogesso.....	80
FIGURA 4.5: Difratoograma do solo argiloso.....	81
FIGURA 4.6: Difratoograma do solo arenoso	81
FIGURA 4.7: Relações entre Risco, Dose, Exposição e Atividade de radionuclídeos no meio ambiente.....	99

RESUMO

CARACTERIZAÇÃO RADIOQUÍMICA DO FOSFOGESSO PARA SUA UTILIZAÇÃO NA AGRICULTURA NA REGIÃO DO CERRADO. O fosfogesso, resíduo da indústria de ácido fosfórico, vem sendo estudado a fim de se obter o seu reaproveitamento. Isso é importante tanto do ponto de vista econômico - social quanto em relação à preservação ambiental, já que se trata de um resíduo abundante e cuja utilização contribuiria para a diminuição das toneladas estocadas nas empresas que o produzem, contribuindo assim com o desenvolvimento sustentável. No Brasil, o fosfogesso vem sendo utilizado, principalmente, na agricultura, como fonte de cálcio e enxofre a fim de melhorar o ambiente radicular para o desenvolvimento das plantas. O fosfogesso contém radionuclídeos de ocorrência natural provenientes da rocha fosfática matriz. Diante disso, é necessário avaliar se a utilização do fosfogesso nos solos pode contribuir significativamente com a liberação de radionuclídeos no ambiente, assim como compreender os mecanismos de transferência desses radionuclídeos no sistema solo-planta e verificar se o seu uso contribui para um aumento da exposição humana à radiação natural. Para isso, foram analisadas amostras de dois tipos de solo (arenoso e argiloso), fosfogesso, solo adubado com fosfogesso, culturas de alface, milho e soja, bem como as águas percoladas das mesmas para determinação dos radionuclídeos naturais de interesse (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po). Foram realizados os cálculos para os Fatores de Transferência Solo-Planta e a contribuição anual à dose efetiva comprometida devido ao consumo desses alimentos. O fosfogesso foi classificado como Classe IIA- Resíduo Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo. Os solos apresentaram alta acidez e baixo teor de matéria orgânica, características típicas de solos do cerrado. A atividade média de ^{226}Ra no fosfogesso ($252\pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$) ficou abaixo do limite recomendado pela USEPA (370 Bq kg^{-1}) para utilização na agricultura.

Os valores encontrados para ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foram da mesma ordem de grandeza do encontrado para ^{226}Ra . As atividades de ^{238}U e ^{232}Th foram menores, evidenciando que durante a digestão da rocha fosfática há uma quebra do equilíbrio, havendo uma redistribuição dos radionuclídeos: 80% do ^{238}U e 70% ^{232}Th vão para o ácido fosfórico, enquanto 80% do ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po vão para o fosfogesso. Os Fatores de Transferência obtidos para as culturas variaram de $9,4\text{E-}04$ a $3,4\text{E-}01$, considerando todos os radionuclídeos. De um modo geral, os resultados mostraram que a mobilidade de todos os radionuclídeos no solo foi baixa. A dose efetiva comprometida total determinada no presente trabalho foi $1,3\text{E-}02 \text{ mSv ano}^{-1}$ para o público em geral, ficando abaixo do limite de restrição de dose de $0,3 \text{ mSv ano}^{-1}$ recomendado pela ICRP. Os resultados obtidos nesse trabalho, portanto, demonstram a viabilidade do uso do fosfogesso na agricultura do Cerrado.

ABSTRACT

RADIOCHEMICAL CHARACTERIZATION OF PHOSPHOGYPSUM FOR ITS USE IN AGRICULTURE OF THE REGION OF CERRADO. The phosphogypsum, waste from the phosphoric acid industry, is being studied in order to obtain its reuse. This is important as much from a social-economic point of view as regarding environmental preservation. It is an abundant waste which use could contribute to reduce the tonnes stockpiled around a phosphate ore processing plant, thereby contributing to sustainable development. In Brazil, the phosphogypsum has been used especially for agriculture, as a source of calcium and sulfur in order to improve the root environment for development of plants. The phosphogypsum contains radionuclides of natural occurrence, which exist in phosphate rocks (the raw material). Thus, it's necessary to value if its use of phosphogypsum in soils may contribute significantly to the release of radionuclides in the environment as well as understand the mechanisms of transferring of natural radionuclides in the system soil/plant and to verify if the use contributes to increased exposition of human to the natural radioactivity. For this, samples were analyzed from two soil types (sandy and loamy), phosphogypsum, soil fertilized with phosphogypsum, lettuce, corn, soya and drainage water being determined the natural radionuclides of interest (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po). The Transfer Factors of soil-plant and the annual contribution to the effective dose committed due to the ingestion of this food were analyzed. The phosphogypsum was classified as Class II A - Not Dangerous, Not Inert, Not Corrosive and Not Reactive. The soils were acids and with low content of organic matter, typical characteristics of the soil of the region of Cerrado. The average activity for ^{226}Ra in phosphogypsum samples ($252\pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$) was lower than the limit recommended by USEPA (370 Bq kg^{-1}) for use in agriculture.

The values found for ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po were the same order of magnitude found for the ^{226}Ra . The activities of ^{238}U e ^{232}Th were lower, showing that during the digestion of phosphate rock occurs a break of the balance, with a redistribution of radionuclides: 80% of ^{238}U and 70% of ^{232}Th go to phosphoric acid, while 80% of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po go to phosphogypsum. The values of Transfer Factors ranges from $9,4\text{E-}04$ to $3,4\text{E-}01$, considering all radionuclides. In general, the results indicated that the mobility of radionuclides in two soil types studied was low. The effective doses committed calculated in this study was $1,3\text{E-}02$ mSv ano⁻¹ to the public, being lower than the limit of dose constraint $0,3$ mSv year⁻¹ established by ICRP. The results obtained in this study show the viability of the use of phosphogypsum in agriculture of the region of Cerrado.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - Essência do Problema	1
1.2 - Justificativa do Tema	3
1.3 - Objetivos	6
2 - REVISÃO DA LITERTURA	7
2.1 - Rocha Fosfática.....	7
2.2 - Produção de Ácido Fosfórico	8
2.3 - Radiação Natural	10
2.4 - Séries Radioativas.....	11
2.5 - O Resíduo Fosfogesso.....	14
2.5.1 - Radioatividade associada à Rocha Fosfática e ao Fosfogesso	17
2.5.2 - Disposição do fosfogesso	26
2.5.3 - Utilização do Fosfogesso na Agricultura.....	27
2.5.4 - Transferência de Radionuclídeos no Solo e Planta	35
3 - MATERIAIS E MÉTODOS	41
3.1 - Amostragem e Preparação das Amostras	41
3.1.1 - Fosfogesso	41
3.1.2 - Solo	42
3.2 - Procedimentos em Casa de Vegetação	44
3.2.1 - Preparação das Amostras de Alface, Milho e Soja.....	48
3.3 - Metodologias Analíticas	48
3.3.1 - Análises Químicas do Fosfogesso	49
3.3.2 - Análise Granulométrica das Amostras de Solo e Fosfogesso	49
3.3.3 - Análise Mineralógica das Amostras de Solo e Fosfogesso	50
3.3.4 - Espectrofotometria UV-Vis com Arsenazo III.....	51
3.3.4.1 - Amostras de Fosfogesso e Água Percolada.....	52
3.3.5 - Análise por Ativação Neutrônica para determinação de ^{238}U e ^{232}Th	54
3.3.5.1 - Amostras de Fosfogesso e Solo	54
3.3.6 - Espectrometria Alfa para determinação dos Isótopos de U e Th ...	57
3.3.6.1 - Amostras de Alface, Milho e Soja.....	59
3.3.7 - Espectrometria Alfa para determinação de ^{210}Po	60
3.3.7.1 - Amostras de Fosfogesso, Solo, Alface, Milho e Soja	60
3.3.7.2 - Amostras de Água Percolada.....	61
3.3.8 - Espectrometria Gama para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb ...	62
3.3.8.1 - Amostras de Fosfogesso e Solo	64
3.3.9 - Radioquímica para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb	
3.3.9.1 - Amostras de Alface, Milho, Soja e Água Percolada.....	
4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
4.1 - Classificação do Fosfogesso	69
4.2 - Caracterização Química do Fosfogesso.....	71

4.3 - Caracterização Física e Química do Solo	72
4.4 - Análises Granulométricas e Mineralógicas das Amostras de Solo e Fosfogesso	74
4.5 - Atividade específica dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Fosfogesso	82
4.6 - Atividade específica dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Solo.....	84
4.7 - Atividade específica dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Solo adubadas com Fosfogesso.....	87
4.8 - Atividade específica dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Alface, Milho e Soja.....	89
4.9 - Atividade específica dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Água Percolada	92
4.10 - Estimativa dos Fatores de Transferência Solo-Planta	94
4.11 - Estimativa de Dose	98
5 - CONCLUSÕES	101
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104
ANEXO I	118
ANEXO II	120
ANEXO III.....	122
ANEXO IV.....	123

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Essência do Problema

O homem com o passar dos tempos assistiu a população mundial crescer progressivamente até atingir o número de sete bilhões de habitantes. Esse crescimento populacional em grande escala passou a apresentar inúmeros problemas, de modo que os males provocados pelo crescimento demográfico acelerado são revertidos em danos que podem ser verificados tanto contra a natureza, quanto ao próprio homem (COHEN, 2005).

Houve desenvolvimento das atividades industriais em muitos países, pressionando a base de recursos naturais, causando uma maior geração de resíduos. A partir da década de 1950, este quadro intensifica-se com o espetacular crescimento econômico mundial. Nesta época, observaram-se em vários países processos acelerados de degradação ambiental, seja pela destruição da cobertura vegetal original, seja pela poluição dos rios, dos oceanos, do ar, degradação do solo, extinção de espécies etc. Esses processos levaram a um “despertar” da consciência ecológica em vários países, em especial os chamados países desenvolvidos, e a uma maior preocupação com os impactos decorrentes do crescimento econômico sobre o meio ambiente (ROMEIRO, 2003).

Assim, sendo a geração de resíduos inevitável, tornam-se necessários estudos e pesquisas para viabilização do aproveitamento destes. Dentro desse contexto, pode-se destacar o fosfogesso (sulfato de cálcio dihidratado), ou gesso químico, que é gerado durante a produção de fertilizantes fosfatados por via úmida (MALAVOLTA *et al.*, 1997).

A taxa de geração de fosfogesso é de aproximadamente 4,8 toneladas para cada tonelada de ácido fosfórico produzido (BARTL & ALBUQUERQUE, 1992; VITTI, 2000). A produção mundial anual pode ser estimada em 150 milhões de toneladas. Desse total, cerca de 6 milhões de

toneladas são provenientes do Brasil (MAZZILLI *et al.*, 2000), onde a maior parte gerada encontra-se disponibilizada nos estados de Minas Gerais e São Paulo, mais especificamente nas regiões onde estão localizados os municípios de Uberaba e Cubatão, respectivamente.

No Brasil, até o presente momento, o fosfogesso é considerado como um passivo ambiental, sendo normalmente gerado e armazenado na própria planta das indústrias de fertilizantes.

A forma mais comum de descarte do fosfogesso é a sua disposição em pilhas em áreas próximas às fábricas. Entretanto, essa prática apresenta um risco potencial ao ambiente circunvizinho, principalmente, para o ar, solo e fontes de água localizadas nas proximidades destas instalações. Os possíveis impactos ambientais associados à disposição do fosfogesso em pilhas são: a lixiviação e o escoamento superficial de elementos tóxicos que podem resultar na contaminação dos meios hídricos, a exposição dos trabalhadores devido à irradiação gama direta da pilha e à inalação do gás radônio, ^{222}Rn , pelos trabalhadores, bem como a exposição dos indivíduos do público em decorrência da inalação de aerossóis atmosféricos originados pelo processo de erosão eólica das pilhas (CETEM, 2004; SANTOS *et al.*, 2006). Acrescenta-se, ainda, o extenso espaço físico demandado para deposição, uma vez que grande quantidade de fosfogesso é continuamente produzida.

As indústrias que se dedicam à fabricação do ácido fosfórico têm se preocupado em encontrar aplicações para o fosfogesso e, assim, evitar a disposição desse resíduo ao redor das instalações. É importante ressaltar que as leis de proteção ao meio ambiente, tanto no Brasil como em todo o mundo, estão cada vez mais rigorosas no que se refere aos cuidados a serem observados na estocagem de materiais com estas características. Várias alternativas vêm sendo avaliadas, entre elas, a utilização do fosfogesso como condicionador do solo, base e sub-base na pavimentação de estradas, revestimento de aterros sanitários, produção de placas de gesso para rebaixamento de tetos e como aditivo ao

cimento (FIRP, 2001). Atualmente, no Brasil, o fosfogesso tem sido destinado em sua maior parte para fins agrícolas, por isso também denominado de gesso agrícola. Em menor escala, é utilizado ainda na indústria de cimento e na confecção de placas para construção civil, conforme informações da BUNGE. Dados do ano de 2004 mostram um consumo de 4,5 milhões de toneladas por ano de fosfogesso aplicados em diversas regiões do país (AQUINO, 2005). É largamente utilizado como fonte de nutrientes para plantas e em vários processos físico-químicos no perfil do solo como condicionador de solos sódicos e argilosos (NUERNBERG, 2004).

Com uma produção anual média de 6 milhões de toneladas, as indústrias nacionais atingiram um estoque de aproximadamente 70 milhões de toneladas (MAZZILLI *et al.*, 2000). O reaproveitamento do resíduo é extremamente importante tanto do ponto de vista econômico-social quanto em relação à preservação ambiental, por se tratar de um resíduo abundante e sua correta e responsável utilização irá evitar a deterioração ambiental de grandes áreas onde, normalmente, é armazenado.

1.2 - Justificativa do Tema

A variação da produção agrícola nacional depende diretamente do volume de exportação e do consumo interno de produtos agrícolas. Assim, o crescimento de uma dessas variáveis implica na necessidade de ampliação das fronteiras agrícolas, no aumento da produtividade ou na conjugação de ambos. Isso se dá através da adoção de práticas agrícolas mais apropriadas e que contribua, cada vez mais, para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável, tanto do ponto de vista econômico-social quanto do ambiental. Torna-se assim inevitável a expansão da fronteira agrícola, onde o maior potencial se encontra na região do Cerrado, cujo território cobre

aproximadamente 207 milhões de hectares, ou cerca de 24% do território nacional (EMBRAPA, 2005a), conforme mostrado na FIGURA 1.1.

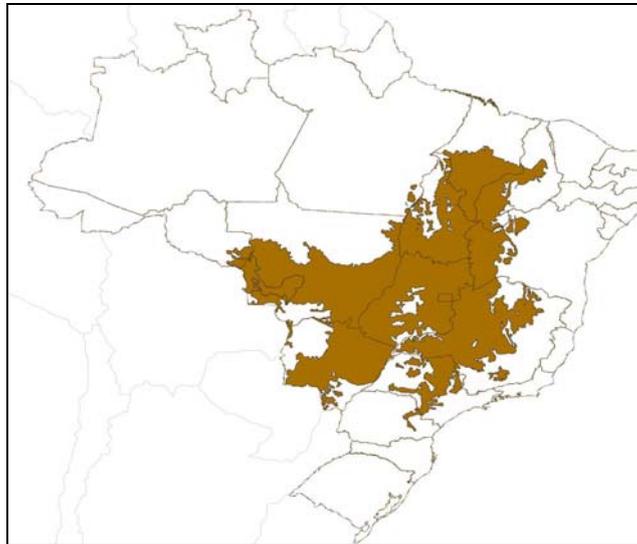


FIGURA 1.1: Grande Região dos Cerrados.

Fonte: World Wide Fund For Nature (WWF).

Disponível em: <http://assets.wwf.org.br/downloads/cerrado.pdf>

Estudos vêm sendo realizados sobre a viabilidade da aplicação do fosfogesso em diversas culturas no Brasil, principalmente na região do Cerrado, onde sua utilização é extremamente importante para garantir o aumento de produtividade das plantações. Os resultados têm sido positivos, em consequência principalmente, de suas características como fornecedor de cálcio e enxofre, e de sua capacidade de melhorar o ambiente radicular pela transformação do alumínio tóxico (Al^{3+}) em uma forma não tóxica ($AlSO_4^+$). Como grande parte dos solos sob vegetação de cerrado apresenta baixos níveis de nutrientes e altas saturações de alumínio tóxico, os experimentos foram desenvolvidos nesta região (EMBRAPA, 2005b).

No entanto, se por um lado esse tipo de utilização pode trazer benefícios agrícolas e reduzir o impacto ambiental negativo nas adjacências dos centros produtores de fosfogesso, poderá, por outro, contribuir para uma possível contaminação dos produtos agrícolas com radionuclídeos das séries naturais presentes no fosfogesso e conseqüente impacto à saúde humana.

Segundo a USEPA (1988), o fosfogesso pode ser utilizado na agricultura quando apresentar uma atividade de ^{226}Ra inferior a 370 Bq kg^{-1} . Desse modo, torna-se ainda mais evidente a importância da realização de estudos que demonstrem a viabilidade tecnológica e ambiental da utilização de rejeitos na agricultura.

A capacidade de absorção de radionuclídeos pelos vegetais é conhecida como Fator de Transferência (FT), que é definido como sendo a razão entre a concentração de radionuclídeos na planta e a concentração do mesmo radionuclídeo no solo, na zona das raízes, expressas em Bq kg^{-1} , dos respectivos pesos secos, designação dada pelo Comitê Científico Sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR, 2000). Esta capacidade reflete ainda a possibilidade de transferência da radioatividade para o homem através da cadeia alimentar. Vale mencionar que grande parte dos valores de fator de transferência encontrados na literatura refere-se a estudos desenvolvidos em países de clima temperado, o que pode contribuir para o aumento das incertezas associadas à dose de radiação e, conseqüentemente dos riscos a que os indivíduos e/ou populações residentes em regiões de clima tropical estão expostos em decorrência dessa prática.

1.3 - Objetivos

Tendo em vista a presença dos radionuclídeos naturais no fosfogesso, ^{238}U , ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , o projeto consiste na caracterização radioquímica das pilhas de fosfogesso da região de Uberaba-MG e do solo utilizado nas diversas composições com o fosfogesso para plantio das culturas de alface (escolha devido à oferta e demanda do mercado), milho e soja (culturas representativas da região do cerrado). Fez-se também a caracterização radioquímica dessas culturas e das águas de drenagem de cada uma delas. Determinaram-se os Fatores de Transferência no sistema solo-planta do Cerrado e a avaliação da dose (ANEXO I) resultante no homem decorrente da ingestão desses alimentos.

2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1 - Rocha fosfática

A principal matéria prima da indústria nacional de fertilizantes fosfatados são os minérios apatíticos provenientes da rocha fosfática. Os concentrados fosfáticos são comercialmente expressos sob a forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) ou fosfato tricálcio ($Ca_3(PO_4)_2$).

Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM, 2008), em 2007, a produção mundial de rocha fosfática foi de 147 milhões de toneladas, sendo a China o maior produtor, com 25% do total, seguida pelos Estados Unidos (21%) e Marrocos (20%). Em sexto lugar encontra-se o Brasil, com 4% do total mundial, conforme mostrado na TABELA 2.1. Essa produção, oriunda dos estados de Minas Gerais, São Paulo e Goiás, representados pelas Empresas FOSFÉRTIL/ULTRAFÉRTIL, BUNGE do Brasil e COPEBRÁS, corresponde a 96 % da oferta doméstica, que é da ordem de 6 milhões de toneladas. De acordo com as estimativas da IFA (2007), a produção mundial de fertilizantes fosfatados cresceu 3,2% nesse ano.

As reservas mundiais são concentradas e três países detêm 75% do total, sendo que 42,3% encontram-se no Marrocos, que possui 21 bilhões de toneladas, seguido pela China (26%) e Estados Unidos (7%). O Brasil conta com uma reserva de 319 milhões de toneladas, que estão localizadas principalmente nos estados de Minas Gerais (67%), Goiás (14%) e São Paulo (6%) (DNPM, 2008). As reservas mais importantes atualmente estão nos Complexos de Tapira (MG), Ouvidor (GO) e Cajati (SP), sendo que cerca de 80% das jazidas fosfatadas naturais brasileiras são de origem de depósitos ígneos, cujo principal mineral componente é a apatita (CANUT, 2006).

TABELA 2.1: Reserva e Produção Mundial de Rocha Fosfática.

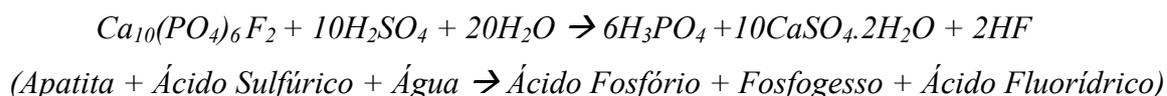
Discriminação	Reservas (10^3 t P_2O_5)		Produção (10^3 t)		
	Países	2007 ^{(p)(1)}	%	2007 ^(p)	%
Brasil ⁽²⁾		319.156	0.6	6.185	4.2
África do Sul		2.500.000	5.0	2.700	1.8
China		13.000.000	26.2	35.000	23.7
Egito		760.000	1.5	2.300	1.6
Estados Unidos		3.400.000	6.9	29.700	20.1
Israel		800.000	1.6	3.000	2.0
Jordânia		1.700.000	3.4	5.700	3.9
Marrocos e Oeste do Saara		21.000.000	42.3	28.000	19.0
Rússia		1.000.000	2.0	11.000	7.5
Síria		800.000	1.6	3.800	2.6
Tunísia		600.000	1.2	7.700	5.2
Outros Países		3.820.000	7.7	12.500	8.5
Total		49.697.180	100	147.585	100

Fontes: DNPM/DIDEM, Mineral Commodities Summaries 2008; ANDA/IBRAFOS. Notas: (1) nutrientes em P_2O_5 ; (2) reservas medidas e indicadas; (p) dados preliminares.

2.2 - Produção de Ácido Fosfórico

Segundo MALAVOLTA (1991), o processo mais utilizado na produção de fertilizantes fosfatados é aquele constituído pelo ataque da rocha fosfática com ácido sulfúrico concentrado e água. Esse tipo de ataque, conhecido como via úmida, é responsável pela produção de aproximadamente 90% do ácido fosfórico produzido mundialmente (BECKER, 1983). Neste caso, os principais produtos são o ácido fosfórico, o superfosfato simples (SSP) e o superfosfato triplo (TSP). Como rejeitos do processo de beneficiamento têm-se o sulfato de cálcio dihidratado (fosfogesso) e o ácido fluorídrico, como mostrado a seguir:

1. Ácido Fosfórico:



2. Superfosfato Simples (SSP):



3. Superfosfato Triplo (TSP):



O processo dihidratado, que produz o $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, tem sido o preferido para a produção de ácido fosfórico, porque requer baixo investimento, tem baixo custo operacional e grande flexibilidade para usar várias quantidades de rochas (SILVA, 1997). Na FIGURA 2.1 é apresentado um diagrama simplificado da produção de ácido fosfórico via úmida, incluindo a geração do fosfogesso:

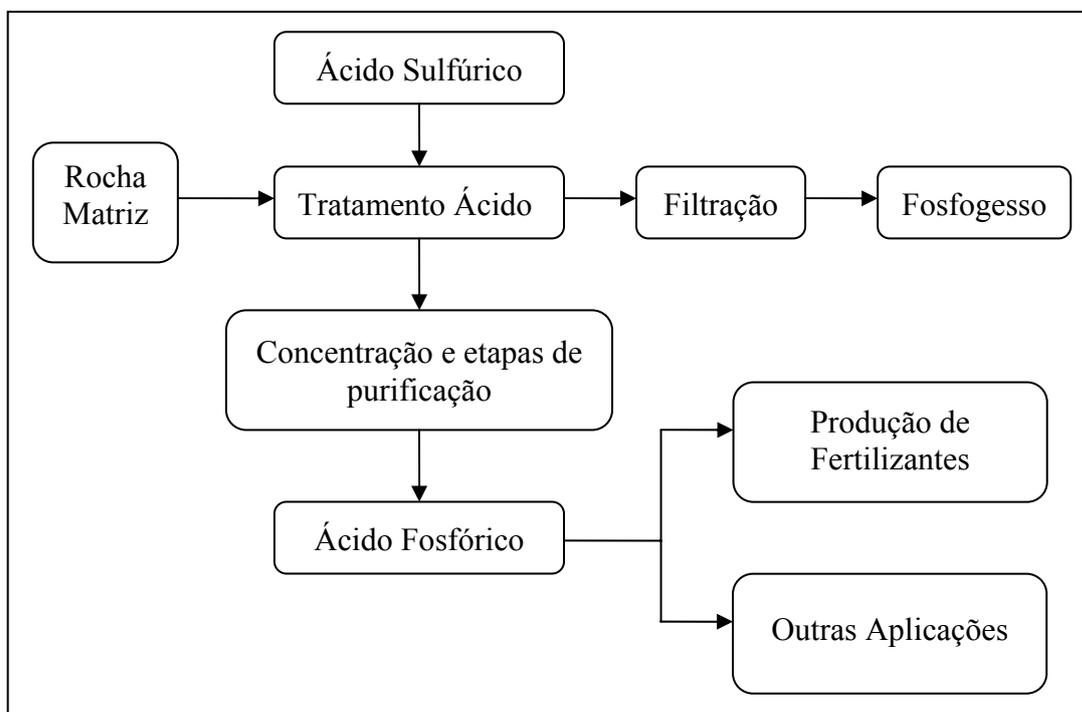


FIGURA 2.1: Fluxograma simplificado da produção de ácido fosfórico.
Fonte: Centro de Tecnologia Mineral-CETEM, 2004.

2.3 - Radiação Natural

Os seres humanos e seu ambiente têm sido expostos à radiação proveniente de fontes naturais e artificiais. Estas radiações não são diferentes entre si, seja na sua forma ou nos seus efeitos.

A radiação natural é inevitável, sendo proveniente de raios cósmicos, dos elementos radioativos presentes na crosta terrestre, do $^{40}_{19}\text{K}$ contido no corpo humano e da inalação/ingestão de substâncias radioativas existentes no ar, na água e nos alimentos. De acordo com a IAEA (2004), a radiação natural contribui com aproximadamente 86% da dose anual recebida pela população e a medicina nuclear contribui quase que totalmente para as doses de natureza artificial, como mostrado na FIGURA 2.2. Apesar de variar de local para local, estima-se que a dose efetiva média mundial devido à radiação natural seja de $2,4 \text{ mSv ano}^{-1}$, dose esta detalhada na TABELA 2.2 (UNSCEAR, 2000).

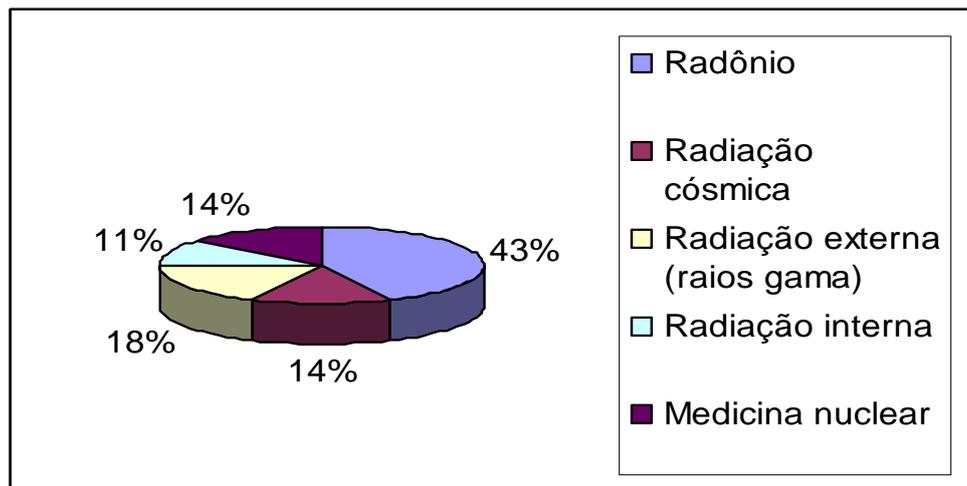


FIGURA 2.2: Fontes de exposição à radiação.
Fonte: Adaptado de IAEA, 2004.

TABELA 2.2: Dose efetiva anual mundial devido a fontes naturais de radiação.

Fonte	Dose (mSv)
Radônio	1,2
Radiação cósmica	0,4
Radiação externa (raios gama)	0,5
Radiação interna	0,3
Total	2,4

Fonte: UNSCEAR, 2000.

2.4 – Séries Radioativas

Na natureza existem elementos radioativos que realizam transmutações ou desintegrações sucessivas, até que o núcleo atinja uma configuração estável. Isso significa que, após um decaimento radioativo, o núcleo não possui, ainda, uma organização interna estável e, assim, ele executa outra transmutação para melhorá-la e, ainda não conseguindo, prossegue, até atingir a configuração de equilíbrio. Em cada decaimento, os núcleos emitem radiações dos tipos alfa, beta e/ou gama e cada um deles é mais organizado que o núcleo anterior. Essas seqüências de núcleos são denominadas Séries Radioativas.

No estudo da radioatividade, constatou-se que existem apenas 3 séries radioativas naturais, que se iniciam com o ^{238}U (Série do Urânio), com o ^{232}Th (Série do Tório) e com o ^{235}U (Série do Actínio). As três séries naturais terminam em isótopos estáveis do chumbo, respectivamente, ^{206}Pb , ^{207}Pb e ^{208}Pb . As duas primeiras (série do ^{238}U e do ^{232}Th) são as principais responsáveis pelas exposições naturais do homem na Terra (UNSCEAR, 2000).

As séries radioativas naturais do ^{238}U e do ^{232}Th são as que mais contribuem para a taxa de dose equivalente proveniente de fontes naturais, com participação média da ordem de $1,33 \text{ mSv ano}^{-1}$ (55% da dose total) e

0,33 mSv ano⁻¹ (14% da dose total), respectivamente, totalizando ambas cerca de 70% da dose total. As FIGURAS 2.3 e 2.4 apresentam os decaimentos dessas duas séries.

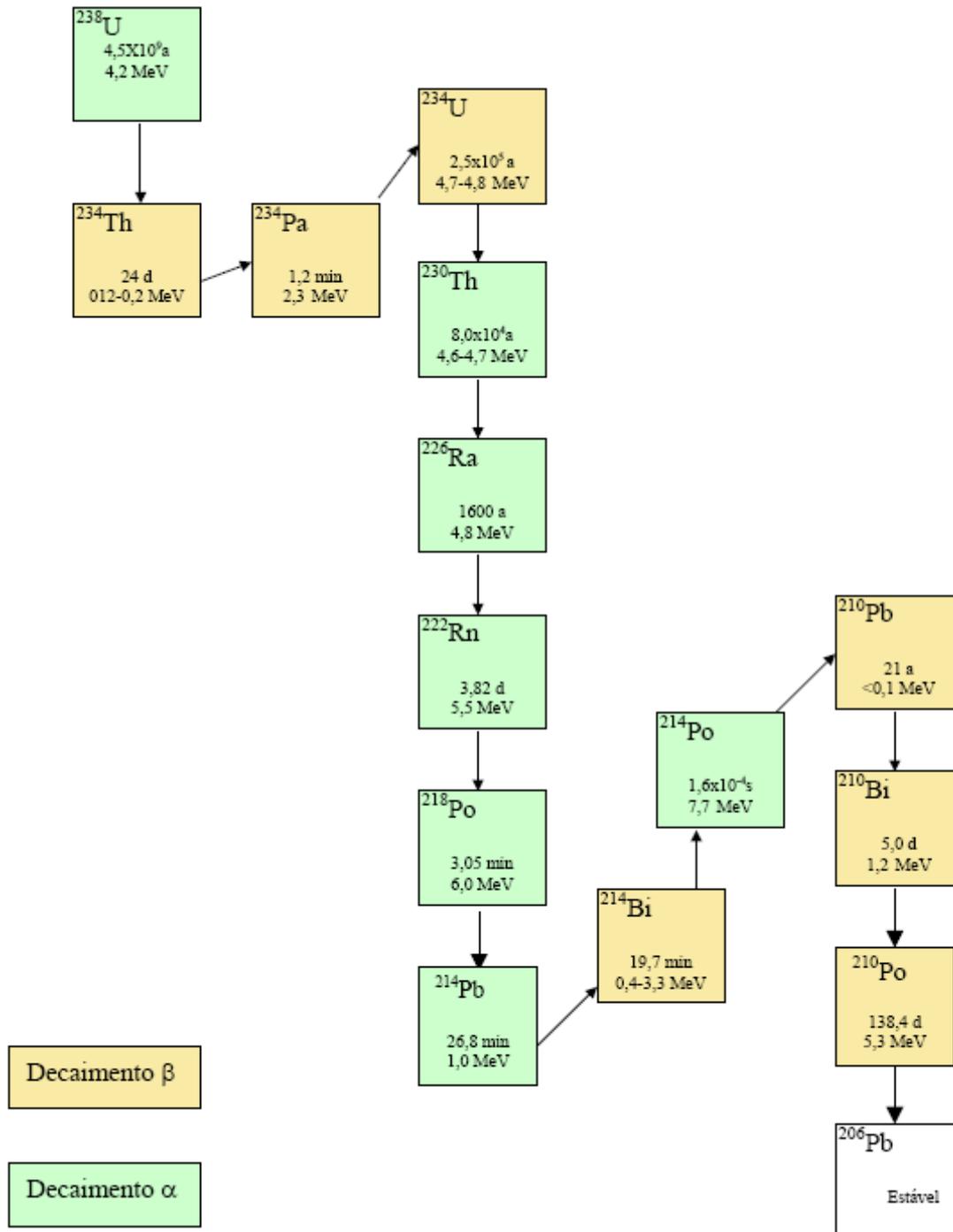


FIGURA 2.3: Esquema de decaimento da série natural do ^{238}U .

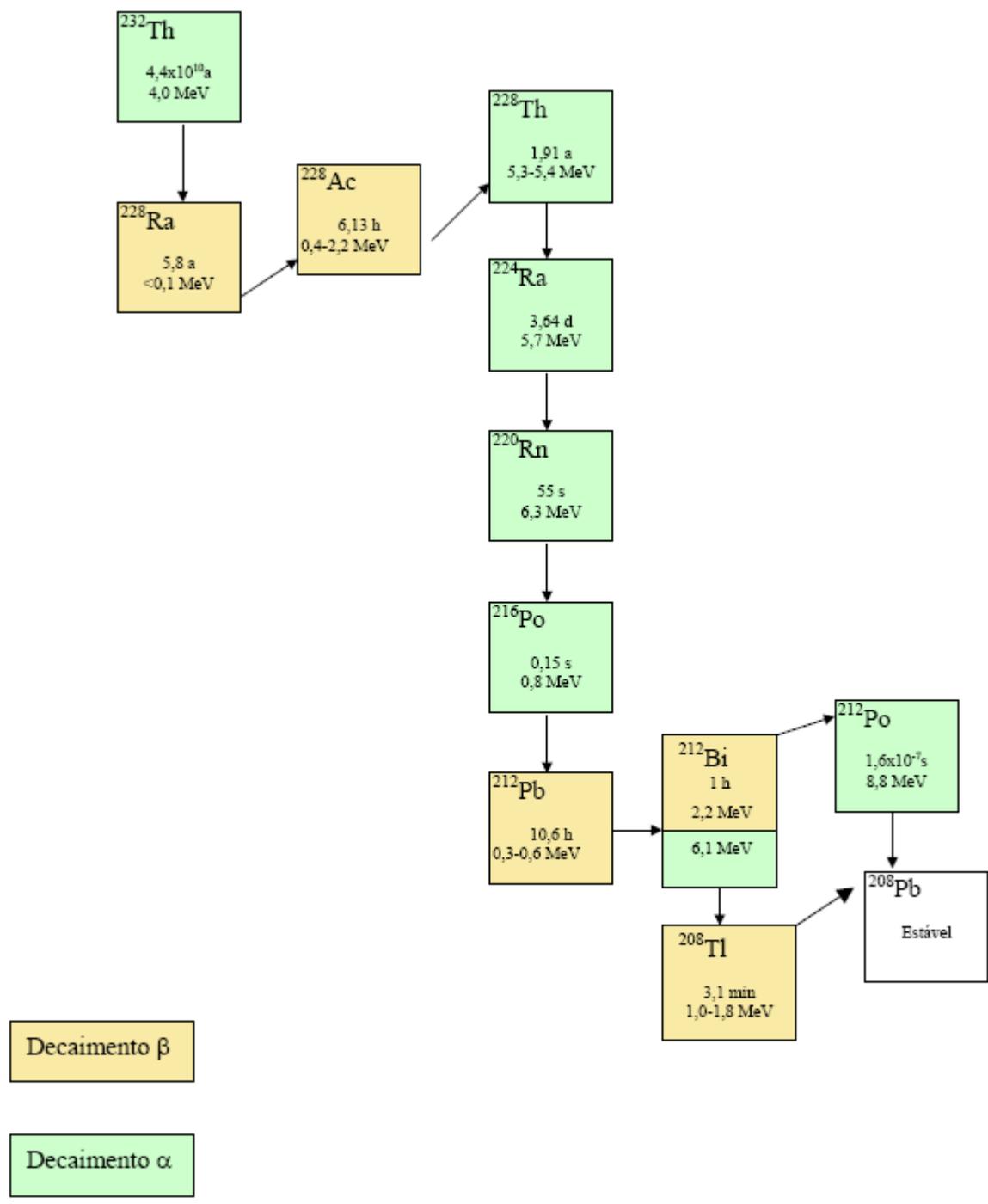


FIGURA 2.4: Esquema de decaimento da série natural do ^{232}Th .

2.5 - O Resíduo Fosfogesso

Na literatura técnica, o fosfogesso é encontrado como subproduto de gesso, gesso químico, resíduo de gesso, gesso agrícola e gesso sintético. Por conter resíduos de fósforo na sua composição (0,7% a 0,9%) este é chamado de fosfogesso (NUERNBERG, 2004). Todos estes termos se referem a um mesmo produto, diferente do gesso no seu estado natural. Como se trata de um material que não possui uma aplicação prática consolidada será referido aqui como resíduo.

Conforme a Norma ABNT NBR 10004 (RESÍDUOS SÓLIDOS – DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO) (ABNT, 2004a), resíduos sólidos são resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, os gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviável em face à melhor tecnologia disponível.

De acordo com sua origem os resíduos sólidos podem ser divididos em: domésticos, resíduos de serviço de saúde, industriais, resíduos de portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários, resíduos agrícolas, entulho de obras e resíduos radioativos. Todos estes segundo Norma ABNT NBR 10004, podem ser classificados como:

Resíduos Classe I (perigosos): devido às suas características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar riscos à saúde pública ou até mesmo efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

Resíduos Classe II A (não perigosos/não inertes): podem ter

propriedades como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água potável.

Resíduos Classe II B (não perigosos/inertes): quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo ABNT NBR 10007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente conforme ABNT NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

É importante ressaltar que a classificação de resíduos não pode ser baseada apenas no critério da disposição final, mas deve também considerar a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

Portanto, para classificação de um resíduo são necessárias as seguintes normas: NBR 10004 (Classificação), NBR 10005 (Lixiviação) (2004b), NBR 10006 (Solubilização) (2004c) e NBR 10007 (Amostragem) (2004d). O ensaio de lixiviação procura reproduzir em laboratório os fenômenos de arraste e diluição que ocorrem pela passagem de água através de um resíduo. Já o ensaio de solubilização de resíduos consiste na identificação dos constituintes solubilizados em concentrações superiores ao padrão da água potável (ROCCA, 1993). Os resultados de ambos devem ser comparados aos limites máximos obtidos nos anexos da NBR 10004/04.

A gestão dos resíduos sólidos, conforme a Resolução do CONAMA nº 307 (CONAMA, 2002), vai além do âmbito público. É necessário que os geradores e transportadores de resíduos tenham suas devidas responsabilidades. Dentre as opções para destinação do entulho, a sua reciclagem, beneficiamento e reutilização são, sem dúvida, as melhores opções, já que esses processos proporcionam uma redução nos custos, melhoria na imagem da empresa e

melhor utilização de espaço físico, por exemplo. A abordagem do reaproveitamento pode ter três enfoques distintos que são:

Reciclagem: o processo de reaproveitamento de um resíduo, após ter sido submetido à transformação;

Beneficiamento: ato de submeter um resíduo a operações e/ou processos que tenham por objetivo dotá-los de condições que permitam que sejam utilizados como matéria-prima ou produto;

Reutilização: processo de reaplicação de um resíduo, sem envolver a transformação do mesmo.

A pesquisa visando o desenvolvimento de possíveis tecnologias e processos que viabilize o uso de um determinado resíduo é importante tal sob o ponto de vista econômico quanto social, na medida em que o resíduo comumente é abundante, de baixo custo de aquisição e por conseqüência induz a um baixo valor agregado; possuidor de propriedades que atestem bom desempenho para uma determinada aplicação e é solução contra a deterioração ambiental gerada pela estocagem realizada em grandes áreas (CANUT, 2006).

Os resíduos sólidos contendo radionuclídeos de ocorrência natural são denominados NORM. Algumas práticas industriais, envolvendo recursos naturais, concentram esses radionuclídeos a um grau que pode gerar riscos ao ser humano e ao ambiente circundante, se não forem controlados. Entre as atividades industriais que geram NORM têm-se: o processamento mineral, a produção de gás/petróleo e a produção de ácido fosfórico, que é a matéria prima para a produção de fertilizantes fosfatados, detergentes, rações animais, aditivos em alimentos, pesticidas e outros produtos químicos (IAEA, 2003).

Contudo, nos últimos anos muitas indústrias têm aumentado a proporção desses materiais NORM em produtos finais, concentrados ou resíduos. Essas atividades humanas incluem operações de mineração e processamento de minérios em geral e areias, manufatura de fertilizantes e seu

uso, queima de combustível fóssil, incrustação e borra da extração de petróleo, refino de metais e fabricação de fertilizantes fosfatados (PONTEDEIRO, 2006).

Embora o fosfogesso seja composto principalmente por sulfato de cálcio dihidratado, ele pode apresentar níveis elevados de impurezas provenientes da rocha fosfática matriz. Essas rochas transferem para o fosfogesso, durante a fabricação do ácido fosfórico, parte das impurezas insolúveis (ou solubilizadas no meio ácido), como os metais pesados (por exemplo, Cd e Zn), metalóides (por exemplo, As e Se), os fluoretos e os radionuclídeos das séries naturais, que podem impactar negativamente o meio ambiente (SANTOS, 2002).

Vários fatores determinam a composição química do fosfogesso: origem da rocha, tipo de processamento químico utilizado, eficiência da planta de produção e idade da pilha (RUTHERFORD *et al.*, 1994). A sua composição média é: umidade livre 15-17%; CaO 26-28%; S 15-16%; P₂O₅ 0,6-0,75%; SiO₂ insolúveis 1,26%; Fluoretos 0,63%; e óxidos de Al e Fe 0,37% (VITTI & MALAVOLTA, 1985).

2.5.1 - Radioatividade associada à Rocha Fosfática e ao Fosfogesso

A preocupação com elementos radioativos em rochas fosfáticas iniciou-se em 1908, quando o físico britânico R. Strutt constatou que os teores de radioatividade em amostras de rochas fosfáticas eram algumas vezes maiores do que a média em outras rochas da crosta terrestre (FUKUMA, 1999). GUIMOND (1978) observou que a mineração, o processamento e o uso maciço de fertilizantes ocasionaram a distribuição no ambiente dos elementos contidos na rocha fosfática em quantidade de traço.

A presença de radionuclídeos na crosta terrestre e na atmosfera conduz a que todas as atividades humanas estejam associadas com exposições à radiação ionizante. Segundo AMARAL (1992), na década de 70, emergiu uma

grande preocupação em relação a isso, tendo o UNSCEAR o objetivo de elaborar relatórios sobre os níveis de exposição do homem às radiações ionizantes. Nas avaliações sobre as fontes naturais foram incluídas as atividades de produção de fertilizantes fosfatados e sua utilização na agricultura.

Nas rochas fosfatadas, os membros das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th encontram-se em equilíbrio radioativo, isto é, a atividade do nuclídeo filho é igual a do seu progenitor. Após a digestão da rocha, o equilíbrio é quebrado, havendo uma distribuição dos radionuclídeos de acordo com sua solubilidade. O teor de radionuclídeos na rocha é bastante variável, dependendo, basicamente, das características geológicas do local de extração (EU, 2001; IAEA, 2005), conforme mostrado na TABELA 2.3.

TABELA 2.3: Radioatividade natural associada a algumas rochas fosfáticas.

Origem da Rocha	Atividade (Bq kg^{-1})		
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th
África do Sul	112	-	340
Brasil	148 - 1480	93 - 1445	129 - 349
Brasil - Itataia	18600 ± 300	17000 ± 500	490 ± 20
China	152 ± 5	124 ± 1	-
Flórida Central	848 - 1980	882 - 1980	-
Flórida Setentrional	242 - 982	230 - 883	-
Marrocos	1005 ± 72	1310 ± 68	-
Rússia	40	30	80
Senegal	705 ± 50	1025 ± 53	-
Togo	1040 ± 77	1207 ± 62	-

Fonte: SILVA, 2001.

Segundo a IAEA (1993), o urânio, tório e seus produtos de decaimento contidos na rocha fosfática podem ser solubilizados durante a fabricação do ácido fosfórico. No processo, existe uma distribuição dos radionuclídeos entre o ácido fosfórico e o fosfogesso e o ^{226}Ra é encaminhado

para o fosfogesso, sendo coprecipitado junto com o cálcio na forma de RaCaSO_4 (SANTOS *et al.*, 2006).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1975), designada para determinar doses coletivas da população devido a exposições à radiação ionizante, realizou pesquisas para avaliar a distribuição dos radionuclídeos naturais contidos na rocha fosfática para produtos, subprodutos, efluentes e resíduos gerados na mineração e processamento. Os resultados mostraram que o processamento da rocha fosfática, pela rota via úmida para produção de ácido fosfórico, altera significativamente a atividade de ^{226}Ra , ^{238}U e ^{230}Th nos fluxos do processo. A maior parte do ^{226}Ra não é dissolvida pela acidulação com ácido sulfúrico, quase a totalidade do ^{226}Ra fica contido no fosfogesso, ao passo que o ácido fosfórico contém 60-80% do ^{230}Th e 80% do ^{238}U inicialmente contidos na rocha fosfática.

Tal constatação foi feita por BOLÍVAR *et al.* (1995), que avaliaram os fluxos e a distribuição de radionuclídeos naturais na produção de ácido fosfórico do complexo de Huelva, na região Sudeste da Espanha, e confirmaram que no processamento da rocha fosfática, 80% dos isótopos de urânio contidos no minério associaram-se com o ácido fosfórico, enquanto 80% do ^{226}Ra e ^{210}Po associaram-se ao fosfogesso. Do ponto de vista de impacto radiológico ambiental, os radionuclídeos mais importantes são ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po .

Urânio

O urânio encontrado na natureza, denominado urânio natural, é composto pelos isótopos ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U , na proporção de 99,28%, 0,71% e 0,0054% em massa, respectivamente. Os isótopos do urânio natural decaem pela emissão de partículas alfa. O ^{238}U apresenta uma meia-vida de $4,51\text{E}+09$ anos. A IAEA (2004) define o urânio como um material de baixa atividade específica,

apresentando o ^{238}U e ^{235}U valores da mesma ordem de grandeza ($1,24\text{E}+04 \text{ Bq g}^{-1}$ e $8,00\text{E}+04 \text{ Bq g}^{-1}$, respectivamente), enquanto a do ^{234}U é $2,30\text{E}+08 \text{ Bq g}^{-1}$, fazendo com que sua atividade específica na natureza seja da mesma ordem que o ^{238}U , enquanto a do ^{235}U é 140 vezes menor.

O urânio é o elemento natural mais pesado que existe, sendo nocivo à saúde humana e animal, não só pela sua radioatividade, mas também pela sua toxicidade como metal pesado, oferecendo risco radiológico (emissor de radiação ionizante) e químico, não estando na forma livre no ambiente. Urânio, no estado natural, geralmente é encontrado na forma de óxido, como o UO_2 , no estado de oxidação 4+. Em ambiente oxidante o urânio existente nas rochas passa da valência 4+ para a valência 6+ e torna-se muito solúvel em água e facilmente lixiviável, formando compostos estáveis com fosfatos, enquanto em um ambiente redutor o urânio retorna à valência 4+ e é precipitado (PONTEDEIRO, 2006).

O urânio não é um elemento raro no planeta, sendo mais abundante que a prata. Está presente nos solos, nas águas, em vegetais, em animais e nas rochas, sendo que a atividade nestas pode chegar a 120 ppm. Nos solos, a atividade média deste elemento é de 2 ppm. Praticamente todos os organismos vivos possuem urânio em sua constituição, mesmo que em suas diminutas quantidades, geralmente apresentadas em ppm (partes por milhão) ou ppb (partes por bilhão) (ATSDR, 1999; MAGDO *et al.*, 2007). A quantidade de urânio na água potável varia de 0,4 a $3,0 \mu\text{g L}^{-1}$. O conteúdo desse elemento nos alimentos tem sido estudado, onde o consumo varia de 0,6 a $1,0 \mu\text{g dia}^{-1}$, enquanto que para consumo de água e inalação pode estar na faixa de 0,9 a $1,5 \mu\text{g dia}^{-1}$ e $0,0010 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (PONTEDEIRO, 2006).

A principal via pela qual os radionuclídeos podem atingir o ser humano é a ingestão, tendo a inalação e exposição externa uma contribuição menor. A água é o meio de transporte dominante. A USEPA estabeleceu um nível de contaminação máximo de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ para U na água potável, e $1,1 \mu\text{g L}^{-1}$

para ^{238}U e ^{234}U como padrão para proteção de águas subterrâneas (USEPA, 2009a).

Cerca de 98% do urânio ingerido são excretados em poucos dias e não alcança a corrente sanguínea. Os 2% restantes são absorvidos e chegam ao sangue. A maior parte desta fração passará pelos rins e será excretada pela urina em poucos dias, sendo que o remanescente será depositado nos ossos, podendo também aparecer nos pulmões, permanecendo por vários anos, aumentando o risco de câncer. O maior risco devido à ingestão de U é o dano tóxico aos rins, já que além de ser radioativo, é também um metal tóxico (USEPA, 2009a).

A USEPA classifica todos os radionuclídeos como cancerígenos, com base nas propriedades de emissão de radiação ionizante e nas evidências dadas pelos estudos epidemiológicos de câncer radiogênico em seres humanos. Os riscos potenciais ao homem são fundamentados na radiotoxicidade, isto é, nos efeitos adversos causados pela radiação ionizante para cada radionuclídeo (uma exceção é o urânio, onde ambas radiotoxicidade e toxicidade química são levadas em consideração). Na maior parte dos casos, o risco de câncer é mais importante do que os riscos mutagênicos e teratogênicos.

Tório

Existem seis isótopos naturais de tório: ^{227}Th , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{231}Th , ^{232}Th e ^{234}Th , sendo que o ^{232}Th é o isótopo com praticamente 100% de abundância e apresenta uma meia-vida de $1,4\text{E}+10$ anos, sendo um emissor alfa. Está presente em quantidades muito pequenas na água, nas rochas e no solo. Está associado, principalmente, às rochas de origem ígnea. São poucos os solos no mundo que apresentam teores de tório superiores aos de urânio, entre eles podem ser citados os do Brasil, África do Sul e Índia (RIBEIRO, 2004). A atividade nos solos podem chegar a 6 ppm, sendo que o conteúdo pode variar de acordo com o teor de argila (HARMSSEN & De HAAN, 1980).

O único estado de oxidação conhecido para o tório em solução é 4+, sendo pouco solúvel em água, apresentando baixa mobilidade. Forma complexos com um certo número de ânions em solução aquosa. Também forma sais insolúveis com muitos ânions, incluindo hidróxido, fosfato, fluoreto, dicromato e oxalato (USEPA, 2009b).

Se ingerido, o tório geralmente é excretado em poucos dias. A pequena quantidade de tório remanescente no corpo entrará na corrente sanguínea e se depositará nos ossos, onde poderá permanecer por vários anos. Há evidências que o corpo pode absorver tório através da pele, mas provavelmente não é o meio de entrada principal. Se inalado como poeira, uma quantidade de tório pode permanecer nos pulmões por longos períodos de tempo, dependendo da forma química. A principal preocupação em relação ao tório é o fato de ele ser radioativo, aumentando o risco de desenvolvimento de câncer, principalmente nos pulmões e no pâncreas se inalado, além do risco de câncer nos ossos (USEPA, 2009b).

São poucas informações disponíveis na literatura sobre os níveis de tório em águas naturais. As concentrações de ^{232}Th encontradas raramente excederam a $0,0037 \text{ Bq L}^{-1}$ em águas naturais. Em águas de superfície, na Áustria, a atividade encontrada de tório (isótopo indefinido) variou de 1,24 a $2,9 \mu\text{g L}^{-1}$, enquanto os valores encontrados para águas subterrâneas foram de $0,5 - 2,9 \mu\text{g L}^{-1}$ (ATSDR, 1990).

Rádio

O rádio possui quatro isótopos de ocorrência natural: ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra e ^{228}Ra , sendo todos radioativos. Dentre eles, o ^{226}Ra , da série do ^{238}U , é o de maior importância do ponto de vista radiológico, devido à sua meia-vida longa (1.622 anos), à abundância natural do ^{238}U e à sua contribuição na dose equivalente efetiva recebida pelo homem, sendo o mais radiotóxico entre estes

isótopos. Por decaimento alfa, o ^{226}Ra decai para radônio, ^{222}Rn , um gás nobre de meia-vida curta ($t_{1/2} = 3,82$ dias). O ^{228}Ra , segundo membro da série de decaimento do ^{232}Th , é outro radioisótopo de interesse ambiental, especialmente devido a sua presença em areias monazíticas de grande ocorrência em solos brasileiros. Sua meia-vida é de 5,75 anos e decai por emissão de partículas beta (USEPA, 2009c).

O rádio está presente em níveis muito baixos nas rochas, solos, água, plantas e animais. Os solos brasileiros em geral apresentam teores de tório superiores aos de urânio. Portanto, há uma tendência deles apresentarem teores de ^{228}Ra superiores aos de ^{226}Ra (LAURIA *et al.*, 1997; LINSALATA *et al.*, 1989). ^{226}Ra e ^{228}Ra são, provavelmente, os isótopos mais encontrados em água potável (MEDLEY *et al.*, 2005).

É o elemento mais pesado do grupo dos metais alcalino-terrosos e suas propriedades são muito semelhantes a destes outros elementos, principalmente o bário e o cálcio. Em solução, apresenta somente o estado de oxidação 2+, sendo solúvel em água. A coprecipitação com sais de bário é comum. Este comportamento químico similar é a base para a separação química do rádio em muitas técnicas analíticas, embora muitos métodos anteriormente utilizados para determinação de rádio eram inibidos pela similaridade química e exigidas longas separações químicas para remover outros elementos do grupo II, especialmente o bário. O rádio é mais encontrado, geralmente, em abastecimento de água potável proveniente de águas subterrâneas onde os ânions cloreto, carbonato e sulfato, entre outros, tendem a aumentar a mobilidade do rádio (MEDLEY *et al.*, 2005).

Quando ingerido, 80% do rádio são excretados e os 20% restantes entram na corrente sanguínea e se acumulam preferencialmente nos ossos (similaridade com o cálcio), sendo que uma parcela destes 20% permanecerá nos ossos durante toda a vida. Ingerido ou inalado, o rádio aumenta o risco de desenvolvimento de doenças como linfoma, câncer ósseo e doenças que afetam

a formação do sangue, como a leucemia e anemia aplástica. Estes efeitos geralmente levam anos para se desenvolver (USEPA, 2009c). Na série de decaimento do rádio existe o gás ^{222}Rn , emissor alfa, que pode ser retido nos pulmões na forma de chumbo (^{210}Pb) e polônio (^{210}Po) se inalado. (MINGOTE, 2006).

A USEPA estabeleceu um limite de atividade de rádio (^{226}Ra e ^{228}Ra) de $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$ em água potável, sendo considerada imprópria para consumo se apresentar valores acima deste (USEPA, 2009c).

Chumbo

O ^{210}Pb possui uma meia-vida de 22,3 anos e faz parte da série de decaimento do ^{226}Ra . A maioria dos sais de chumbo é moderadamente solúvel ou insolúvel em água. Possui baixa mobilidade no solo, a não ser quando em contato com águas ácidas. O estado de oxidação dominante do chumbo em solução é $2+$ (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001), formando complexos estáveis com ligantes orgânicos (ácidos húmicos) e inorgânicos (cloreto e carbonato) presentes nos solos (SMITH *et al.*, 1995).

Muitos efeitos adversos à saúde estão atribuídos às altas concentrações de chumbo no corpo, incluindo danos ao cérebro e ao fígado, e problemas gastrintestinais no caso de exposições agudas. No caso de exposições crônicas, pode causar problemas no sistema nervoso central, no sangue, aumento de pressão arterial, problema nos rins e no metabolismo da vitamina D. As crianças são particularmente sensíveis aos efeitos crônicos desse elemento, apresentando problemas cognitivos, crescimento reduzido e outros efeitos adversos. A exposição por chumbo se dá, principalmente, pela inalação de particulado existente no ar, incluindo fumaça de cigarro, e pela ingestão de alimentos contaminados (PONTEDEIRO, 2006).

O chumbo e o polônio presentes nas folhas de tabaco passam para a fumaça no processo de queima e são inalados tanto pelos usuários como pelos fumantes passivos. Essa planta é a que mais concentra chumbo e polônio radioativos. O chumbo e o polônio emitem radiação alfa, que provoca a destruição do tecido ao redor da irradiação. O fumante primário tem um agravante maior, pois o reabastecimento dos elementos radioativos no pulmão forma uma espécie de estoque destes produtos. No Brasil, cerca de 80 mil pessoas morrem anualmente por causa do cigarro e 90% dos casos de câncer de pulmão estão associados ao tabagismo.

A USEPA estabeleceu limites para a atividade de chumbo no ar (média em três meses) de no máximo $1500 \mu\text{g L}^{-1}$ e para água potável de $15 \mu\text{g L}^{-1}$. Já o CONAMA (1986) estabelece um valor máximo na água de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ para o Brasil.

Polônio

O ^{210}Po é um elemento químico de ocorrência natural e apresenta uma meia-vida relativamente curta (138 dias). Emite partículas alfa dando origem ao ^{206}Pb , último elemento da série de decaimento do ^{238}U . Entre os elementos radioativos emissores de partículas alfa presentes no meio ambiente, o ^{210}Po desempenha um papel importante devido a sua alta radiotoxicidade.

^{210}Po existe na natureza como resultado do decaimento da série do ^{238}U . Portanto, este elemento é distribuído nas rochas e solos que compõem a crosta terrestre, e na atmosfera e águas naturais como resultado do decaimento do ^{222}Rn e subsequente deposição (MATTHEWS *et al.*, 2007). A principal forma da entrada do ^{210}Po no corpo é através da ingestão de alimentos. Uma outra forma é a ingestão com água potável contaminada. A inalação da fumaça de cigarros também é uma rota (MELI *et al.*, 2009).

Recentemente tem sido dada uma atenção especial à entrada de ^{210}Po através do sistema respiratório pelo hábito de fumar. O conteúdo de ^{210}Po do fumo tem sido mensurado por vários pesquisadores. Além do dano ao tecido epitelial dos bronquíolos, o fígado e o sangue dos fumantes contêm uma atividade relativamente maior de ^{210}Po que os dos indivíduos não fumantes. O ^{210}Po também chega à medula óssea e, através da radiação ionizante, mesmo em doses relativamente baixas, tem sido reportado como indutor de leucemia (KILTHAU, 1996).

O ^{210}Po é excretado do corpo humano fundamentalmente através das fezes e, de 10 a 20 vezes menor, através da urina (SANTOS *et al.*, 1995).

2.5.2 – Disposição do Fosfogesso

O descarte final do fosfogesso pode ser feito de duas maneiras: disposição em pilhas em áreas próximas às fábricas ou lançamento em rios, lagos e oceanos. A maneira de descarte mais adequada depende da disponibilidade e do custo de áreas apropriadas, bem como da localização das fábricas de ácido fosfórico e, finalmente, da legislação ambiental vigente. A disposição em áreas próximas às fábricas é a forma mais comum de descarte do fosfogesso, e é freqüentemente adotado em quase todo o mundo (FREITAS, 1992). Sua disposição é feita, na maior parte dos casos, ‘à úmido’, onde o fosfogesso é descartado juntamente com a água residual da unidade industrial, na forma de polpa, seguindo-se a decantação em lagoas de sedimentação e posterior empilhamento após secagem, como mostrado na FIGURA 2.5.



FIGURA 2.5: Vista geral das pilhas de estocagem de fosfogesso.
Fonte: CANUT, 2006.

A estocagem final do resíduo fosfogesso é sempre acompanhada de elevados gastos às empresas. É necessário dispor de grandes áreas para descartar esse material. Esse descarte somente ocorre após o preparo do terreno de acordo com as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente que inclui projeto de impermeabilização e projeto estrutural das montanhas, como forma de evitar possíveis infiltrações e conseqüente contaminação do lençol freático local (FREITAS, 1992).

2.5.3 – Utilização do Fosfogesso na Agricultura

A agricultura não é uma atividade recente do homem, pelo contrário, é quase tão antiga quanto a própria humanidade. Em eras remotas, o homem vivia apenas da atuação extrativista dos recursos naturais, porém à medida que os alimentos tornavam-se escassos nas proximidades dos locais onde moravam, eram necessárias grandes buscas para restabelecer os

suprimentos necessários à alimentação da comunidade. Atualmente o excessivo crescimento demográfico tem obrigado o homem a desbravar novas fronteiras agrícolas, forçando-o a tratar melhor o solo, para assim aumentar sua produtividade. É necessária a consciência do conceito de sustentabilidade, ou seja, o desenvolvimento que atenda as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de satisfazer as necessidades de gerações futuras. Portanto, não importa apenas uma produção maior, mas sim alcançar o equilíbrio entre esta e a menor degradação dos sistemas agriculturáveis.

O solo é o substrato para a vida dos ecossistemas e o mais valioso recurso natural para a agricultura, constituindo um sistema vivo e dinâmico que intervém como regulador dos ciclos biogeoquímicos e hidrológico, funcionando como filtro depurador e reservatório de armazenamento de água, desempenhando ainda funções de suporte físico e químico para a vida, bem como um importante papel de tampão, face a diversas formas de contaminação ambiental. Assim, deve ser encarado como um recurso natural vital, embora seja escasso e perecível (MATEUS, 2008).

É um meio bastante vulnerável aos processos de degradação, que podem ser naturais, como a erosão, ou podem ocorrer por ações antrópicas diretamente sobre o terreno ou indiretamente em razão das mudanças climáticas adversas induzidas também pelo homem (ARAÚJO *et al.*, 2005). Um estudo da GLASOD (1991), conduzido pelo ISRIC e pelo UNEP estima que das terras agrícolas são perdidos de 6 a 7 milhões de hectares por ano, devido à erosão. São taxas potencialmente rápidas frente às suas taxas de formação e regeneração, sendo frequentemente referidos valores médios de 0.1 a 1.0 mm de espessura por ano (ARAÚJO *et al.*, 2005).

A alteração química das rochas, a desagregação dos seus materiais constituintes, a transformação dos seus minerais e a liberação dos respectivos componentes químicos permitem a formação de um solo. Para que isso aconteça é, porém, necessária a presença de água no estado líquido, a fim de se verificar

reações de decomposição e que a massa de rocha alterada e transformada seja ocupada por seres vivos, ainda que microscópicos, e arejada pela atmosfera. Assim, a presença de organismos produz e degrada matéria orgânica, promovendo sua transformação. Microrganismos provocam a mineralização da matéria orgânica decorrente de restos vegetais e de outros organismos. Nesse processo, nem toda a matéria orgânica é mineralizada. Uma parte mais resistente permanece como húmus ou matéria orgânica dos solos, conferindo ao solo propriedades notáveis de agregação, porosidade, retenção de água e aumento da capacidade de troca catiônica. Isso permite que as plantas retirem do solo, através das raízes, a água e os nutrientes minerais essenciais para seu desenvolvimento. Em ecossistemas terrestres, a matéria orgânica do solo é utilizada como indicador de sustentabilidade, principalmente nas regiões tropicais (MARTIUS *et al.*, 2001; NEUFELDT *et al.*, 1999).

Processos de degradação, naturais ou não, levam a uma perda dos solos. Com a perda da cobertura vegetal, segue-se uma aceleração da oxidação da matéria orgânica e diminuição rápida nos teores da mesma. Sem a proteção da cobertura vegetal e da matéria orgânica morta, o solo torna-se vulnerável aos agentes da erosão, principalmente água e vento. De maneira geral, os solos argilosos, por serem pouco permeáveis, possuem maior quantidade de matéria orgânica frente aos solos arenosos (RAIJ, 1991).

Diante disso, pode-se dizer que qualquer solo é resultante da ação combinada de cinco principais fatores, que controlam a existência dos diferentes tipos de solos no mundo: (a) clima; (b) organismos; (c) rocha mãe; (d) relevo; (e) tempo de formação (HILLEL, 2004).

Os solos sob vegetação de cerrado do Brasil, sendo os latossolos a principal unidade, apresentam, em geral, condições climáticas, topográficas e físicas favoráveis a um nível de manejo mais tecnificado. São estes solos, de modo geral, bastante intemperizados, com argila de baixa atividade, pobres em

nutrientes, ácidos (pH entre 4.3 e 6.2) e com teores elevados de alumínio trocável (LOPES, 1984).

Nos solos do cerrado a deficiência de cálcio, associada ou não à toxidez do alumínio, não ocorre apenas na camada superficial (camada arável), mas também na subsuperfície (camada abaixo de 20 cm), impedindo a penetração das raízes no subsolo, prejudicando a absorção de água e nutrientes, com reflexo na produtividade (PAVAN *et al.*, (1984); MARSCHNER, 1986).

Sendo a acidez do solo um dos principais fatores para sua fertilidade (FRANCHINI *et al.*, 2001), são necessários o processo de aproveitamento de solos de fertilidade marginal e o desenvolvimento de técnicas de manejo de solo mais eficazes, podendo produzir uma melhora significativa nos fatores limitantes de seu uso para fins agrícolas. SOPRANO (1986) e CAIRES *et al.* (2000 e 2004) afirmam que quando calcário é aplicado na superfície em plantio direto, tanto a correção de acidez como a adição de cálcio em profundidade são muito pequenas, além de um tempo necessário de resposta de 4 a 8 anos, sendo o efeito da calagem restrito ao local de aplicação. Os valores de pH quase não se alteram em profundidade, devido à baixa solubilidade dos corretivos agrícolas e à alta reatividade de seus ânions com os ácidos presentes na camada de solo onde o calcário é aplicado (ERNANI *et al.*, 2001).

Conforme LOPES (1984) e MALAVOLTA *et al.* (1997), a aplicação de calcário na camada arável em dose maior do que a recomendada pode ocasionar uma basificação do meio, com conseqüente diminuição na absorção de nutrientes, ocasionando uma deficiência de macro e micronutrientes. Além disso, a calagem em excesso superficial resseca o solo, tornando as plantas mais vulneráveis ao veranico, limitando o desenvolvimento de raízes, com reflexos na produção.

Desse modo, segundo FUCHS *et al.* (1994) e RHEINEIMER *et al.* (2000), no sistema de manejo convencional com incorporação do corretivo, a

utilização intensiva de máquinas agrícolas ainda é recomendada para facilitar a correção das condições químicas do solo em profundidade. Contudo, a movimentação de máquinas e implementos provoca diversas alterações físicas, como a diminuição da porosidade, do tamanho e estabilidade dos agregados, além de destruir canalículos provocados pelo sistema radicular e da atividade biológica. Essas alterações certamente dificultarão a entrada de água no solo, propiciando o escoamento superficial e facilitando a erosão.

Dentro desse contexto, têm sido desenvolvidos vários estudos sobre a utilização do fosfogesso na agricultura pela aplicação superficial, verificando-se que uma grande variedade de produtos, cultivados em solos tratados com esse material, tem apresentado um aumento na qualidade e na quantidade do produto colhido (SILVA, 1997).

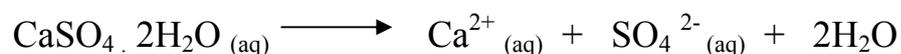
Segundo ERNANI *et al.* (1992), a eficácia do fosfogesso tem sido atribuída à sua alta solubilidade, se comparada à do calcário (2 g L^{-1} e 0.014 g L^{-1} de água, respectivamente), à mobilidade de seus componentes químicos no perfil do solo, bem como à sua capacidade de fornecer quantidades relativamente grandes de nutrientes solúveis durante as fases críticas do desenvolvimento vegetal.

Em vários países (UNSCEAR, 1988; FIPR, 1989; USEPA, 1992; RUTHERFORD *et al.*, 1994; FIPR, 2001; TENÓRIO, 2006; PAPASTEFANOU *et al.*, 2006) e no Brasil (DIAS *et al.*, 1994; EMBRAPA, 2005b; GALON *et al.*, 1996; SILVA, 1997; EMBRAPA, 2005b) pesquisas demonstraram as vantagens do fosfogesso como insumo agrícola, atuando como fonte de cálcio e enxofre e na diminuição de concentrações tóxicas de alumínio trocável nas camadas subsuperficiais do solo contendo alto teor de alumínio, como por exemplo, os solos da região do cerrado, melhorando assim o ambiente radicular de plantas. O aprofundamento radicular promovido pelo gesso agrícola favorece a absorção de água de camadas mais profundas do solo, conferindo às culturas maior produtividade e resistência à seca em veranicos.

Na subsuperfície do solo, 70% da área agriculturável do cerrado apresentam um valor de saturação de alumínio acima de 10% e 86% da área apresentam um teor de cálcio inferior a 0.4 cmol dm^{-3} , sendo prejudicial ao crescimento radicular, constituindo, portanto, um problema potencial para a agricultura na região (EMBRAPA, 2005b). O critério de decisão sobre o uso do fosfogesso deve ser feito com base no conhecimento da textura e de algumas características químicas do subsolo. De acordo com a EMBRAPA (2000), haverá a maior probabilidade de resposta ao fosfogesso quando a saturação por alumínio for superior a 30% e o teor de cálcio inferior a 0.4 cmol dm^{-3} , tendo assim o fosfogesso seu uso justificado sob a ótica agrônômica.

A quantidade a ser aplicada baseia-se no teor de argila do solo, ou seja, para teores de argila < 15%, de 15 a 35%, de 36 a 60% e > 61%, as quantidades aplicadas são de 0.5, 1.0, 1.5 e 2.0 t ha^{-1} , respectivamente. Para culturas anuais, a dose de gesso agrícola com 15% de enxofre deve ser 50 vezes o valor do teor de argila, enquanto para culturas perenes deverá ser 75 vezes este teor. Como as quantidades são altas, para que ocorra uma completa correção da camada, possivelmente deve ser levado em consideração um programa de correção com aplicações anuais (CFSEMG, 1989).

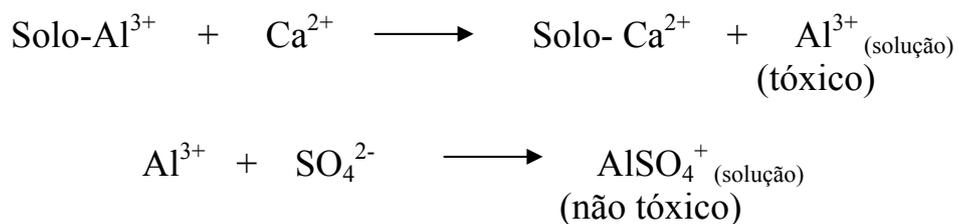
O gesso em contato com o solo e com umidade suficiente sofre inicialmente uma dissolução, na superfície, conforme a equação abaixo:



Ao se dissociarem, o cálcio é carregado juntamente com o sulfato até as camadas inferiores. Isso não ocorre de maneira sensível com o uso do calcário, pela falta de um ânion acompanhante estável para o íon cálcio, já que o ânion carbonato decompõe-se em condições de acidez.

A matéria orgânica é um fator importante para o comportamento do gesso agrícola em solos. Como ela tem elevada capacidade de troca de cátions e

é fortemente eletronegativa, algo que ocorre principalmente em solos ácidos, cria um ambiente de repulsão do ânion sulfato, que é assim menos retido no horizonte superficial, mais rico em matéria orgânica (RAIJ, 2007). Na subsuperfície, os íons cálcio podem reagir no complexo de troca do solo, deslocando outros cátions como Al^{3+} , K^+ e Mg^{2+} para a solução do solo, formando complexos químicos como o AlSO_4^+ conforme as equações abaixo. Assim, há um aumento nos teores de cálcio trocável, promovendo a redução na saturação por Al^{3+} em profundidade, ou seja, a concentração de Al^{3+} em relação aos demais cátions na Capacidade de Troca Catiônica efetiva do solo, melhorando o ambiente para o desenvolvimento das raízes e conseqüentemente, a fertilidade. Esses efeitos já são observados no ano agrícola da aplicação do gesso (EMBRAPA, 2005b).



Trabalhos em colunas de solo (DIAS, 1991) têm demonstrado que a aplicação de gesso agrícola não provoca alterações significativas no pH do solo pois, na faixa de pH dos solos agrícolas o íon sulfato não é um forte receptor de prótons.

A resposta ao gesso agrícola pelas plantas tem sido observada para a maioria das culturas anuais. Destacam-se as respostas das culturas de milho, trigo e soja (TABELA 2.4). Essas respostas são atribuídas à distribuição das raízes em profundidade no solo, propiciando às plantas o aproveitamento de maior volume de água quando ocorre veranico, como observado na cultura do milho (FIGURAS 2.6 e 2.7).

TABELA 2.4: Efeito do gesso agrícola na produtividade de culturas anuais, submetidas a veranicos.

Gesso	Milho	Trigo	Soja
	t ha ⁻¹		
Sem	3.2	2.2	2.1
Com	5.5	3.5	2.4

Fonte: EMBRAPA, 2005b.

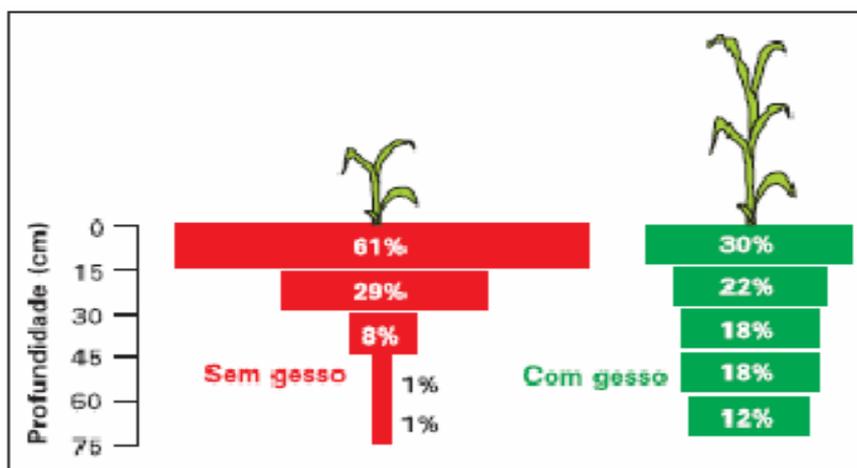


FIGURA 2.6: Distribuição relativa das raízes de milho no perfil de um latossolo argiloso, sem aplicação e com a aplicação de gesso.

Fonte: EMBRAPA, 2005b.

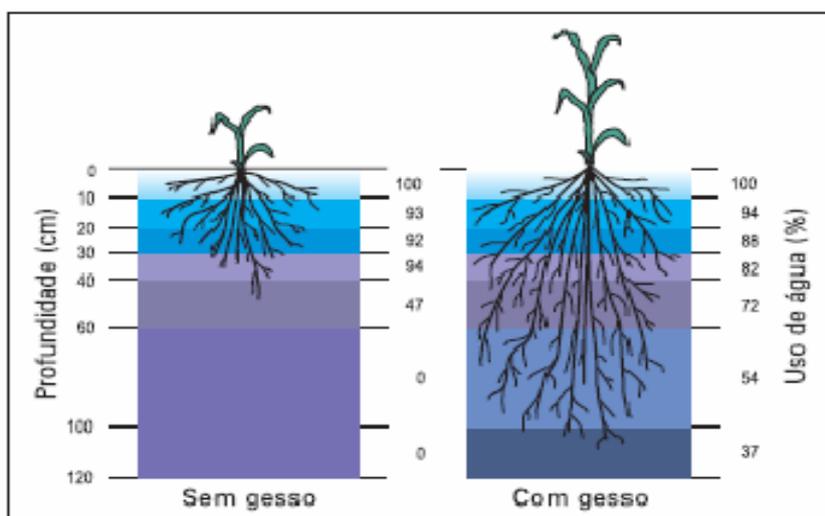


FIGURA 2.7: Utilização relativa da lâmina de água disponível no perfil de um latossolo argiloso pela cultura do milho, após veranico de 25 dias.

Fonte: EMBRAPA, 2005b.

Além da água, os nutrientes também são absorvidos com maior eficiência, ou seja, com um aumento de 50% em média, devido à aplicação do fosfogesso. SOUZA *et al.* (1992) ressaltaram os aumentos de produtividade obtidos em ensaios de campo conduzidos em cerrado como resultado do melhoramento do ambiente radicular. Nos experimentos realizados no cultivo de milho, soja, arroz e trigo, os incrementos foram de 17-150%, 16-30%, 26-69% e 57-87%, respectivamente.

2.5.4 – Transferência dos Radionuclídeos no Solo e Planta

A utilização do gesso agrícola sob o ponto de vista agrônômico pode deixar a desejar do ponto de vista ambiental, já que esse material contém radionuclídeos naturais e metais pesados. Dessa forma, sua utilização requer a realização de estudos que permitam avaliar a mobilidade de material radioativo e metais pesados no solo, contaminação das águas de drenagem e sua absorção pelas plantas. Os radionuclídeos presentes no fosfogesso lançado no solo são

gradualmente removidos e redistribuídos entre outros compartimentos ambientais.

Um dos mecanismos que contribuem para essa redistribuição é o da ressuspensão, que transfere parte dos radionuclídeos do solo para o ar. Outros processos como infiltração, lixiviação e transporte mobilizam os radionuclídeos para as diferentes zonas do solo e subsolo. Essa mobilidade pode ser entendida como sendo a distribuição dos elementos químicos no solo e sua capacidade para se deslocar neste ambiente, estando a mobilidade e a biodisponibilidade relacionadas com a forma geoquímica e a solubilidade dos elementos (SILVEIRA *et al.*, 2003) e aos fatores que interferem na distribuição dos elementos químicos entre as fases sólida e líquida do solo (McBRIDE *et al.*, 1997).

Os elementos contidos no fosfogesso são incorporados à camada do solo à profundidade das raízes, podendo ser absorvidos através do sistema radicular dos vegetais, sendo este sistema responsável por praticamente toda a água, nutrientes e radionuclídeos que entram na planta. Os vegetais cultivados nesse solo podem ser contaminados externa e internamente. A contaminação externa é resultante dos mecanismos de deposição seca, como consequência do material ressuspensão no ar, que volta a se depositar e de deposição úmida. Na contaminação interna, distinguem-se três processos desde a entrada do radionuclídeo no citoplasma depois a sua caminhada para outras células, chegando ao xilema e indo para a parte aérea dos vegetais, até ser novamente redistribuído para outras partes da plantas (por exemplo, ramos novos), contaminando-as. São processos distintos, denominados de absorção, transporte ou translocação e redistribuição, que podem ocorrer simultaneamente nos vegetais (MARSCHNER, 1986).

As raízes se especializaram em fixação e absorção de nutrientes, as folhas em fotossíntese e respiração e o caule em transporte de solutos, ligando as raízes e as folhas. Entretanto, a parte aérea não perdeu a capacidade de absorver

nutriente. É a chamada absorção foliar que se refere à absorção do material depositado em suas partes expostas (MARSCHNER, 1986).

A absorção dos íons da solução do solo se dá em duas fases distintas: fase passiva e fase ativa. A fase passiva corresponde à entrada dos íons na parede celular e nos espaços intercelulares através das raízes. O íon caminha a favor de um gradiente de concentração, ou seja, de uma região de maior concentração para uma de menor concentração. Neste caso, a concentração do íon fora da raiz é maior do que a concentração do mesmo nos espaços intercelulares, na parede celular. Não há necessidade de gasto de energia. Ocorre fluxo de massa e difusão. A fase ativa corresponde à entrada do íon no citoplasma ou no interior do vacúolo, com conseqüente gasto de energia. A passagem de ânions e cátions pelas membranas pode ser mediada por carreadores específicos (KRAMER & BOYER, 1995 e EPSTEIN & BLOOM, 2005). Portanto, a abundância de nutrientes na solução do solo, pode afetar a absorção radicular de radionuclídeos que sejam análogos químicos de nutrientes devido à competição por carreadores.

Assim, se a concentração de nutrientes essenciais para as plantas como o Ca^{2+} trocável é alta nos solos, pode ocorrer redução na transferência do Ra do solo para as plantas, uma vez que o cálcio é análogo químico do rádio e provavelmente competem pelo mesmo carreador no processo de absorção vegetal (WASSERMAN *et al.*, 2002; PORTILHO, 2005).

A absorção de um radionuclídeo pelas plantas depende da disponibilidade deste na solução do solo e da capacidade de absorção pela planta. A disponibilidade é definida como a fração do íon que está acessível ao vegetal e depende de inúmeros fatores (temperatura, pH da solução do solo, aeração, umidade, teor de matéria orgânica) (WASSERMAN *et al.*, 2002).

WASSERMAN *et al.* (2001) demonstraram que as características dos Latossolos tais como acidez, baixo conteúdo em matéria orgânica, baixa disponibilidade de nutrientes como o cálcio e o potássio e a presença de

minerais como a caulinita e a gibsitita, influenciam os processos de transferência de radionuclídeos no sistema solo – planta.

Dessa forma, o estudo do processo de transferência de material radioativo do solo para as plantas é o passo inicial para propor e avaliar medidas de proteção radiológica ambiental (ANGUISSOLA & SILVA, 1992).

A absorção de radionuclídeos pelos vegetais é descrita através do Fator de Transferência (FT), que é a razão entre a concentração do radionuclídeo na planta e a concentração no solo, expressas em Bq kg^{-1} , dos respectivos pesos secos (UNSCEAR, 2000). O número de dados disponível referente ao cultivo em regiões tropicais é ainda muito pequeno e, portanto, a obtenção de uma base de dados consistente de parâmetros de transferência determinados em regiões tropicais é de extrema relevância. Segundo a própria UNSCEAR (2000), os valores dos fatores de transferência variam muito. Essa variabilidade é dependente das condições do ambiente, dos tipos de planta e solo, das partes da planta e também do manejo do solo relacionado à irrigação, neutralização e fertilização.

Um estudo realizado por PORTILHO (2005) sobre o papel dos compostos orgânicos sobre a mobilidade e transferência de radionuclídeos do solo para as plantas, constatou que a adição de matéria orgânica ajuda a diminuir o fator de transferência solo-planta. Este mesmo autor encontrou, para solos tropicais, valores de FT mais elevados do que aqueles obtidos em solos de clima temperado para a mesma cultura, de acordo com levantamento realizado pela IUR (1989), superando-os em alguns casos em uma ordem de grandeza.

Os valores de fatores de transferência obtidos por UMISEDO (2007) para amostras de alface são provenientes de plantações na região metropolitana de São Paulo, sendo os solos tratados com fertilizantes químicos. Os valores de FT encontrados para ^{238}U e ^{232}Th foram respectivamente, $2,6\text{E}-01$ e $1,0\text{E}-01$. Para amostras de repolho, o valor médio encontrado em relação ao ^{238}U foi de $2,1\text{E}-01$ e para amostras de brócolis foi de $2,0\text{E}-01$.

KÖHLER *et al.* (2000) obtiveram em tomateiros na região leste da Alemanha, valores de FT para ^{238}U de $7,0\text{E-}04$ na fruta e de $6,3\text{E-}02$ na raiz. PASTEFANOU *et al.* (2006) estudaram o impacto radiológico do uso do fosfógeno na agricultura de uma região do norte da Grécia e os valores de FT para ^{226}Ra encontrados estão dispostos na TABELA 2.5.

TABELA 2.5: Fatores de transferência para ^{226}Ra em produtos cultivados com fosfógeno.

Produto	FT (^{226}Ra)
Arroz	$6,5\text{E-}03$ a $2,0\text{E-}02$
Milho	$6,1\text{E-}03$
Batata	$9,5\text{E-}03$

Fonte: PASTEFANOU *et al.* (2006)

Estes mesmos autores também calcularam o FT para solos sem aplicação de fosfógeno, no caso da cultura de arroz. Os valores encontrados ficaram entre $6,8\text{E-}03$ e $1,9\text{E-}02$, observando-se uma proximidade com os valores encontrados na cultura com a aplicação do fosfógeno.

PASTEFANOU *et al.* (2006) encontraram uma atividade média de $1,53 \text{ Bq kg}^{-1}$ de ^{226}Ra em arroz cultivado em solo com fosfógeno. Considerando uma taxa de consumo média de arroz de $2,0 \text{ kg ano}^{-1}$ para um adulto da Grécia, a taxa anual de ingestão de ^{226}Ra nesse caso será de $3,06 \text{ Bq ano}^{-1}$ ou $8,4\text{E-}03 \text{ Bq dia}^{-1}$. Segundo o mesmo estudo, o fator de conversão para ingestão de ^{226}Ra para adultos é de $2,80\text{E-}07 \text{ Sv Bq}^{-1}$, com isso temos uma dose estimada de $8,6\text{E-}01 \text{ } \mu\text{Sv.ano}^{-1}$. Segundo UNSCEAR (2000), a exposição a fontes naturais de radiação gera uma dose média de $2,4 \text{ mSv ano}^{-1}$ na população, sendo $2,9\text{E-}01 \text{ mSv}$ por ingestão de alimentos.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse capítulo são descritos os procedimentos de amostragem e preparação das amostras de fosfogesso e solo, os experimentos realizados em casa de vegetação, assim como todas as metodologias analíticas utilizadas para realização deste projeto.

3.1 – Amostragem e Preparação das Amostras

3.1.1 – Fosfogesso

As amostras de fosfogesso foram provenientes da Fosfértil, uma empresa de produção de ácido fosfórico, unidade de Uberaba-MG. A rocha fosfatada utilizada pela empresa era de origem ígnea e proveniente do município de Tapira, localizada no mesmo estado. A coleta foi realizada no dia 07 de novembro de 2006.

Os procedimentos para amostragem das pilhas de fosfogesso foram realizados segundo recomendações da USEPA (1988), onde inicialmente são consideradas as pilhas ativas, ou seja, aquelas na qual é depositado fosfogesso rotineiramente. São destas mesmas pilhas que o fosfogesso é retirado regularmente para aplicação na agricultura. Em seguida, a área da pilha a ser amostrada foi georeferenciada (19° 59' 08,5" sul / 47° 52' 39,6" oeste), sendo coletadas 30 amostras em intervalos regularmente espaçados na superfície da pilha, totalizando uma área de 300 m². Na FIGURA 3.1 é mostrada a pilha ativa na qual foram feitas as coletas.

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos individuais e lacradas, sendo devidamente identificadas e enviadas para o laboratório. Posteriormente, foram secas em estufas a 60°C pelo período de 48 horas, até atingirem um peso constante e, em seguida, peneiradas em malha de

0,250 mm (60 Mesh) para a obtenção de um pó finamente dividido. Após esse tratamento, as amostras foram estocadas em dessecador à temperatura ambiente até o momento da análise. Uma amostra composta de fosfogesso preparada conforme descrito acima foi enviada para a SGS GEOSOL Laboratórios LTDA para classificação do resíduo conforme especificado na Norma NBR 10004:2004 (ABNT, 2004) (ANEXO IV).



FIGURA 3.1: Pilha ativa em Uberaba-MG na qual foram coletadas as amostras de fosfogesso.

3.1.2 – Solo

Foram coletadas amostras de Latossolo Vermelho Amarelo de textura argilosa da cidade de Sete Lagoas – MG e Latossolo Amarelo de textura média da cidade de Três Marias - MG, regiões pertencentes ao cerrado. O Latossolo é a classe de solo dominante neste tipo de bioma, representando 45,7% da área total (CORREIA *et al.*, 2004).

Os locais selecionados para as coletas nunca receberam adubos químicos ou orgânicos. Em cada região foram coletadas aproximadamente duas toneladas de solo em uma profundidade média de 20 cm, que corresponde à camada agriculturável, como visto na FIGURA 3.2.

Após a coleta, as amostras foram enviadas para a UFV onde foram espalhadas ao ar livre para serem secas naturalmente. A seguir, foram feitas análises físicas e químicas dos solos segundo protocolo de rotina descrito no manual da Empresa Brasileira de Pesquisa Agrícola (EMBRAPA, 1997). Na análise física foram verificadas as porcentagens de cada fração granulométrica (areia grossa, areia fina, silte e argila), enquanto que na análise química foram avaliados os seguintes parâmetros: pH em água, teores de P, K, Ca e Mg disponíveis, teores de Al trocável, capacidade de troca catiônica efetiva (CTC) e conteúdo de matéria orgânica. Os resultados das análises químicas e físicas dos solos foram utilizados para calcular as doses de gesso e calcário utilizadas.



FIGURA 3.2: Coleta das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo na EMBRAPA de Sete Lagoas – MG.

3.2 – Procedimentos em Casa de Vegetação

Os experimentos para avaliar a utilização do fosfogesso no solo foram realizados em casa de vegetação não climatizada com estrutura metálica na área experimental pertencente ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As culturas escolhidas para realização do experimento foram a hortaliça alface (*Lactuca sativa*), soja (variedade Conquista) e milho (híbrido AG 2060). A seleção destas culturas deve-se ao fato de possuírem um ciclo de germinação curto. A alface destaca-se entre as espécies folhosas pelo volume de oferta e demanda no mercado, comercialização e valor nutritivo, além de ser uma cultura exigente em nutrientes. O milho e a soja destacam-se pela representatividade na agricultura na região do cerrado. Segundo a EMBRAPA (2009) o cerrado brasileiro corresponde por mais de 55% da produção nacional de soja e 31% da produção nacional do milho. A soja é um grão rico em proteínas, cultivado como alimento tanto para humanos quanto para animais, pertencendo à família *Fabaceae* (leguminosa), assim como o feijão, a lentilha e a ervilha. O milho é uma planta da família *Gramineae* e da espécie *Zea mays*. Comumente, o termo se refere à sua semente, um cereal de altas qualidades nutritivas. É extensivamente utilizado como alimento humano ou ração animal.

Os experimentos com alface foram montados em vasos com capacidade de 9 dm³ cada, enquanto que para milho e soja tinham uma capacidade de 25 dm³ cada um, todos dispostos aleatoriamente no interior da casa de vegetação. Durante a montagem das unidades experimentais de alface foram utilizados 0,5 dm³ de pedra brita zero, 0,5 dm³ de pedra brita um e 0,5 dm³ de areia lavada no fundo de cada vaso, a fim de facilitar a drenagem da água percolada, sendo que para os experimentos com milho e soja estes volumes passam para 1 dm³.

As amostras de solo receberam calagem (CFSEMG, 1999) e foram mantidas com umidade próxima à capacidade de campo durante 15 dias. Em seguida, foram feitas as misturas das amostras de solo com as doses recomendadas de fosfogesso, a metade e o dobro dessa recomendação, a fim de verificar o efeito dessa prática na biodisponibilidade dos radionuclídeos de interesse nos dois tipos de solos estudados (argiloso e arenoso). A dose de fosfogesso (massa recomendada) equivalente a 1 NG (necessidade de gessagem) foi de $0,5\text{ g dm}^{-3}$ para solo argiloso e $0,2\text{ g dm}^{-3}$ para o solo arenoso, conforme critério recomendado pela EMBRAPA (2005b). Nesta ocasião também foi feita a adubação complementar com fósforo na dose de 300 mg dm^{-3} (ALVAREZ, 1974). As amostras foram então dispostas em vasos, sendo utilizado um volume de 7 dm^3 de solo para as amostras de alface em cada vaso e 19 dm^3 de solo para as amostras de milho e soja por unidade de vaso.

Para os experimentos com alface foram semeadas 3 mudas em cada vaso (FIGURA 3.3). Para milho e soja foram semeadas 5 e 15 sementes, respectivamente. Decorridos 15 dias após o plantio, procedeu-se ao desbaste, mantendo-se 2 plantas de milho e 10 plantas de soja por vaso (FIGURAS 3.4 e 3.5, respectivamente).

Após o plantio foram realizadas adubações de cobertura com 100 mg dm^{-3} de N; 150 mg dm^{-3} de K; $0,81\text{ mg dm}^{-3}$ de B; $1,33\text{ mg dm}^{-3}$ de Cu; $1,56\text{ mg dm}^{-3}$ de Fe; $3,66\text{ mg dm}^{-3}$ de Mn; $0,15\text{ mg dm}^{-3}$ de Mo e $4,00\text{ mg dm}^{-3}$ de Zn (ALVAREZ, 1974), divididos em quatro aplicações. No caso da alface, a primeira adubação de cobertura foi realizada no ato do plantio e as demais depois de decorridos 15, 30 e 45 dias após o plantio. Para milho e soja, a primeira adubação também foi realizada no ato do plantio, enquanto as demais foram após 30, 60 e 90 dias.

Para efeito de comparação, cada experimento foi realizado com quatro vasos para cada tipo de solo, sendo um sem a adição de fosfogesso e os outros com a dose recomendada, a metade e o dobro. Para maior confiabilidade

nos resultados, cada tratamento foi feito em triplicata, totalizando 72 amostras. Para cada cultura, o experimento foi montado no delineamento, em blocos casualizados e esquema fatorial (2x1x4), em triplicata, perfazendo um total de 24 unidades experimentais, sendo:

- 2 tipos de solos (argiloso e arenoso);
- 1 condicionador de solo (fosfogesso);
- 4 doses do condicionador: 0, 0,5NG, 1,0 NG e 2,0 NG.

A irrigação manual foi feita diariamente de modo a restabelecer a umidade dos solos próxima ao ideal para as plantas. Periodicamente a irrigação era feita com excesso de água, de modo a se obter as soluções lixiviadas, as quais foram coletadas a cada 30 dias. Para isso foram instalados drenos no fundo de cada vaso, que direcionavam a solução percolada para recipientes apropriados através de mangueiras plásticas. Alíquotas das soluções lixiviadas foram armazenadas a baixa temperatura ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) em frascos de polietileno, para posterior análise.



FIGURA 3.3: Amostras de alface cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação.



FIGURA 3.4: Amostras de milho cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação.



FIGURA 3.5: Amostras de soja cultivadas com fosfogesso em Casa de Vegetação.

3.2.1 – Preparo das Amostras de Alface, Milho e Soja

Após completar o ciclo de germinação as culturas foram colhidas e foi realizada apenas a análise da parte comestível das plantas. No caso das alfaces, após a colheita, elas foram lavadas com água de abastecimento público para a retirada de sujeiras e, em seguida, foram lavadas com água destilada e secas em estufas de circulação forçada de ar. Foram então pesadas para determinação da massa úmida. Posteriormente, elas foram liofilizadas em um liofilizador de marca LABCONCO a -40°C e $133\mu\text{BAR}$ por aproximadamente 48 horas, pesadas para a determinação da massa seca e transferidas para um triturador para serem masseradas.

Para as amostras de soja e milho, inicialmente, foram retirados os grãos (parte comestível da planta), os quais foram secos em estufa a 60°C durante 72 horas ou até peso constante. A seguir, as amostras foram trituradas e moídas em um moinho tipo Wiley.

Uma vez realizado todo o processo descrito acima, as amostras foram pesadas e acondicionadas em potes de polietileno e encaminhadas para análise.

3.3– Metodologias Analíticas

Neste projeto foram analisadas as seguintes amostras: solo, fosfogesso, alface, milho, soja e as águas percoladas de cada uma dessas culturas. A seguir, é feita uma descrição das metodologias analíticas utilizadas para caracterização físico, química e radiológica e a determinação dos radionuclídeos naturais ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po em cada uma delas.

3.3.1 - Análises Químicas do Fosfogesso

A caracterização química do resíduo fosfogesso foi realizada no Departamento de Engenharia de Minas da Universidade federal de Minas Gerais (CANUT, 2006) utilizando as técnicas analíticas listadas na Tabela 3.1.

TABELA 3.1: Técnicas de análise utilizadas para caracterização química do fosfogesso.

Parâmetros	Técnicas Analíticas
P	Espectrometria de absorção molecular – equipamento MICRONAL – B382
Ca	Volumetria, por complexação, com EDTA
Si	Gravimetria, desidratação com HCl, fluorização com HF
Al, Ti, Fe, Mg, Mn, Cu, Zn, Na, K	Espectrometria de absorção atômica – equipamento AANALYST 300, PERKIN-ELMER, modo chama
C	Combustão direta, com detecção por infravermelho – equipamento CS-244, LECO
PPC ^(*)	Calcinação a 1000°C, até peso constante

(*): % de perda por calcinação.

3.3.2 - Análise Granulométrica das Amostras de Solo e Fosfogesso

A Análise Granulométrica foi feita de acordo com a Rotina Técnica 338, do CDTN (2001). Desta forma, após o quarteamento, as amostras foram desagregadas manualmente com um rolo cilíndrico em bancada.

As amostras foram passadas em uma peneira N° 18. Desse total, retirou-se uma alíquota de cada amostra para a realização da análise granulométrica. Nesse caso, foi utilizada a série de peneiras tipo Tyler com as

seguintes faixas granulométricas: N° 60 (0,250mm), N° 100 (0,149mm), N° 140 (0,106mm), N° 200 (0,075mm), N° 270 (0,053mm), N° 325 (0,045mm), N° 400 (0,038mm), N° 500 (0,025mm). O intervalo de tempo de separação das frações granulométricas foi de 15 (quinze) minutos.

As frações obtidas foram pesadas e enviadas para análise mineralógica.

3.3.3 – Análise Mineralógica das Amostras de Solo e Fosfogesso

As análises mineralógicas das amostras de solo e fosfogesso foram realizadas pela técnica de Difração de Raios X em laboratório do CDTN. As técnicas de difração de raios-X são essenciais na caracterização estrutural de materiais pela habilidade dessa radiação em interagir com a rede cristalina dos materiais e fornecer informações únicas sobre a estrutura da matéria, não disponíveis por outros métodos de análise, como por exemplo, as fases cristalinas formadas nas amostras analisadas (ALBERS *et al.*, 2002).

Isto é possível porque na maior parte dos sólidos (cristais), os átomos se ordenam em planos cristalinos separados entre si por distâncias da mesma ordem de grandeza dos comprimentos de onda dos raios X. Ao incidir um feixe de raios X em um cristal, o mesmo interage com os átomos presentes, originando o fenômeno de difração. O difratômetro de raios X é o aparelho que funciona com detector sensível à posição e que permite medir diretamente o ângulo de difração das amostras analisadas (MONIN *et al.*, 2000).

Dentre as vantagens da técnica de Difração de Raios X para a caracterização de fases destacam-se: a simplicidade e rapidez do método, a confiabilidade dos resultados obtidos (pois o perfil de difração obtido é característico para cada fase cristalina), a possibilidade de análise de materiais compostos por uma mistura de fases e uma análise quantitativa destas fases,

além de ser necessária apenas uma pequena porção da amostra e a análise ter um caráter não destrutivo.

No presente estudo, as análises da composição mineralógica das amostras de interesse foram realizadas pela técnica de Difratomia de Raios X, método do pó (BLEICHER & SASAKI, 2000). O equipamento empregado foi um difratômetro de raios X de fabricação Rigaku, modelo DMAX ÚLTIMA automático de última geração (2007). A identificação das fases cristalinas foi obtida por comparação do difratograma de raios X das amostras com o banco de dados da ICDD – *International Center for Diffraction Data / Joint Committee on Powder Diffraction Standards* – JCPDS. As análises levaram em consideração as intensidades das principais reflexões e as comparações entre as mesmas, avaliando-se dessa forma, as quantidades relativas de seus teores.

3.3.4 - Espectrofotometria UV-Vis com Arsenazo III

Esta técnica de análise foi utilizada para determinação dos teores de urânio e tório nas amostras de fosfogesso e água percolada. A análise destes elementos foi feita através da determinação espectrofotométrica com solução de arsenazo III, um reagente orgânico que apresenta a habilidade formar quelatos estáveis coloridos com elementos como urânio e tório (YAMAURA *et al.*, 2002). São reações muito sensíveis, porém apresentam baixa seletividade. Por isso os métodos analíticos incluíram um estágio preliminar para aumentar a seletividade do elemento de interesse, como por exemplo, o uso de agentes mascarantes em meio ácido e uma extração preliminar (KADAM *et al.*, 1981).

3.3.4.1- Amostras de Fosfogesso e Água Percolada

Foi utilizado 0,5g das amostras de fosfogesso para determinação de urânio e tório. Para as amostras de água percolada, foram utilizados volumes de 150 e 300 ml para determinação de urânio e tório, respectivamente. Inicialmente é necessária uma dissolução da amostra de fosfogesso mediante ataque a quente com ácidos nítrico e perclórico.

Para urânio (VI), a extração foi feita com tri-n-butil-fosfato (TBP), na presença dos seguintes compostos: agente salino complexante $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$, prevenindo a interferência de fosfato, sal dissódico do ácido etileno diamino tetraacético (EDTA) e ácido tartárico (SAVVIN, 1961), sendo o zircônio mascarado pelo ácido tartárico.

A reextração do urânio da fase orgânica foi realizada com solução de Arsenazo III (ácido 2,7-bis(2-arsenofenilazo)-1,8-diidroxi-naftaleno-3,6-dissulfônico), em solução tampão de pH 3, contendo fluoreto de sódio, mascarando o tório. Formou-se um complexo estável de coloração vermelho-violeta, cuja absorção foi medida em 650 nm em um espectrofotômetro UV-Vis marca GBC, modelo 911A provido de célula de vidro com 1 cm de percurso óptico.

O procedimento para determinação de tório teve como base a separação deste elemento das impurezas por extração com óxido de trioctilfosfina (TOPO). A reextração do tório foi realizada com solução de ácido oxálico e reação colorimétrica com Arsenazo III. A medida espectrofotométrica do complexo foi realizada utilizando o comprimento de onda de 665 nm.

As concentrações de U e Th obtidas em mg kg^{-1} e mg L^{-1} foram convertidas em atividade (Bq kg^{-1} e Bq L^{-1}) considerando-se os isótopos de ^{238}U e ^{234}U em equilíbrio e o de ^{232}Th (ANEXO II).

A TABELA 3.2 mostra resultados estatisticamente concordantes para urânio e tório obtidos por SILVA (2001) na comparação entre o Método com Arsenazo III e Espectrometria Alfa em amostras de fosfogesso.

TABELA 3.2: Comparação entre métodos para valores de atividade de urânio e tório em fosfogesso obtidos por espectrometria alfa e espectrometria com arsenazo III.

Radionuclídeos	Técnicas analíticas			
	Espectrometria Alfa	Espectrometria com Arsenazo III		
Fosfogesso		80 ± 4	70 ± 10	
	^{238}U (Bq kg ⁻¹)		101 ± 6	111 ± 15
			111 ± 6	110 ± 14
			83 ± 6	91 ± 10
			116 ± 6	113 ± 14
			41 ± 4	48 ± 9
^{232}Th (Bq kg ⁻¹)		258 ± 13	223 ± 29	
		251 ± 13	201 ± 25	
		218 ± 11	236 ± 31	
		247 ± 13	223 ± 30	
		261 ± 13	242 ± 30	
		213 ± 11	159 ± 22	

Fonte: Adaptado de SILVA (2001).

A técnica de ativação neutrônica foi também utilizada para a determinação de ^{232}Th e ^{238}U nas amostras de fosfogesso para validação da metodologia por espectrofotometria por arsenazo III.

3.3.5 – Análise por Ativação Neutrônica para determinação de ^{238}U e ^{232}Th

3.3.5.1 – Amostras de Fosfogesso e Solo

A determinação de ^{238}U e ^{232}Th nas amostras de fosfogesso foi feita através da técnica de Análise por Ativação Neutrônica (AAN) (DE SOETE *et al.*, 1972; FRIEDLANDER *et al.*, 1981) no CDTN, em Belo Horizonte – MG.

A Ativação Neutrônica é uma técnica analítica utilizada para determinação da composição química elementar por meio da indução de radioatividade artificial em uma amostra, que é obtida mediante a irradiação com nêutrons e posterior medida da radioatividade. Esta técnica é aplicada aos mais diversos campos de pesquisa e tecnologia, por exemplo, biologia, geoquímica, física do estado sólido, medicina, arqueologia, entre outros. Segundo QUEIROZ *et al.* (2007) esta é uma técnica amplamente conhecida por sua sensibilidade e seletividade para detecção e determinação de um grande número de elementos químicos, capacidade de análise multielementar, independência da natureza química ou física do material, eliminação da necessidade de tratamento químico preliminar da amostra, além de apresentar precisão e exatidão nos resultados permitindo a determinação dos elementos da ordem de parte por bilhão (ppb) até porcentagens do elemento na amostra.

As limitações da técnica estão relacionadas com a necessidade de se dispor de um irradiador de nêutrons, envolvendo custo e mão de obra especializada e de instalação. No CDTN/CNEN, a técnica é aplicada utilizando o reator nuclear de pesquisa TRIGA MARK I IPR-R1 que opera a uma potência de 100 kW (FIGURA 3.6).

A determinação da atividade específica de ^{232}Th presente nas amostras foi feita utilizando a técnica de Análise por Ativação Neutrônica pelo método K_0 (k_0 -AAN) (DE CORTE, 1986; MENEZES & JACIMOVIC; 2006), que tem como característica a utilização de um monitor de fluxo de nêutrons

para cálculo da atividade específica ao invés de padrões do elemento de interesse, parâmetros do reator e calibração absoluta do sistema de detecção gama.

Foram inicialmente pesados 200 mg das amostras de solo e fosfogesso e transferidas para tubos de polietileno adequados para irradiação. As amostras foram irradiadas na Mesa Giratória do reator sob um fluxo médio de nêutrons térmicos de $6,35E+11$ nêutrons $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$ durante 8 horas. A espectrometria gama foi executada em um detector HPGe (CANBERRA), com eficiência nominal de 15%, associado a um programa de aquisição de espectros GENIE-PC - CANBERRA, um analisador multicanal CANBERRA e eletrônica apropriada. Os espectros obtidos foram analisados através do programa HYPERLAB-PC (HYPERLAB-PC V5.0, 2002) e o cálculo das concentrações foi executado com o programa KAYZERO/SOLCOI (KAYZERO/SOLCOI[®], 2003).

A determinação da atividade específica de ^{238}U presente nas amostras foi feita utilizando a técnica de Análise por Ativação Neutrônica pelo método de Nêutrons Retardados de Fissão (NR).

O método de Nêutrons Retardados de Fissão (NR) consiste em submeter as amostras de interesse a um fluxo de nêutrons térmicos. O nêutron de baixa energia que atinge o núcleo do ^{235}U é absorvido, transmutando-se em ^{236}U , um núcleo composto instável. O resultado é a fissão desse núcleo em dois núcleos menores, que por sua vez emitem alguns outros nêutrons. Para o ^{235}U , 2,47 é o número médio de nêutrons emitidos por núcleo fissionado, sendo que cerca de 99% destes nêutrons são emitidos logo após a fissão, sendo denominados de “prompt” nêutrons ou nêutrons prontos. Uma segunda geração de nêutrons é emitida algum tempo depois do processo de fissão, às vezes vários minutos mais tarde. Estes nêutrons são então denominados de “delayed” neutrons ou nêutrons retardados de fissão, daí o método ser denominado Nêutron Retardados de Fissão (TUPYNAMBA, 1969). São estes nêutrons

retardados que são medidos em um detector proporcional com gás BF₃, enriquecido com ¹⁰B (DE SOETE *et al.*, 1972; FRIEDLANDER *et al.*, 1981).

Na análise por Nêutrons Retardados de Fissão, a determinação da concentração do urânio natural em uma amostra é feita através do ²³⁵U. A estimativa da atividade específica de ²³⁸U é feita levando-se em conta que o urânio natural é composto por uma mistura de três isótopos distintos: ²³⁵U, ²³⁴U e o ²³⁸U (DE SOETE *et al.*, 1972; FRIEDLANDER *et al.*, 1981).

Foi inicialmente pesado 1g das amostras de interesse e estas foram irradiadas em um canal de irradiação que se situa fora do núcleo do reator TRIGA MARK I IPR-R1, onde o fluxo de nêutrons térmicos médio foi de 1,8E+11 nêutrons cm⁻² s⁻¹. O intervalo de tempo de irradiação foi de 50 segundos, sendo 30 segundos o intervalo de tempo de decaimento e 40 segundos, o de medida. Em paralelo foram irradiados padrões de urânio e amostras de referência certificados. Os cálculos da atividade específica foram executados por regressão linear.

Seguindo os critérios de avaliação de consistência dos dados e para garantir a exatidão e reprodutibilidade das análises, tanto no método k₀ (k₀-AAN) como no método de análise por nêutrons retardados de fissão (NR), foram analisadas amostras de referência, em duplicata, de solo. No método k₀-AAN, a cada lote de 20 amostras, foram irradiados 6 monitores de fluxo de nêutrons de ouro - Al-Au (0,1%) IRMM-530RA que também desempenharam o papel de indicadores de qualidade da análise. Já na NR, os padrões de urânio (*Reference Sample S-7, Uranium Ore, Pitchblende, IAEA*) nos quais se basearam os cálculos de concentração das amostras, foram analisados outra vez como se fossem amostras independentes a cada lote de 12 amostras. Os resultados experimentais e os valores certificados das amostras de referência estão relacionados na TABELA 3.3.

TABELA 3.3: Controle de qualidade das análises.

Radionuclídeos	GXR-1 (solo)	
	Valor experimental	Valor certificado
U* (mg kg ⁻¹)	35 ± 1,0	34,9 ± 1,2
Th** (mg kg ⁻¹)	2,1 ± 0,5	2,44 ± 0,19

(*) NR (**) k₀-AAN



FIGURA 3.6 Núcleo do reator nuclear de pesquisa TRIGA MARK I IPR-R1, localizado no CDTN.

3.3.6 - Espectrometria Alfa para determinação dos Isótopos de U e Th

A Espectrometria Alfa é uma das técnicas utilizadas para quantificar o desequilíbrio radioativo, já que muitos radioisótopos pertencentes às três séries naturais de decaimento são emissores alfa. A determinação de

isótopos através desta técnica requer alto grau de purificação química, para que seja reduzida ao máximo a espessura da amostra a ser contada, já que as partículas alfa apresentam curto alcance por interagir com o meio.

Alguns radioisótopos emitem partículas alfa com energias muito próximas, como por exemplo, o ^{230}Th ($E = 4,6-4,7 \text{ MeV}$) e ^{234}U ($E = 4,7-4,8 \text{ MeV}$) e ^{232}Th ($E = 4,0 \text{ MeV}$) com ^{238}U ($E = 4,2 \text{ MeV}$), o que impossibilita a discriminação dos picos desses radioisótopos. Diante disso, é necessária a separação dos isótopos de urânio e tório através de métodos químicos, já que o comportamento químico destes dois elementos é bastante diferente. Esses métodos envolvem a abertura química das amostras, separação e purificação desses elementos através da utilização de resinas de troca iônica e eletrodeposição em plaquetas de prata, para posterior quantificação em um espectrômetro alfa. Neste projeto os radionuclídeos avaliados foram o ^{238}U e ^{232}Th .

As vantagens do uso da técnica de Cromatografia de Troca Iônica são: facilidade de regeneração dessas resinas, sendo conseguidas boas separações em colunas relativamente pequenas; praticamente não há limite inferior de concentrações dos radionuclídeos para que ocorra a separação e alta estabilidade das resinas em meio ácido (CAMARGO, 1994).

A eletrodeposição (FIGURA 3.7) é uma técnica que depende do pH da solução, da corrente aplicada, da temperatura e do tempo de eletrodeposição (VERA TOME & MARTIN SANCHEZ, 1991). A sua vantagem está em obter-se um depósito compacto, uniforme e fino minimizando o problema de auto-absorção e garantindo que os espectros alfa apresentem a melhor resolução possível.

3.3.6.1 – Amostras de Alface, Milho e Soja

Inicialmente as amostras de alface, milho e soja foram calcinadas. Quantidades conhecidas de traçadores de ^{232}U e ^{229}Th foram adicionadas às amostras no início da preparação para se obter a recuperação química dos isótopos de U e Th. Suas cinzas sofreram uma abertura química com ataque multiácido.

O resíduo final foi solubilizado, a quente, com HNO_3 8M. A separação dos isótopos de tório foi feita através de uma resina aniônica DOWEX 1x2, que se encontrava na mesma molaridade a qual a amostra foi retomada. A amostra foi percolada e a coluna lavada com HNO_3 8M. O tório e seus isótopos ficaram retidos e o efluente foi reservado, pois continha urânio. Os isótopos de tório foram eluídos com HCl concentrado e esse efluente foi levado à secura, seguido da eletrodeposição em plaquetas de prata.

Para a eletrodeposição de tório, a amostra foi retomada com H_2SO_4 concentrado e Na_2SO_4 0,3M, tendo uma correção de acidez com adição de azul de timol. O conteúdo foi transferido com a adição de H_2SO_4 1% para célula e eletrodepositado durante 1 hora sob corrente de 1A. As quantificações do ^{232}Th e ^{229}Th foram feitas num detector semiconductor de barreira de superfície com uma área ativa de 450 mm^2 modelo Canberra Alpha Analyst. Sua eficiência, de $0,186 \pm 0,005$ (cps Bq^{-1}), foi determinada usando uma fonte padronizada de uma mistura de emissores alfa proveniente da Analytics Inc. Modelo SRS 63997-121. O tempo de contagem da amostra foi de 200.040 segundos.

A alíquota contendo urânio foi levada à secura e os sais retomados com HNO_3 3M, sendo a mesma molaridade em que se encontra a resina UTEVA (esta é recoberta por uma camada de tri-n-butil fosfato, TBP, que extrai o urânio com a formação de ligações iônicas). A solução foi então percolada através desta resina e a coluna lavada com HNO_3 3M. A seguir, HCl 9M foi utilizado

para descartar resquícios de tório. A eluição do urânio foi feita com HCl 0.01M . Este foi levado à secura com posterior eletrodeposição.

Para eletrodeposição do urânio, a amostra foi retomada com H₂SO₄ 3M e (NH₄)₂SO₄ 0,8M, tendo uma correção de acidez com adição de azul de timol. H₂SO₄ 3M foi adicionado e o conteúdo transferido para célula e eletrodepositado durante 1 hora sob corrente de 1.2A. As quantificações do ²³⁸U e ²³²U foram realizadas no mesmo detector semicondutor de barreira de superfície descrito anteriormente.

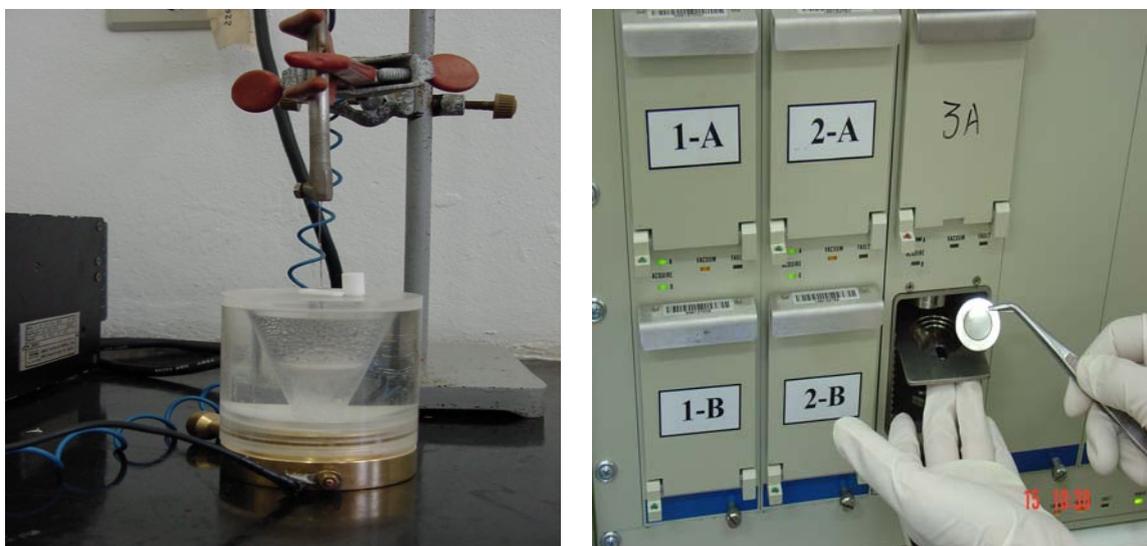


FIGURA 3.7: Célula de eletrodeposição para posterior quantificação de ²³⁸U e ²³²Th em Espectrometria Alfa.

3.3.7 – Espectrometria Alfa para determinação de ²¹⁰Po

3.3.7.1 – Amostras de Fosfogesso, Solo, Alface, Milho e Soja

O procedimento para determinação de ²¹⁰Po nessas amostras foi descrito por VAJDA *et al.* (1997). Inicialmente, foram pesados 0,5g das amostras de fosfogesso e solo, 3,0g de alface, 10g de soja e 20g de milho. Antes da solubilização com ácidos minerais concentrados uma quantidade conhecida

de ^{209}Po foi adicionada às amostras para se obter a recuperação química do ^{210}Po . O resíduo final foi dissolvido em HCl 1,5M e 0,5g de ácido ascórbico para evitar a interferência de íons ferro. Os isótopos de polônio em meio ácido e redutor depositam-se espontaneamente em plaquetas de prata, a uma temperatura na faixa de 80-90°C em um período de 4 horas com agitação constante (FIGURA 3.8).

3.3.7.2 – Amostras de Água Percolada

Para as amostras da água percolada tomou-se 1,0 L de cada amostra. Em seguida, foi feita uma co-precipitação dos radionuclídeos com hidróxido de ferro para eliminação dos principais interferentes. Após assentamento por uma noite, o sobrenadante foi descartado e o precipitado dissolvido com HCl 1,5 M e ácido ascórbico e depositado em plaquetas de prata a uma temperatura na faixa de 80-90°C em um período de 4 horas com agitação constante.

A espectrometria alfa em todas as amostras desse projeto foi realizada no mesmo aparelho descrito anteriormente para a determinação de ^{209}Po e ^{210}Po , com tempo de detecção de 42000 segundos. Os picos de energia do ^{209}Po e ^{210}Po são, respectivamente, 4,9 MeV e 5,3 MeV.



FIGURA 3.8: Perfil de uma célula utilizada para eletrodeposição da amostra contendo ^{210}Po .

3.3.8 – Espectrometria Gama para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb

A espectrometria gama é um método prático e rápido para a obtenção de informações vários radionuclídeos, dentre eles ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb . As vantagens do uso da espectrometria gama com detector de germânio são devidas principalmente ao seu tempo de resolução (aproximadamente 10^{-8} s), sua linearidade de resposta em uma ampla faixa de energia, as atividades de um grande número de radionuclídeos podem ser determinadas simultaneamente, além de ser uma técnica não destrutiva. É um método de boa precisão para análise de radionuclídeos naturais em amostras ambientais.

A emissão de raios gama geralmente ocorre em decorrência de um decaimento radioativo, por exemplo, após a emissão de partículas alfa ou beta. Ao emitir partículas alfa ou beta, na maioria das vezes, um núcleo decai para um estado excitado do núcleo descendente, que então alcançará seu estado fundamental pela liberação de um ou mais raios gama. Considerando que esses raios gama são característicos do decaimento de cada radionuclídeo e têm suas energias e intensidades conhecidas, torna-se possível fazer a identificação e a

quantificação de um ou mais radionuclídeos presentes em um determinado material por meio de espectrometria de radiação gama. A atividade dos elementos presentes na amostra depende da taxa de contagem dos raios gama emitidos.

Na espectrometria gama é utilizado material semiconductor como germânio e silício para o sistema de detecção (LAURIA *et al.*, 2007). Os detectores de germânio hiperpuros (HPGe) são os mais utilizados devido à boa resolução em energia e a possibilidade de medir atividades de radionuclídeos que emitem gama de energia muito baixa. No entanto, a baixa energia dos raios gama emitidos, por exemplo, pelo ^{210}Pb (46,5 keV) e sua pequena abundância relativa (4%) acarretam dificuldade na exatidão das medidas, exigindo uma correção para compensar o efeito da absorção, pela matriz da amostra, da radiação emitida pelo ^{210}Pb disperso nessa matriz. CUTSHALL *et al.* (1983) desenvolveram um método simples para determinação do fator de auto-absorção, sendo necessária a medida da atividade duas vezes: uma com uma fonte de ^{210}Pb na presença da amostra e a outra na ausência da amostra, onde o coeficiente de correção de auto-absorção seria a razão entre a atividade da amostra medida com a fonte de ^{210}Pb e a medida correspondente à atividade da fonte de ^{210}Pb apenas .

O detector situa-se no interior de uma blindagem de chumbo. Esta blindagem é necessária para minimizar a radiação de fundo do laboratório. O detector de germânio de alta pureza é preferido em relação ao detector de germânio com lítio porque precisam ser refrigerados à temperatura do nitrogênio líquido somente durante as medidas. Um sistema de espectrometria de raio gama inclui o detector, elementos eletrônicos para amplificação de pulso e análise de altura do pulso, e um computador para processamento e avaliação de dados.

3.3.8.1 – Amostras de Fosfogesso e Solo

O procedimento para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb nessas amostras foi realizado na CNEN, Laboratório de Poços de Caldas (LAPOC), conforme manual de procedimentos do Laboratório de Radioquímica.

Inicialmente as amostras foram moídas a uma granulometria N° 80. Em seguida, foram seladas em frascos plásticos e analisadas por espectrometria gama após trinta dias, tempo suficiente para assegurar o equilíbrio radioativo entre o ^{226}Ra e seus filhos ^{214}Pb e ^{214}Bi . Esse equilíbrio é necessário, já que a energia direta dos raios gama do ^{226}Ra ($E = 186,1 \text{ KeV}$) é bastante próxima a do ^{235}U ($E = 185,7 \text{ KeV}$), tornando-se inviável a discriminação desse radionuclídeo.

A análise por espectrometria gama foi realizada usando um detector CANBERRA HPGe (eficiência relativa de 45%) e software Genie 2000 de análise espectral. Os fotopicos utilizados para determinação de ^{226}Ra foram 609 keV e 1020 keV do ^{214}Bi e 351 keV do ^{214}Pb . Para a determinação do ^{228}Ra foi utilizado o fotopico do 911 keV do seu filho ^{228}Ac , de meia-vida curta ($t_{1/2} = 6,12 \text{ h}$), pois o ^{228}Ra não emite radiação gama. Para a determinação do ^{210}Pb utilizou-se o seu fotopico característico em 46,5 keV que, devido à baixa energia, necessitou de correção de auto-absorção, seguindo o procedimento proposto por CUTSHALL *et al.* (1983).

Amostras de controle contendo radionuclídeos de atividade conhecida foram analisadas junto com as amostras de interesse. Utilizou-se um solo referência, o IAEA/Soil7, proveniente da IAEA. Padrões de calibração misto de ^{152}Eu , ^{241}Am e ^{210}Pb também foram usados para o controle de qualidade das análises. O levantamento de "background" e das curvas de eficiências foi realizado utilizando uma fonte pontual de ^{152}Eu .

O LAPOC realiza o controle de qualidade das análises periodicamente. Além da participação quadrimestral no Programa Nacional de Intercomparação, coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), o Laboratório também participa dos exercícios de proficiência para

determinação de emissores gama em amostras ambientais promovidos anualmente pela Agência Internacional de Energia Atômica, bem como dos exercícios de intercomparação em amostras biológicas promovidos anualmente pela PROCORAD (*Association pour la Promotion du Controle de Qualite des Analyses de Biologie Medicale em Radiotoxicologie*).

3.3.9 – Radioquímica para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb

3.3.9.1 – Amostras de Alface, Milho, Soja e Água Percolada

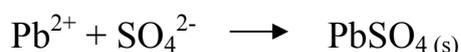
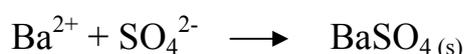
O ^{210}Pb (meia-vida de 22,3 anos) é encontrado em muitas amostras ambientais e pode ser detectado mesmo após processos de separação química, constituindo assim um método indireto de determinação deste radionuclídeo.

O método baseia-se na separação de rádio e chumbo dos demais elementos presentes na amostra e separação entre si por precipitação seletiva, de acordo com a Rotina Técnica P-LABPC-003 Fev-97. As determinações de rádio e chumbo foram feitas, respectivamente, através da contagem alfa e beta totais, em contador proporcional com fluxo de gás de ultra baixo background Modelo S5-XLB Tennelec Canberra.

As amostras de água foram inicialmente filtradas. Foram adicionados às amostras de alface, milho, soja e águas carreadores de bário e chumbo. Em seguida, as amostras sólidas sofreram uma solubilização multiácida.

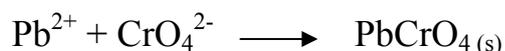
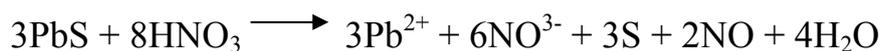
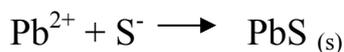
Nesse procedimento, o rádio e o chumbo foram co-precipitados como $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ e $\text{Pb}(\text{Ra})\text{SO}_4$ pela adição de ácido sulfúrico. O precipitado foi dissolvido em solução alcalina de EDTA e Titriplex I (para rádio e chumbo, respectivamente). A baixa solubilidade de compostos de rádio em substâncias

orgânicas têm sido frequentemente utilizada na separação do rádio de outros elementos. O rádio forma um número limite de complexos estáveis, entre eles com EDTA. O Ba(Ra)SO₄ foi precipitado novamente a pH 4,5 com a adição de ácido acético. O sulfato de rádio é o mais insolúvel dos sulfatos alcalinos, e provavelmente o composto mais insolúvel de rádio conhecido. O sulfato de bário é um excelente carreador para o rádio e este é rapidamente adsorvido quando se adiciona este sulfato. O sobrenadante foi reservado para determinação de ²¹⁰Pb. As equações a seguir ilustram essas etapas:



O precipitado de Ba(Ra)SO₄ foi recuperado e, após um intervalo adequado de espera, a atividade alfa total foi determinada e relacionada com o conteúdo de ²²⁶Ra, enquanto a do ²²⁸Ra foi determinada por contagem beta total em contador proporcional alfa e beta de ultra baixo background mencionado anteriormente.

O chumbo foi precipitado com sulfeto, redissolvido e reprecipitado na forma de cromato de chumbo, conforme as equações abaixo:



A atividade de ²¹⁰Pb foi determinada através de contagem beta total após um tempo de adequado de espera no mesmo aparelho descrito acima.

As eficiências de contagem foram determinadas utilizando padrões que foram preparados a partir de soluções de atividade conhecida de ^{226}Ra e ^{228}Ra . O "background" foi determinado pela contagem de uma placa inox vazia.

As condições de contagem são estabelecidas pela contagem de padrões. Assim, durante as medidas foram utilizados padrões de calibração de ^{241}Am para contagem alfa, $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ para contagens beta e soluções padronizadas de ^{226}Ra e ^{228}Ra (MINGOTE, 2006). O levantamento de "background" e das eficiências foi realizado diariamente sendo para isso, traçados gráficos de controle para averiguação do desempenho do equipamento.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 – Classificação do Fosfógeno

A amostra composta de fosfógeno enviada para a SGS GEOSOL Laboratórios LTDA foi submetida à avaliação para classificação desse resíduo, segundo a Norma ABNT NBR 10004:2004 – Classificação Completa de Resíduos Sólidos. Nas TABELAS 4.1 e 4.2 são apresentados, respectivamente, os dados obtidos nos procedimentos de Lixiviação e Solubilização para substâncias inorgânicas para ensaio de Toxicidade. Esses testes foram realizados para determinar se o fosfógeno é classificado como resíduo classe I (perigoso) ou classe II (não perigoso).

TABELA 4.1: Classificação de Toxicidade por Lixiviação – parâmetros inorgânicos.

Parâmetros	Limite Máximo Permitido (mg L ⁻¹)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg L ⁻¹)
Arsênio	1,0	0,01
Bário	70,0	< 0,005
Cádmio	0,5	< 0,001
Chumbo	1,0	< 0,01
Cromo Total	5,0	0,02
Fluoretos	150,0	17
Mercúrio	0,1	< 0,0002
Prata	5,0	0,02
Selênio	1,0	< 0,01

TABELA 4.2: Classificação de Toxicidade por Solubilização – parâmetros inorgânicos.

Parâmetro	Limite Máximo Permitido (mg L ⁻¹)	Concentração no Resíduo Solubilizado (mg L ⁻¹)
Arsênio	0,01	0,05
Bário	0,7	<0,005
Cádmio	0,005	<0,001
Chumbo	0,01	<0,04
Cianeto	0,07	<0,01
Cromo Total	0,05	0,04
Fenóis Totais	0,01	<0,001
Fluoretos	1,5	52
Mercúrio	0,0001	<0,0002
Nitrato	10,0	<0,05
Prata	0,05	0,01
Selênio	0,01	<0,01
Alumínio	0,2	3,91
Cloreto	250	3,9
Cobre	2,0	0,33
Ferro	0,3	2,43
Manganês	0,1	2,66
Sódio	200	48,7
Surfactantes	0,5	0,33
Sulfato	250	1535
Zinco	5,0	0,44

Conforme pode ser verificado, o teor de todos os parâmetros no resíduo lixiviado ficou abaixo do limite máximo permitido, classificando-se o fosfogesso como resíduo Não Perigoso. Já no teste por solubilização, os teores de Arsênio, Fluoretos, Alumínio, Ferro, Manganês e Sulfatos ultrapassaram os limites permitidos, classificando o resíduo como Não Inerte.

Assim, o resíduo fosfogesso é classificado como Classe IIA - Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo.

4.2 – Caracterização Química do fosfogesso

Os resultados das análises químicas do fosfogesso são apresentados na TABELA 4.3. Conforme pode ser verificado a composição química do fosfogesso revela a presença predominante de cálcio e enxofre (40,12% CaO e 58,12% SO₄). As faixas de porcentagem desses parâmetros em fertilizantes minerais fosfatados estão entre 10-28% e 15-20%, respectivamente, evidenciando que o fosfogesso pode ser utilizado como fonte de cálcio e enxofre para agricultura (BRASIL, 2008).

A baixa porcentagem de P₂O₅ no fosfogesso indica que esse resíduo não deve ser utilizado como fonte de fosfato, já que a porcentagem deste parâmetro em fertilizantes fosfatados para uso como insumo agrícola está entre 16 e 48% (BRASIL, 2008). O restante dos elementos analisados está abaixo de 1%.

TABELA 4.3: Caracterização química do fosfogesso.

Parâmetros	(%)
SO ₄	58,12
CaO	40,12
SiO ₂	1,99
TiO ₂	1,62
P ₂ O ₅	1,17
MgO	0,102
Al ₂ O ₃	0,098
Fe ₂ O ₃	0,602
Na ₂ O	0,049
K ₂ O	0,031
ZnO	0,001
Cu ₂ O	0,005
MnO ₃	0,031
PPC	23,1

4.3 – Caracterização Física e Química do solo

As Análises Física e Química do solo revelam a disponibilidade dos nutrientes e possíveis barreiras químicas existentes, como a presença de alumínio. É o método mais barato, prático e rápido para avaliar a fertilidade do solo e calcular as doses de fosfógeno e calcário necessários para utilização destes na agricultura. Os resultados das análises, assim como os valores adequados para comparação, encontram-se nas TABELAS 4.4 e 4.5.

As análises físicas do solo mostraram que o Latossolo Vermelho Amarelo era constituído em sua maior parte de argila, sendo classificado como um solo muito argiloso, enquanto o Latossolo Amarelo com sua maior parte de areia fina foi classificado como solo de textura franco-arenosa.

O Latossolo Amarelo, devido à sua maior fração de areia, apresenta um grande espaço entre esses grãos proporcionando uma passagem maior de água e circulação de ar, sendo assim muito permeável, com baixa capacidade de retenção de água. Isto pode ser verificado pela baixa equivalência de umidade encontrada na análise. Em contrapartida, o Latossolo Vermelho Amarelo, devido aos pequenos grãos de argila, é pouco permeável e apresenta um equivalente de umidade consideravelmente maior que o solo de textura arenosa.

As análises químicas revelaram que os dois solos são ácidos ($\text{pH} < 6,0$). Apresentaram também baixa concentração de nutrientes disponíveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P) e um baixo valor de CTC efetiva, caracterizando-os como solos de baixa fertilidade. O baixo índice de saturação por bases (V) caracteriza um solo distrófico indicando que apenas pequenas quantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ estão presentes adsorvidos às cargas negativas dos colóides. Dessa forma, a maior parte do complexo de troca encontra-se ocupado por íons H^+ e Al^{3+} , os quais constituem a acidez potencial dos solos indicando, portanto, que a saturação por alumínio é relativamente alta.

Assim, os solos do Cerrado apresentam alta acidez potencial, baixo pH e presença de elementos químicos, como o alumínio, cuja toxicidade

prejudica o desenvolvimento das raízes das plantas. O maior teor de matéria orgânica e a maior concentração de íons cálcio no solo argiloso indicam uma ligeira condição de fertilidade frente ao solo arenoso.

TABELA 4.4: Análises físicas das amostras de solo.

Tipo	Equivalente de umidade (kg kg ⁻¹)	Frações granulométricas (%)				Classe textural
		Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	
Latossolo Vermelho Amarelo	0,303	6	3	8	83	Muito argilosa
Latossolo Amarelo	0,071	16	63	5	16	Franco-arenosa

TABELA 4.5: Análises químicas das amostras de solo.

Parâmetros	Tipo de Solo		Valores adequados*
	Solo Argiloso	Solo Arenoso	
pH H ₂ O	5,18	5,32	6,0
P (mg dm ⁻³)	1,5	0,4	4,1 – 6,0
K ⁺ (mg dm ⁻³)	6	16	51,0 – 80,0
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,9	0,1	1,5 – 7,0
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,006	0,02	0,5 – 2,2
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,5	0,1	0,0 – 0,3
H ⁺ + Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	8,3	3,2	0,4 – 1,0
CTC (cmol _c dm ⁻³)	1,5	0,3	12,1 – 18,0
SB (cmol _c dm ⁻³)	1,0	0,2	-
V (%)	10,5	5,0	20-39
m (%)	33,1	37	21-40
MO (g Kg ⁻¹)	40	12	36 - 52
P rem (mg L ⁻¹)	11,2	30,7	-

pH em água relação 1:25; P, K: Extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺: Extrator KCl 1mol L⁻¹; H⁺ + Al³⁺: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH = 7,0; CTC: Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; SB: Soma de Bases; V: Índice de Saturação de Bases; m: Índice de Saturação de Alumínio; MO: Matéria orgânica; P-rem: Fósforo Remanescente.

* Fonte: Souza e Lobato (2004).

4.4 – Análises Granulométricas e Mineralógicas das Amostras de Solo e Fosfogesso

Os resultados das análises granulométricas para as amostras de fosfogesso, solo argiloso e solo arenoso são mostrados nas FIGURAS 4.1, 4.2 e 4.3, respectivamente.

Observa-se que as faixas granulométricas predominantes na amostra de fosfogesso (TABELA 4.6) corresponderam às frações N° 140- 270 (74,36%), sendo N° 140- 200 (33,78%) e N° 200 – 270 (40,58%). Com base nesses resultados, o fosfogesso é constituído predominantemente de partículas finas. Nesta tabela, encontram-se os resultados das análises mineralógicas da amostra de fosfogesso, os quais indicam que o fosfogesso é constituído essencialmente de Gipso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), teores traços de Anidrita (CaSO_4), Bassanita ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$), Quartzo (SiO_2) e Muscovita $\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$. Na FIGURA 4.4 tem-se o difratograma da amostra de fosfogesso.

As granulometrias mais representativas na amostra de solo argiloso (TABELA 4.7) foram as frações N° 18 – 60 (65,90%) e N° 60 - 100 (17,91%), sendo N° +100 (83,81%). Assim, o solo argiloso é constituído principalmente por argila.

As faixas predominantes na amostra de solo arenoso (TABELA 4.8) foram as frações N° 18 - 60 (35,37%), N° 60 - 100 (37,38%), N° 100 - 140 (15,02%), sendo N° +100 (72,75%) e N° +150 (87,77%), ou seja, tal solo é constituído principalmente por areia fina.

Estes resultados encontram-se de acordo com a tabela 4.4, onde na análise química desses tipos de solo a maior fração encontrada no Latossolo Vermelho Amarelo foi de argila e no Latossolo Amarelo foi de areia fina.

A composição mineralógica das amostras analisadas é típica de solos da região do Cerrado e deve ser considerada nos processos de transferência de contaminantes às plantas e à água. WASSERMAN *et al.* (2002)

demonstraram que a presença de minerais, tais como Caulinita e Gibsita, podem influenciar o processo de transferência de contaminantes no sistema solo-planta, principalmente, devido à baixa capacidade de retenção de cátions desses minerais.

Nas FIGURAS 4.5 e 4.6 são mostrados os difratogramas das amostras de solo argiloso e arenoso, respectivamente, onde C corresponde à Caulinita, Q ao Quartzo e G à Gibsita. O solo argiloso apresenta a Caulinita como principal constituinte e o solo arenoso é constituído, predominantemente, de quartzo (SiO_2).

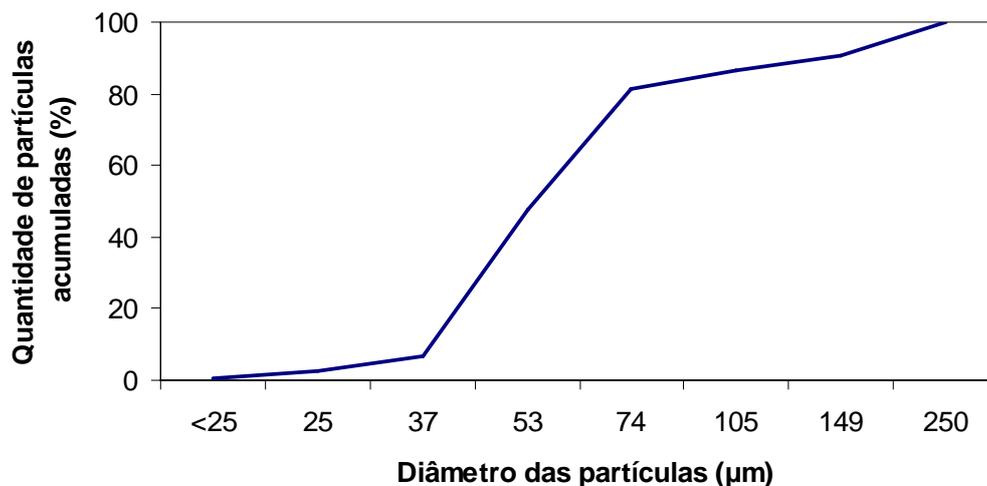


FIGURA 4.1: Resultado da análise granulométrica em amostra de fosfogesso.

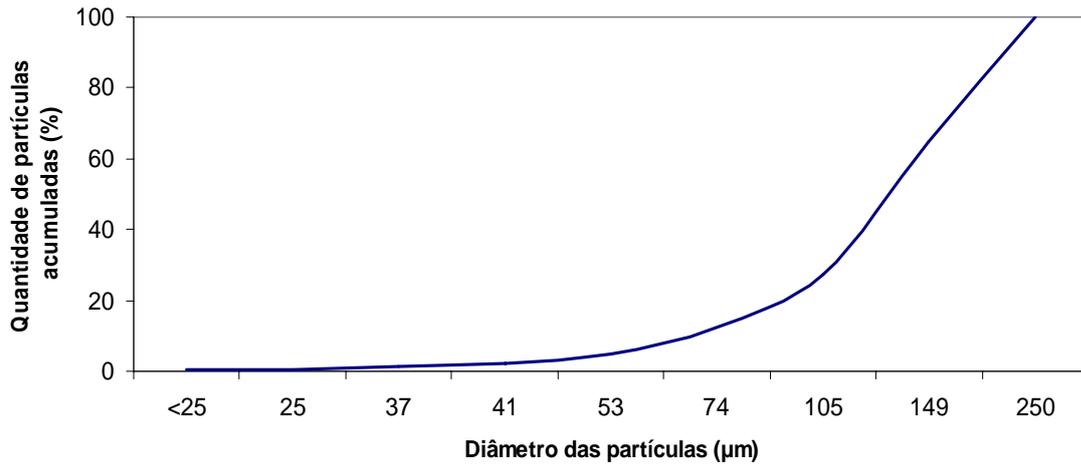


FIGURA 4.2: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo argiloso.

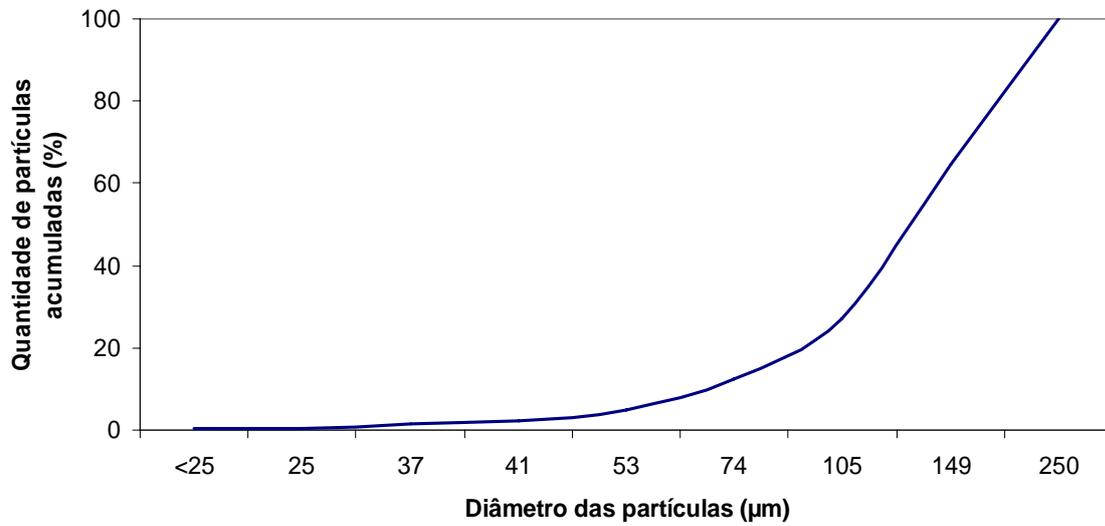


FIGURA 4.3: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo arenoso.

TABELA 4.6: Resultados das análises mineralógicas do fosfogesso.

Amostra Fração (%)	Fase Cristalina Identificada			
	Predominante (>40%)	Maior (<30%)	Menor (<10%)	Minoritária (<3%)
Fosfogesso (N°18 – 60) (9,37)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Moscovita
Fosfogesso (N°60 - 100) (4,04)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (N°100 - 140) (5,27)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Quartzo
Fosfogesso (N°140 - 200) (33,78)	Gipso	Anidrita	Bassanita	Quartzo
Fosfogesso (N°200 - 270) (40,58)	Gipso	Anidrita	Bassanita	Moscovita
Fosfogesso (N°270 - 400) (4,20)	Anidrita Gipso	-	Bassanita	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (N°400 - 500) (2,46)	Anidrita Gipso	-	Bassanita	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (N°+500) (0,31)	Gipso	Anidrita	Bassanita Quartzo	Moscovita

TABELA 4.7: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo argiloso.

Amostra (Fração) (%)	Mineral Identificado			
	Predominante (>30%)	Maior (<20%)	Menor (<5%)	Minoritário (<3%)
Solo Argiloso (N°18 – 60) (65,90)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°60 - 100) (17,91)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°100 -140) (5,50)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°140 - 200) (3,95)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Ilmenita Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°200 - 270) (1,59)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°270 - 325) (1,70)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°325 - 400) (1,21)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°400 - 500) (0,72)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (N°+500) (1,52)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo

TABELA 4.8: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo arenoso.

Amostra (fração) (%)	Mineral Identificado			
	Predominante (>60%)	Maior (<10%)	Menor (<5%)	Minoritário (<3%)
Solo Arenoso (N°18 – 60) (35,37)	Quartzo	Caolinita Gibbsita Goethita	-	Albita Anatásio Magnetita Microclina Moscovita Goethita
Solo Arenoso (N°60 - 100) (37,38)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita	Magnetita Microclina Moscovita Anatásio
Solo Arenoso (N°100 - 140) (15,02)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita	Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (N°140 - 200) (7,35)	Quartzo	Caolinita Gibbsita Goethita	-	Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (N°200 - 270) (2,68)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita Goethita	Anatásio Hematita Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (N°270 - 325) (0,67)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Goethita	Anatásio Hematita Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (N°325 - 400) (0,97)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina
Solo Arenoso (N°400 - 500) (0,30)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (N° +500) (0,25)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina Moscovita

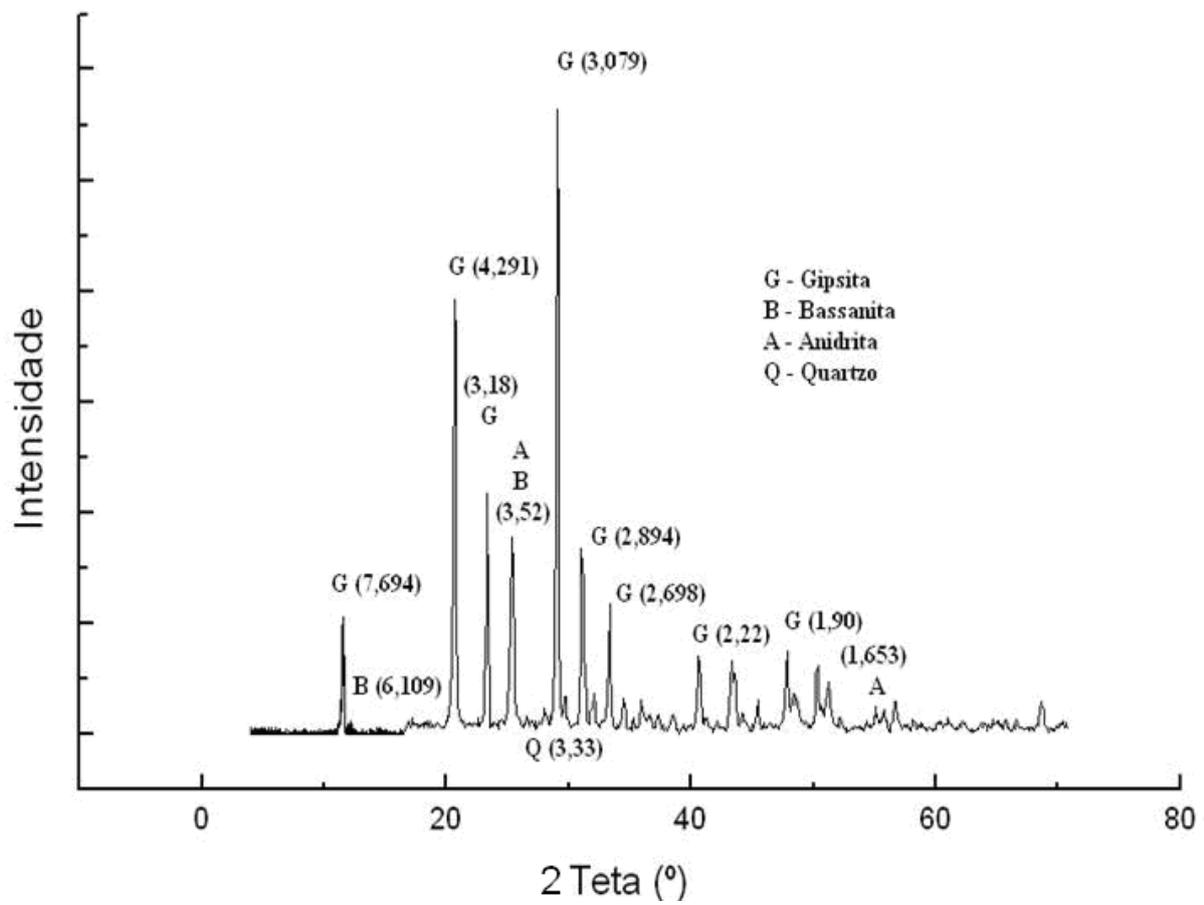


FIGURA 4.4: Difratoograma do fosfogesso.

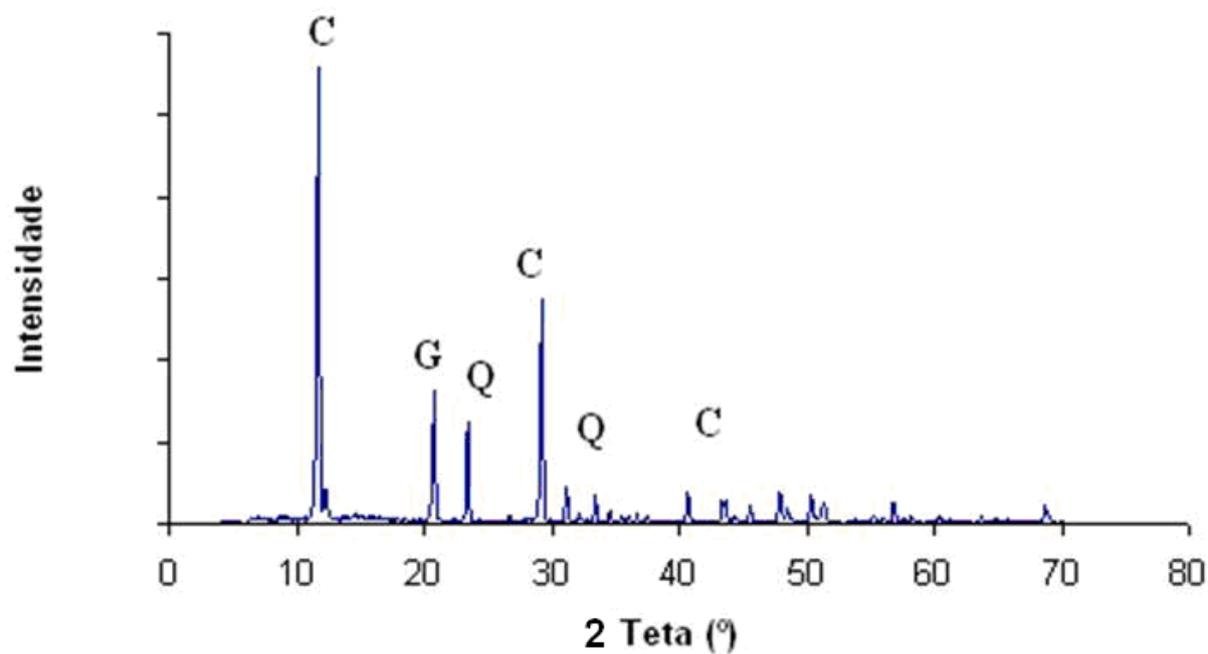


FIGURA 4.5: Difratoograma do solo argiloso.

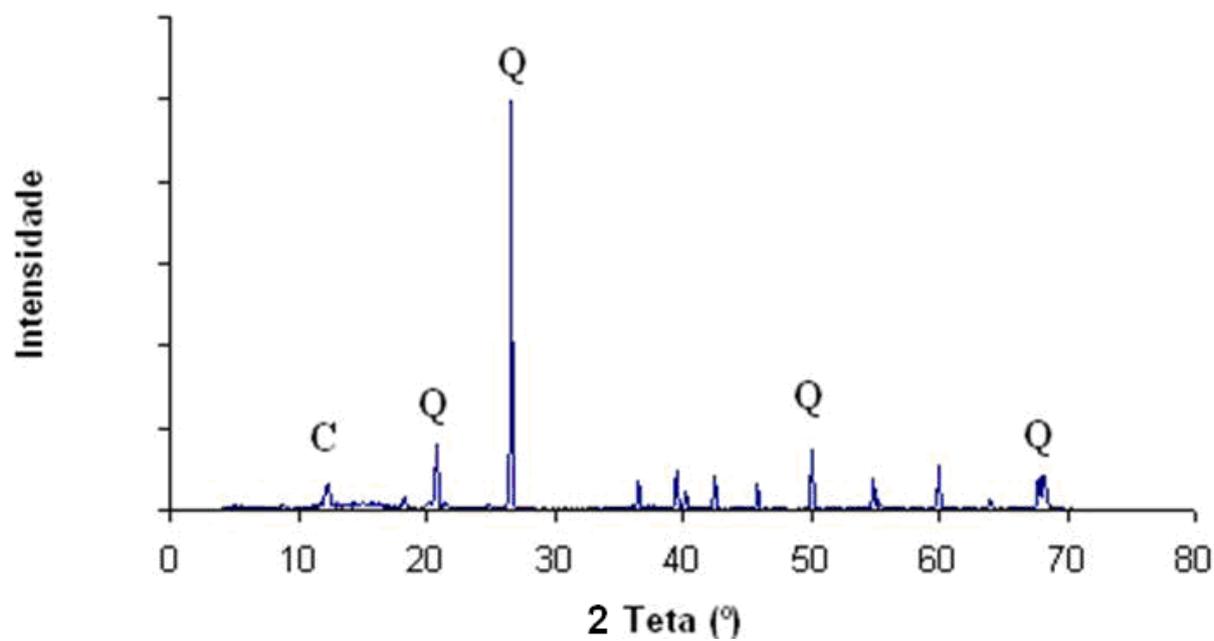


FIGURA 4.6: Difratoograma do solo arenoso.

4.5 – Atividade Média dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Fosfogesso

As atividades médias dos radionuclídeos encontradas no fosfogesso são apresentadas na TABELA 4.9.

TABELA 4.9: Atividades médias de ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po presentes no fosfogesso.

Radionuclídeos	Atividade média (Bq kg ⁻¹)	Metodologia utilizada	Atividade média (Bq kg ⁻¹)	Metodologia utilizada
^{238}U	80 ± 20	AAN- NR	78 ± 10	Espectrofotometria com Arsenazo III
^{232}Th	111 ± 13	AAN-K ₀	93 ± 11	
^{226}Ra	252 ± 26	Espectrometria Gama	-	-
^{228}Ra	226 ± 29		-	-
^{210}Pb	206 ± 29		-	-
^{210}Po	230 ± 26	Espectrometria Alfa	-	-

Inicialmente, podemos observar as atividades médias para ^{238}U e ^{232}Th . O valor médio de ^{238}U (80 Bq kg⁻¹) ficou abaixo do valor encontrado para o ^{232}Th (111 Bq kg⁻¹) nos métodos AAN-NR e AAN-K₀, respectivamente, constatando que os fosforitos ígneos (material de origem da empresa) apresentam uma quantidade menor de ^{238}U em relação ao ^{232}Th (CETEM, 2004). A mesma relação foi observada através do método de Espectrofotometria com Arsenazo III. Esses valores são da mesma ordem de grandeza de 132 Bq kg⁻¹ para ^{238}U obtido por HULL & BURNETT (1996) e 130 Bq kg⁻¹ ^{238}U obtido por HORTON *et al.* (1988) no fosfogesso da Flórida Central (PAPASTEFANO *et al.*, 2006).

Na análise de fosfogesso de duas importantes fábricas brasileiras de ácido fosfórico, SILVA (2001) encontrou valores de atividade média de 77±21 e 90±24 Bq kg⁻¹ para ^{238}U e 189±12 e 223±24 Bq kg⁻¹ para ^{232}Th . Os valores de ^{232}Th encontrados nesse projeto foram maiores que os reportados por FUKUMA

(1999), que foi de 26 Bq kg^{-1} na análise de fosfogesso proveniente de estudos de processo com rocha fosfática da região de Itaitaia, Ceará.

A atividade específica média de ^{226}Ra encontrada foi de $252 \pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$. De acordo com a USEPA (1988), este fosfogesso pode ser utilizado para fins agrícolas, já que o valor encontrado foi menor que 370 Bq kg^{-1} . O valor aqui encontrado está contido no intervalo encontrado por MAZZILLI & SAUEIA (1997) para atividade do ^{226}Ra no fosfogesso nacional de diversas procedências ($28 - 673 \text{ Bq kg}^{-1}$).

A concentração de atividade do ^{228}Ra foi de $226 \pm 29 \text{ Bq kg}^{-1}$, valor próximo ao encontrado por SAUEIA *et al.* (2005) e menor que o reportado por FUKUMA (1999) de 410 Bq kg^{-1} .

Uma atividade média de $206 \pm 29 \text{ Bq kg}^{-1}$ foi encontrada para ^{210}Pb , sendo esse um valor da mesma ordem de grandeza reportado por SILVA (1997), de 275 Bq kg^{-1} em fosfogesso de uma indústria nacional. O valor aqui encontrado para esse radionuclídeo é similar ao obtido pelo ^{210}Po ($230 \pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$), implicando em um equilíbrio radioativo entre esses dois radionuclídeos. O valor médio obtido para ^{210}Po ficou abaixo dos encontrados por SILVA (2001), que foram 581 ± 97 e $325 \pm 114 \text{ Bq kg}^{-1}$.

UMISED0 (2007) apresentou valores de atividade de até $430 \pm 20 \text{ Bq kg}^{-1}$ de ^{238}U e $230 \pm 10 \text{ Bq kg}^{-1}$ de ^{232}Th em fertilizantes de diferentes composições utilizados em solos na região metropolitana de São Paulo. Esses valores indicam que as atividades dos radionuclídeos podem ser maiores no próprio fertilizante do que no fosfogesso.

HULL & BURNET (1996) observaram que no fosfogesso da Flórida os radionuclídeos ^{238}U e ^{234}U encontram-se próximo ao equilíbrio secular com o ^{230}Th , sugerindo que no processamento químico da rocha fosfática o tório fraciona-se de forma similar ao urânio. Porém, há trabalhos na literatura que verificaram uma maior parte do tório encontrada na rocha fosfática

incorporada ao fosfogesso. Portanto, o comportamento desses elementos durante a produção do ácido fosfórico depende do processo que está sendo utilizado.

Devido ao comportamento químico semelhante ao do cálcio, o rádio é preferencialmente incorporado ao fosfogesso.

O ^{210}Pb é o filho de meia vida mais longa (22,3 anos) do ^{226}Ra . A presença de ^{210}Pb no fosfogesso é decorrente do processo de tratamento da rocha fosfática. Este radionuclídeo transforma-se por decaimento beta em ^{210}Po , um radionuclídeo de meia-vida relativamente curta (138 dias). Após um período de 1,9 anos, o ^{210}Po atinge 97% da atividade de seu progenitor.

Frente a isso, observa-se que os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po são predominantemente incorporados ao fosfogesso.

4.6 - Atividade Média dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Solo

Na TABELA 4.10 são apresentados os valores da atividade específica média do ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po encontrados nas amostras de Latossolo Vermelho Amarelo (argiloso) e Latossolo Amarelo (arenoso). Os valores certificados e experimentais de uma amostra de referência (IAEA/Soil 7) encontram-se na mesma tabela. Os valores das Atividades Mínimas Detectáveis (ANEXO III) encontram-se presentes na mesma tabela, para cada radionuclídeo.

TABELA 4.10: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo natural (base seca).

Radionuclídeo	Solo Argiloso	Solo Arenoso	Valor certificado (IAEA/Soil7)	Valor experimental (IAEA/Soil 7)	Atividade Mínima Detectável
	(Bq kg ⁻¹)				
²³⁸ U	150 ± 25	< 50	65 ± 14	54,11 ± 0.02	50
²³² Th	117 ± 3	36 ± 1	33 ± 1	34,1 ± 0.1	30
²²⁶ Ra	69 ± 5	< 20	NR	NR	20
²²⁸ Ra	114 ± 5	34 ± 2	NR	NR	7,0
²¹⁰ Pb	50 ± 8	20 ± 5	NR	NR	20
²¹⁰ Po	43 ± 6	<13	NR	NR	13

NR: Não Reportado

Comparando-se as atividades obtidas nos dois tipos de solo, observa-se uma maior atividade de todos os radionuclídeos analisados no Latossolo Vermelho Amarelo (argiloso). Os solos argilosos são formados de grãos de argila que por serem muito pequenos apresentam uma grande área específica, conferindo ao solo uma baixa permeabilidade e maior capacidade de retenção de água, nutrientes e outras substâncias químicas presentes no solo. A maior concentração de cargas negativas em solos deste tipo causa uma maior retenção de cátions. O solo arenoso apresenta características opostas, apresentando um menor valor de atividade dos radionuclídeos.

No solo argiloso, a atividade média do ²³⁸U (150±25 Bq kg⁻¹) ficou acima da encontrada no fosfogesso (80±20 Bq kg⁻¹). Isso se deve ao fato deste solo ser de uma região caracterizada por rochas de origem sedimentar, formadas a partir do intemperismo de rochas graníticas, sendo enriquecidas de urânio (CETEM, 2004). As atividade de ²³⁸U e ²³²Th no solo são originadas a partir de minerais contendo esses elementos, compostos insolúveis de tório e urânio e tório fixados por oxihidróxidos de ferro, alumínio e argila. A retenção do urânio e tório nos perfis do solo deve-se à adsorção destes pelos produtos do intemperismo, óxidos e argilas (OLIVEIRA, 2006).

De acordo com a UNSCEAR (2000), as atividades específicas para ^{238}U , ^{228}Ra e ^{226}Ra nos solos variam de 16-110 Bq kg⁻¹, 11-64 Bq kg⁻¹ e 17-60 Bq kg⁻¹, respectivamente. Evidentemente, esse valor depende das características geológicas do local. Como usualmente observado em solos brasileiros, a atividade de ^{228}Ra é superior à atividade de ^{226}Ra .

Por apresentar baixas mobilidade e solubilidade, o ^{210}Pb no solo pode variar bastante com a profundidade, decrescendo à medida em que se aumenta a profundidade em solos não perturbados há um século ou mais. A atividade de ^{210}Pb no solo é devida à difusão do gás ^{222}Rn (produto de decaimento do ^{226}Ra), à sua adsorção nas partículas do solo e ao decaimento desse gás na atmosfera seguido por precipitação no solo (MOORE & POET, 1976).

OLIVEIRA (2006) em um estudo sobre o comportamento de radionuclídeos em solos de São Paulo obteve uma atividade média de 40 Bq kg⁻¹ para ^{210}Pb , 48 Bq kg⁻¹ para ^{226}Ra e ^{238}U e 80 Bq kg⁻¹ para ^{232}Th em uma profundidade de até 30 cm.

Os valores de atividade média dos diferentes radionuclídeos analisados nas amostras de solo arenoso são semelhantes aos obtidos em amostras de solos oriundas de outras regiões do Brasil. Por exemplo, FAUSTO *et al.* (1995) obtiveram para solos não adubados da região de Itu, em São Paulo, valores médios de atividade de 20 Bq kg⁻¹ para o ^{238}U e 52 Bq kg⁻¹ para o ^{232}Th .

A análise do material de referência proveniente da IAEA foi realizada a fim de se fazer um controle de qualidade. Os resultados experimentais apresentaram valores similares aos da referência indicando, portanto, a boa exatidão do método.

4.7 – Atividade Média dos Radionuclídeos presentes nas Amostras de Solo adubadas com Fosfógeno

As atividades médias encontradas para os radionuclídeos nas amostras de solo argiloso e arenoso adubados com as massas recomendadas de fosfógeno (1 NG), a metade (0,5NG), o dobro (2 NG) e as amostras de solo não adubadas com fosfógeno são mostradas na TABELA 4.11.

Em seu trabalho, UMISEDO (2007) avaliou e comparou as atividades de ^{238}U e ^{232}Th em amostras de solo adubados com fertilizantes e solos não adubados na região metropolitana de São Paulo e constatou que as atividades de ^{232}Th foram iguais as de ^{238}U em ambos os solos. O valor médio da atividade para solos adubados foi de 66 Bq kg^{-1} para ^{232}Th e 71 Bq kg^{-1} para ^{238}U . Para os solos não adubados a média foi de 70 Bq kg^{-1} para ^{232}Th e 71 Bq kg^{-1} para ^{238}U . Esses valores são mais altos que os encontrados neste projeto para solo arenoso e menores que os encontrados para solo argiloso.

TABELA 4.11: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo adubadas com fosfógeno.

Frações fosfógeno	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
(Bq kg ⁻¹)						
Solo Argiloso						
0 NG	142 ± 14	109 ± 7	58 ± 9	104 ± 10	49 ± 26	39 ± 8
0,5 NG	133 ± 14	110 ± 12	55 ± 8	108 ± 12	47 ± 27	38 ± 9
1,0 NG	125 ± 14	116 ± 10	49 ± 8	108 ± 13	44 ± 34	34 ± 7
2,0 NG	142 ± 14	109 ± 8	57 ± 8	105 ± 10	47 ± 28	42 ± 8
Solo Arenoso						
0 NG	< 50	30 ± 3	< 20	27 ± 5	< 30	< 11
0,5 NG	< 50	31 ± 3	< 20	30 ± 10	< 30	< 11
1,0 NG	< 50	30 ± 3	< 20	25 ± 9	< 30	< 11
2,0 NG	< 50	31 ± 5	< 20	29 ± 10	< 30	< 11

PAPASTEFANOU *et al.* (2006) apresentaram valores encontrados para as atividades de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb em solos cultivados com fosfogesso em uma região da Grécia. As atividades variaram de 50-479 Bq kg⁻¹ para ^{226}Ra , 28-55 Bq kg⁻¹ para ^{228}Ra e 105-585 Bq kg⁻¹ para ^{210}Pb , representando valores bem maiores que os encontrados nos solos cultivados com fosfogesso proveniente do Brasil, exceto ^{228}Ra que apresentou resultados semelhantes aos encontrados no solo arenoso. Nos solos sem adição de fosfogesso, os autores encontraram valores de atividade variando de 37-54 Bq kg⁻¹ para ^{226}Ra , 42-56 Bq kg⁻¹ para ^{228}Ra e 45-99 Bq kg⁻¹ para ^{210}Pb .

Para avaliar se houve diferenças estatisticamente significativas entre os resultados encontrados para as diferentes dosagens de fosfogesso, para cada um dos radionuclídeos analisados, realizou-se o Teste Não Paramétrico de Kruskal-Wallis, através do Programa Estatístico Minitab 15. Esse teste avalia se conjuntos de dados representam a mesma população, por meio da comparação de suas medianas, calculando um nível de significância denominado “valor p”. Para o nível de confiança de 95%, existe diferença estatisticamente significativa, sempre que o “valor p” for igual ou inferior a 0,05 (KLEINBAUM *et al.*, 1998). Os resultados obtidos são apresentados na TABELA 4.12.

TABELA 4.12: Resultados do teste Kruskal-Wallis para as amostras de solos.

Solo Argiloso com fosfogesso	Radionuclídeos					
	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
Valor p	0,326	0,088	0,465	0,767	0,618	0,109
n	12	12	12	12	12	12
Solo Arenoso com fosfogesso	Radionuclídeos					
	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
Valor p	0,530	0,227	0,154	0,641	0,481	0,431
n	12	12	12	12	12	12

n = número de amostras.

Conforme pode ser verificado, todos os resultados apresentaram um “valor p” superior a 0,05 indicando, portanto, que o conjunto de dados representa uma mesma população. Conseqüentemente, pode-se considerar que a adição de fosfogesso, para todas as doses utilizadas, não chegou a alterar a atividade dos radionuclídeos em comparação com a amostra de referência (dose igual a 0 NG).

4.8 - Atividade Média de Radionuclídeos presentes nas Amostras de Alface, Milho e Soja

Foi necessária a junção das massas das três repetições de cada cultura para se obter uma massa adequada para análise. Assim, cada resultado equivaleu às três repetições de cada dosagem, tipo de solo e cultura.

Nas TABELAS 4.13, 4.14 e 4.15 encontram-se os resultados das atividades dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alface, milho e

soja, respectivamente, cultivadas nos solos com as dosagens recomendadas de fosfogesso e no solo sem adição do mesmo.

TABELA 4.13: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alface (base seca).

Frações fosfogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
(Bq kg ⁻¹)						
Solo Argiloso						
0 NG	0,22 ± 0,03	0,2 ± 0,05	< 3,6	< 8,0	< 8,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	0,21 ± 0,03	< 0,07	2,0 ± 1,0	1,5 ± 0,6	< 3,0	2,0 ± 0,6
1,0 NG	0,11 ± 0,02	< 0,07	< 2,2	< 4,0	< 3,0	1,0 ± 0,6
2,0 NG	0,14 ± 0,02	0,4 ± 0,2	2,0 ± 1,0	< 2,0	< 3,0	2,0 ± 0,6
Solo Arenoso						
0 NG	0,15 ± 0,03	0,7 ± 0,2	< 2,0	< 6,4	< 7,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	0,12 ± 0,03	0,5 ± 0,2	< 4,0	6,0 ± 2,0	< 4,0	< 1,0
1,0 NG	0,12 ± 0,03	0,6 ± 0,3	< 3,0	8,0 ± 3,0	< 3,0	1,3 ± 0,6
2,0 NG	0,11 ± 0,02	0,7 ± 0,3	< 2,0	7,0 ± 2,0	< 5,0	1,5 ± 0,4

As concentrações obtidas no presente estudo foram semelhantes às obtidas por outros autores. RIBEIRO (2004), por exemplo, mediu a atividade de radionuclídeos em alfaces (peso seco) cultivadas em solo brasileiro adubado com fertilizantes diversos e encontrou valores variando de 0,32 a 2,77 Bq kg⁻¹ para o ^{226}Ra ; 0,13 a 7,5 Bq kg⁻¹ para o ^{228}Ra e de 0,94 a 8,48 Bq kg⁻¹ para o ^{210}Pb . Estudou também amostras de feijão, que assim como a soja, pertence à família das leguminosas, e encontrou valores de atividade de ^{210}Pb de até 8,1 Bq kg⁻¹. Esses resultados indicam que o uso do resíduo fosfogesso pode vir a concentrar menos radionuclídeos nas plantas que o próprio fertilizante.

VENTURINI & SORDI (1999) analisaram o conteúdo de radionuclídeos em alface brasileira e constataram que os valores das atividades dos radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th ficaram abaixo de 0,75 Bq kg⁻¹.

Outro trabalho sobre concentrações de radionuclídeos em alimentos, incluindo frutas, legumes, cereais e carnes foi desenvolvido na Espanha, por HÉRNANDEZ *et al.* (2004), analisando itens alimentares produzidos localmente ou importados. Para ^{238}U e ^{232}Th os valores não ultrapassaram 2 Bq kg^{-1} .

TABELA 4.14: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de milho (base seca).

Frações fosfogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
(Bq kg ⁻¹)						
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,011	0,03 ± 0,01	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
0,5 NG	< 0,019	0,04 ± 0,01	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
1,0 NG	< 0,010	0,08 ± 0,01	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
2,0 NG	< 0,010	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,009	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
0,5 NG	< 0,010	0,01 ± 0,003	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
1,0 NG	< 0,009	0,08 ± 0,01	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
2,0 NG	< 0,013	< 0,007	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3

Há poucos trabalhos na literatura sobre atividade de radionuclídeos em culturas cultivadas em solo com fosfogesso. Um deles é o de PAPASTEFANOU *et al.* (2006) que estudaram solos cultivados com fosfogesso na região da Grécia e alguns produtos cultivados nesses solos. Entre esses produtos, destaca-se o milho, que apresentou uma atividade de $2,09 \text{ Bq Kg}^{-1}$ para ^{226}Ra .

TABELA 4.15: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de soja (base seca).

Frações fosfogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
	(Bq Kg ⁻¹)					
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,042	0,05 ± 0,01	6,0 ± 0,1	2,1 ± 0,3	2,1 ± 0,4	< 0,7
0,5 NG	0,17 ± 0,02	0,81 ± 0,05	7,0 ± 0,1	4,0 ± 0,5	4,0 ± 0,5	< 0,7
1,0 NG	<0,035	0,27 ± 0,03	11,0 ± 1,0	9,1 ± 0,9	9,1 ± 0,5	< 0,6
2,0 NG	< 0,028	0,15 ± 0,02	6,0 ± 0,9	4,5 ± 0,5	4,5 ± 0,5	< 0,7
Solo Arenoso						
0 NG	0,07 ± 0,02	0,03 ± 0,01	4,2 ± 0,8	5,4 ± 0,7	4,2 ± 0,8	< 0,7
0,5 NG	< 0,048	0,13 ± 0,02	4,0 ± 0,7	5,6 ± 0,7	<4,0	< 0,6
1,0 NG	0,45 ± 0,03	0,19 ± 0,02	4,1 ± 0,7	7,9 ± 0,9	<4,0	< 0,7
2,0 NG	2,58 ± 0,13	0,29 ± 0,04	6,0 ± 1,0	10 ± 1,0	4,8 ± 0,9	< 0,7

Houve poucas diferenças significativas entre os valores de atividade específica levando-se em conta as diferentes doses de fosfogesso utilizadas.

4.9 – Atividade Média de Radionuclídeos presentes nas Amostras de Água Percolada

Os resultados encontrados para as atividades de ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água percolada das culturas de alface, milho e soja encontram-se nas TABELAS 4.16, 4.17 e 4.18, respectivamente.

Como pode ser observado todas as atividade foram muito baixas, ficando a maioria abaixo da Atividade Mínima Detectável dos métodos utilizados. Praticamente não se observa diferença entre os valores obtidos para a amostra em que foi adicionada a dosagem máxima de fosfogesso e a amostra de referência (sem adição de fosfogesso). Esse fato indica que a contaminação dos tipos de solo (arenoso e argiloso) pela adição do fosfogesso, para todas as

dosagens consideradas, não resultou na lixiviação dos radionuclídeos analisados no perfil de solo considerado.

TABELA 4.16: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (alface).

Frações fosfогesso	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
(Bq L ⁻¹)						
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007

TABELA 4.17: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (milho).

Frações fosfогesso	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
(Bq L ⁻¹)						
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	0,04±0,01	<0,02	<0,006
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	<0,02	<0,02	<0,02	<0,006

TABELA 4.18: Atividade média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada (soja).

Frações fosfogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
	(Bq L ⁻¹)					
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	0,03 ± 0,01	<0,02	<0,02	<0,006
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	<0,02	<0,006
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	0,05 ± 0,01	0,07 ± 0,01	<0,02	<0,006
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,01	<0,006
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,110	< 0,006	0,06 ± 0,01	0,14 ± 0,02	<0,02	<0,006
0,5 NG	< 0,110	< 0,006	0,06 ± 0,01	0,16 ± 0,02	0,03 ± 0,01	<0,006
1,0 NG	< 0,110	< 0,006	0,08 ± 0,02	0,22 ± 0,03	0,12 ± 0,02	<0,006
2,0 NG	< 0,110	< 0,006	0,06 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,05 ± 0,01	<0,006

4.10 - Estimativa dos Fatores de Transferência Solo-Planta

Uma vez presentes na solução do solo, os radionuclídeos podem estar adsorvidos aos colóides, ficarem disponíveis para a absorção pelas raízes ou migrar de modo descendente no perfil do solo. A contaminação das partes comestíveis de um vegetal geralmente inicia-se com a absorção de nutrientes pelas raízes até o transporte de seiva pelas partes aéreas do vegetal, sendo o passo inicial do fluxo de radionuclídeos na cadeia alimentar.

Por relacionar a contaminação no solo com as partes comestíveis de um vegetal, o fator de transferência, FT, é considerado uma grandeza muito importante, sendo definido como a razão entre as concentrações de radionuclídeos na planta e as concentrações no solo, na zona das raízes, expressas em Bq kg⁻¹, dos respectivos pesos secos.

No entanto, a literatura demonstra que para o mesmo tipo de solo, para a mesma espécie vegetal e para um mesmo radionuclídeo, os valores de FT

variam, inclusive em ordem de magnitude (FRISSEL, 2002; TWINING, 2004; AMARAL, 2005). Esta grande variabilidade indica que não existe uma relação direta entre a concentração de um radionuclídeo no solo e na planta e a razão para a tal variabilidade de FT é óbvia: como citado anteriormente, aos fatores que influenciam a absorção dos elementos pelas raízes somam-se um número de processos relacionados à química, biologia e física do solo, à fisiologia vegetal e às atividades humanas como a agricultura. No entanto, embora questionável, o FT é até o presente o parâmetro utilizado para estimar a transferência de um radionuclídeo do solo para planta (RIBEIRO, 2004).

De uma maneira geral, os resultados de atividade média dos radionuclídeos analisados apresentaram valores menores que a atividade mínima detectável. Mesmo assim, foram calculados os FT dos radionuclídeos para aquelas condições em que a atividade específica estava acima desses valores. Os resultados obtidos são apresentados na TABELA 4.19.

É interessante notar que os maiores valores obtidos são aqueles correspondentes aos isótopos de rádio, nas plantações de alface e soja. Vale ressaltar que a demanda por cálcio dessas plantas é maior e que o rádio tem um comportamento químico e, possivelmente, metabólico semelhante ao cálcio. Além disso, a soja é uma planta fixadora de N atmosférico e, como tal, sua absorção de nitrato é limitada. Isso causa um "desbalanço" na relação cátions/ânions absorvidos, o que é compensado pela extrusão de prótons acidificando a rizosfera. Como consequência, aumenta a solubilidade de vários elementos na região próxima ao sistema radicular, facilitando a absorção destes nuclídeos pela planta.

Podemos observar que os valores de FT são maiores em solos arenosos. Segundo PORTILHO (2005), isso se deve ao menor teor de matéria orgânica e baixa capacidade de troca catiônica existente nesse tipo de solo, causando uma baixa retenção dos radionuclídeos e disponibilizando-os, conseqüentemente, para a planta.

RIBEIRO (2004) em seu estudo sobre radionuclídeos em vegetais cultivados com fertilizantes no Rio de Janeiro, obteve FT igual a $2,56E-02$ para ^{226}Ra e $3,56E-02$ para ^{228}Ra na cultura do feijão e $3,74E-02$ para ^{226}Ra e $4,74E-02$ para ^{228}Ra na cultura de alface. Os valores encontrados por VASCONCELLOS (1987), $2,4E-03$ a $1,7E-02$ para isótopos de rádio, referem-se à região de Poços de Caldas, região de radioatividade natural elevada, onde os vegetais foram coletados em fazendas grandes produtoras da região que utilizavam insumos químicos para aumentar a produtividade. Todos esses valores são da mesma ordem que os encontrados no presente estudo.

Nota-se que os solos estudados apresentaram valores de FT mais elevados que aqueles obtidos em solos de clima temperado para a mesma cultura, de acordo com levantamento realizado pela IUR (1989), superando-os em alguns casos em uma ordem de grandeza. Tais resultados podem ser explicados pelo fato dos solos de clima tropicais serem mais lixiviados e pobres em matéria orgânica, resultando em uma menor capacidade de retenção de elementos no solo, promovendo maior mobilidade dos elementos para as plantas e, portanto, a elevação dos valores de FT.

Os resultados obtidos no presente estudo indicam que, de uma maneira geral, a mobilidade dos radionuclídeos em ambos os solos estudados foi baixa. Deve ser salientado que o processo envolvendo a mobilidade de radionuclídeos no solo é muito complexo e depende de vários fatores que descrevem as características físicas, químicas e biológicas do solo.

TABELA 4.19: Fatores de Transferência solo-planta.

Frações fosfogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Alface						
Solo Argiloso						
0NG	1,6E-03	1,8E-03	-	-	-	7,7E-02
0,5NG	1,6E-03	-	3,6E-02	1,4E-02	-	5,3E-02
1NG	9,4E-04	-	-	-	-	2,9E-02
2NG	1,0E-03	3,7E-03	3,6E-02	-	-	4,8E-02
Solo Arenoso						
0NG	-	2,3E-02	-	-	-	-
0,5NG	-	1,6E-02	-	2,0E-01	-	-
1NG	-	2,0E-02	-	3,2E-01	-	-
2NG	-	2,3E-02	-	2,4E-01	-	-
Milho						
Solo Argiloso						
0NG	-	3,49E-04	-	-	-	-
0,5NG	-	3,27E-04	-	-	-	-
1NG	-	7,16E-04	-	-	-	-
2NG	-	-	-	-	-	-
Solo Arenoso						
0NG	-	-	-	-	-	-
0,5NG	-	4,19E-04	-	-	-	-
1NG	-	2,63E-03	-	-	-	-
2NG	-	-	-	-	-	-
Soja						
Solo Argiloso						
0NG	-	4,1E-04	1,0E-01	2,0E-02	8,6E-02	-
0,5NG	-	7,3E-03	1,3E-01	3,7E-02	9,8E-02	-
1NG	1,3E-03	2,4E-03	2,2E-01	8,4E-02	9,3E-02	-
2NG	-	1,4E-03	1,1E-01	4,3E-02	8,5E-02	-
Solo Arenoso						
0NG	-	1,2E-03	-	2,0E-01	-	-
0,5NG	-	4,0E-03	-	1,9E-01	-	-
1NG	-	6,4E-03	-	3,2E-01	-	-
2NG	-	9,5E-03	-	3,4E-01	-	-

4.11 - Estimativa de Dose

O consumo de alimentos é uma importante rota de exposição interna dos seres humanos à radiação emitida pelos radionuclídeos. O uso de produtos que contenham radionuclídeos pode contribuir para o aumento dos teores de radionuclídeos naturais nos vegetais, ocasionando um aumento na dose a qual os consumidores estão expostos (FIGURA 4.7).

Para estimar a contribuição anual à dose efetiva comprometida (ANEXO I), decorrente da ingestão das culturas analisadas neste trabalho, inicialmente, foi realizada uma pesquisa para conhecer a quantidade consumida de cada cultura por um indivíduo da população em questão. No Brasil, essa informação é fornecida pela POF (Pesquisa de Orçamentos Familiares) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Neste trabalho foram utilizados dados do último censo de 2002/2003 (IBGE, 2003). Os consumos per capita para o estado de Minas Gerais, em kg ano^{-1} , para alface, milho em grão e soja são: 0,822; 10,62 e 0,425, respectivamente.

Os valores das doses efetivas comprometida por unidade de incorporação por ingestão para membros do público (Sv Bq^{-1}) para cada um dos radionuclídeos, os quais são estimados a partir de modelos biocinéticos e dosimétricos de incorporação de radionuclídeos se aplicam a trabalhadores ocupacionalmente expostos (ICRP, 1991; CNEN, 2005). O cálculo de dose feito neste trabalho é uma consideração, maximizando o efeito da dose ingerida pelo ser humano (OLIVEIRA, 2008).

No presente estudo foi feita a estimativa da dose equivalente efetiva anual considerando apenas os maiores valores de atividade média de cada radionuclídeo cujos resultados finais apresentaram-se superiores à atividade mínima detectável.

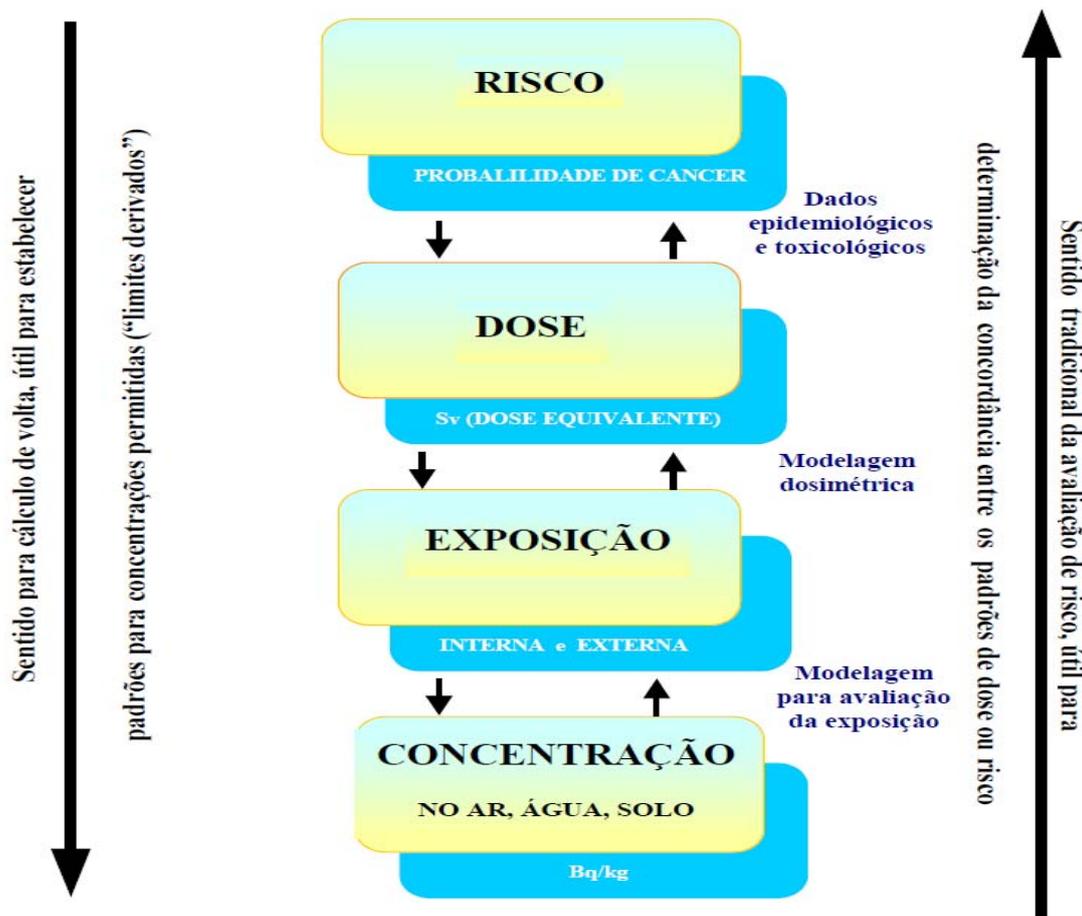


FIGURA 4.7: Relações entre Risco, Dose, Exposição e Atividade de radionuclídeos no meio ambiente.

Fonte: CIPRIANI, M. (2002).

Os resultados da atividade ingerida anual e da dose equivalente efetiva anual para membros do público com idade superior a 17 anos são apresentados na TABELA 4.20. Nessa tabela também se encontram relacionados os valores adotados de dose efetiva comprometida por unidade de incorporação por ingestão para cada um dos radionuclídeos de interesse e da atividade média das amostras de alface, soja e milho.

Este resultado demonstra que para as condições simuladas no presente estudo, não haveria restrição, do ponto de vista de proteção radiológica do uso do fosfogesso na agricultura.

TABELA 4.20: Estimativa da Dose Efetiva.

Radionuclídeos	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Dose efetiva comprometida por unidade de incorporação por ingestão por membros do público com idade superior a 17 anos (Sv Bq^{-1})	3,3E-07	2,3E-07	2,8E-07	6,7E-07	6,9E-07	2,4E-07
Dose Efetiva Comprometida (mSv ano^{-1})						
Alface	5,9E-05	1,3E-04	4,6E-04	4,8E-03	-	1,7E-03
Milho	-	2,0E-04	-	-	-	-
Soja	8,6E-06	2,7E-05	1,1E-03	3,2E-03	1,2E-03	-
Dose total por tipo de cultura (mSv ano^{-1})						
Alface			7,2E-03			
Milho			2,0E-04			
Soja			5,5E-03			
Dose Total (mSv ano^{-1})				1,3E-02		

A dose efetiva comprometida determinada ficou abaixo do limite de restrição de dose de $0,3 \text{ mSv ano}^{-1}$ da ICRP (1991), para o público em geral. Evidentemente, esse resultado deve-se apenas à pequena fração que todas essas culturas representam na dieta diária típica. Há muitos outros alimentos consumidos significativamente pela população não só de Minas Gerais, como de todo o Brasil e que não foram analisados nesse projeto. Mesmo assim, pode-se inferir que a aplicação do fosfogesso, tanto no solo argiloso, como arenoso, não resultou em um aumento da exposição do homem à radioatividade natural para as condições experimentais consideradas no presente estudo.

5 - CONCLUSÕES

Nesse trabalho, foram analisadas amostras de fosfogesso (resíduo da indústria de ácido fosfórico), dois tipos de solo comuns na região do cerrado (argiloso e arenoso), os mesmo solos adubados com fosfogesso, culturas de alface, milho e soja, a água lixiviada dessas culturas, o Fator de Transferência solo-planta e, finalmente, a dose estimada do consumo desses alimentos para o homem. Em virtude da presença de elementos radioativos das séries naturais no resíduo fosfogesso, sendo os mais importantes do ponto de vista radiológico e ambiental o ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , foram necessárias essas análises a fim de se verificar se sua aplicação na agricultura para melhoria do ambiente radicular do subsolo resultaria na transferência dos radionuclídeos para as culturas e, conseqüentemente, no aumento da dose ingerida no consumo alimentar.

A viabilidade do uso do fosfogesso na agricultura contribuiria também para a diminuição das toneladas estocadas desse resíduo nas empresas que o produzem, contribuindo assim com o desenvolvimento sustentável.

Esse resíduo foi classificado como Classe IIA- Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo de acordo com a Norma Técnica ABNT NBR 10004:2004. Análises químicas revelaram a presença predominante de cálcio (25,2%) e enxofre (16,6%), sendo esses valores compatíveis com os apresentados pelos fertilizantes fosfatados. A análise mineralógica do fosfogesso indicou que o mesmo é constituído essencialmente de Gipso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e, portanto, esse resíduo é, basicamente, um sulfato de cálcio dihidratado.

Os solos foram analisados quanto à sua fertilidade. A análise revelou que os dois solos são ácidos e apresentaram baixa concentração de nutrientes disponíveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P) e um baixo valor de CTC efetiva, caracterizando-os como solos de baixa fertilidade. O baixo índice de saturação por bases (V) caracteriza um solo distrófico indicando que apenas pequenas

quantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ estão presentes adsorvidos às cargas negativas dos colóides. Dessa forma, a maior parte do complexo de troca encontra-se ocupado por íons H^+ e Al^{3+} , os quais constituem a acidez potencial dos solos indicando, portanto, que a saturação por alumínio é relativamente alta, prejudicando o desenvolvimento das plantas. O maior teor de matéria orgânica e a maior concentração de íons cálcio no solo argiloso indicam uma ligeira condição de fertilidade frente ao solo arenoso.

A atividade específica média de ^{226}Ra encontrada no fosfogesso foi de $252 \pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$, podendo ser utilizado para fins agrícolas, já que o valor encontrado foi menor que 370 Bq kg^{-1} , limite recomendado pela USEPA (1988). Os valores encontrados para ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foram da mesma ordem de grandeza do encontrado para ^{226}Ra . As atividades de ^{238}U e ^{232}Th foram menores, evidenciando que durante a digestão da rocha fosfática há uma quebra do equilíbrio, havendo uma redistribuição dos radionuclídeos: 80% do ^{238}U e 70% ^{232}Th vão para o ácido fosfórico, enquanto 80% do ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po vão para o fosfogesso. De modo geral, os valores encontrados ficaram próximos aos apresentados na literatura.

As concentrações de atividade dos radionuclídeos no solo argiloso ficaram acima dos valores encontrados para o solo arenoso. Isso pode ser explicado pelas características do solo argiloso, que apresentam grãos muito pequenos (grande área específica) e maior teor de matéria orgânica, conferindo ao solo uma maior retenção de íons.

Nas análises das amostras de solo adubadas com fosfogesso as análises estatísticas (Teste Não Paramétrico Kruskal-Wallis) (KLEINBAUM *et al.*, 1998) mostraram que a adição de fosfogesso nos solos nas diferentes doses não chegou a alterar a atividade dos radionuclídeos nesses solos a níveis considerados estatisticamente relevantes.

As concentrações de atividade obtidas para as amostras de alface, milho e soja foram semelhantes às obtidas por outros autores, em amostras

adubadas com fertilizantes fosfatados. RIBEIRO (2004), por exemplo, mediu também a atividade de radionuclídeos feijão, que assim como a soja, pertence à família das leguminosas, e encontrou valores de atividade de ^{210}Pb de até 8,1 Bq kg^{-1} .

A água percolada apresentou valores de atividade média abaixo dos limites mínimos de detecção para todas as culturas analisadas. De um modo geral, a mobilidade de todos os radionuclídeos no solo foi baixa, não ocorrendo a transferência para as culturas nem a lixiviação com as águas percoladas. As exceções foram para ^{226}Ra na cultura de alface e ^{226}Ra nas plantações de alface e soja. Os principais fatores que podem ter influenciado neste comportamento foram: o curto intervalo de tempo do experimento e o baixo fluxo de água em que o solo foi submetido. Entretanto, tais condições foram necessárias devido às características exigidas pela planta utilizada no experimento, no caso da alface que possui um ciclo curto de, aproximadamente, quarenta dias.

Os Fatores de Transferência (FT) foram estimados para aquelas condições em que a atividade específica mostrou-se superior à atividade mínima detectável para todas as culturas. Os valores obtidos variaram de 9,4E-04 a 3,4E-01.

A dose efetiva comprometida determinada no presente trabalho (1,3E-02) ficou abaixo do limite de restrição de dose de 0,3 mSv ano^{-1} recomendado pela ICRP (1991) para o público em geral indicando, portanto, que a aplicação do fosfogesso não resultou em um aumento significativo da exposição do homem à radioatividade natural, nas condições experimentais do presente trabalho.

Os dados obtidos no presente trabalho demonstram a viabilidade do uso do fosfogesso na agricultura do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY OF UNITED STATES. *Toxicological Profile for Thorium*. Report of the US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. ATSDR, 1990, Washington, 379p. Disponível em : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp147-c5.pdf>. Acesso em 10 Fevereiro 2009.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY OF UNITED STATES. Toxicological profile for uranium. U.S. Department of Health and Human Services. ATSDR, 1999, Washington, 379p.

ALBERS, P.F.; MELCHIADES, F.G.; MACHADO, R.; BALDO, J.B. & BOSCHI, A.O. “Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X”. *Cerâmica*, **48**(305): 34, 2002.

ALVAREZ, V. V. H. *Equilíbrio de Formas Disponíveis de Fósforo e Enxofre em Dois Latossolos de Minas Gerais*. Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas - UFV, 1974. Dissertação de Mestrado, 137p.

AMARAL, E.C.S. *Modificação da Exposição à Radiação Natural Devido a Atividades Agrícolas e Industriais numa Área de Radioatividade Natural Elevada no Brasil*. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Biofísica – UFRJ, 1992. Tese de doutorado, 130p.

AMARAL, R.S. “Intake of uranium and radium-226 due food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco – Brazil”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **82**: 383, 2005.

ANGUISSOLA, S. & SILVA, S. “Foliar absorption and leaf fruit transfer of ¹³⁷Cs in fruit trees”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **16**: 97, 1992.

AQUINO, P.E. “A produção de ácido fosfórico e a geração de fosfogesso”. *Anais do Seminário Internacional Sobre Aplicações do Fosfogesso*. Belo Horizonte, 2006. UFMG. Disponível em: < <http://www.fosfogesso.eng.ufmg.br>>. Acesso em 10 Agosto 2008.

ARAÚJO, G.H.S.; ALMEIDA, J.R. & GUERRA, A.J.T. “Gestão ambiental de áreas degradadas”. 1ª ed, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. 320 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004*: Resíduos sólidos classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a. 71 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10005*: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b. 16 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10006*: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c. 3p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10007*: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004d. 21 p.

BARTL, P.E. & ALBUQUERQUE, P.C.W. “Alternativas para reciclagem industrial do fosfogesso”. *Anais do II Seminário sobre o uso de gesso na agricultura*. Uberaba - MG, 1992, 14p.

BECKER, P. **Phosphates and phosphoric acid**. New York: Marcel Dekker, 1983. 471p.

BLEICHER, L. & SASAKI, J.M. Introdução a difração de raios – X em cristais. Universidade Federal do Ceará, 2000. Disponível em: <<http://www.fisica.ufc.br/raiosx/download/apostila.pdf>> Acesso em 10 Fevereiro 2009.

BOLÍVAR, J.P.; GARCIA-TENÓRIO, R. & GARCIA-LEON, M. “On the fractionation of natural radioactivity in the production of phosphoric acid by the wet acid method”. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **214** (2): 77, 1996.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa Nº 21, DE 16 DE ABRIL DE 2008 - Alteração da Instrução Normativa nº 5 de 23/02/2007: Aprova as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes minerais, destinados à agricultura, conforme anexos a esta Instrução Normativa**. MAPA, 2008. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/servlet/VisualizarAnexo?id=14143> – Acesso em 10 Fevereiro 2009.

CAIRES, E.F.; BANZATTO, D.A. & FONSECA, A.F. “Calagem na superfície em sistema plantio direto”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **24**:161, 2000.

CAIRES, E.F.; KUSMAN, M.T; BARTH, G.; GARBUIO, F.J. & PADILHA, J.M. “Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **28**: 125, 2004.

CAMARGO, I.M.C. *Determinação da Concentração dos Isótopos Naturais de Urânio e Tório em Amostras de Água*. São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear Básica - IPEN/CNEN, 1994. Dissertação de Mestrado, 80p.

CANUT, M. *Estudo da Viabilidade da Substituição do Gesso pelo Rejeito Fosfogesso em Material de Construção*. Belo Horizonte, Programa de Pós-Graduação em Construção Civil – UFMG, 2006. Dissertação de Mestrado, 110p.

CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DA TECNOLOGIA NUCLEAR. *Análise granulométrica de minérios*. Belo Horizonte: CDTN, 2001 (Rotina Técnica RT(CT5)CDTN-0338).

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. “Impactos Radiológicos na Indústria do Fosfato”. Rio de Janeiro: CETEM, 2004. 48p. (Série Estudos e Documentos - CETEM/MCT56). Disponível em: http://www.cetem.gov.br/publicacao/CETEM_SED_56.pdf. Acesso em 10 Agosto 2008.

CIPRIANI, M. *Mitigação dos Impactos Sociais e Ambientais Decorrentes do Fechamento Definitivo de Minas de Urânio*. Campinas, Programa de Pós-Graduação em Geociências – UNICAMP, 2002. Tese de doutorado, 356p.

COHEN, J. E. “A maturidade da população”. *Scientific American*, **41**: 40, 2005.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*, CFSEMG, 1999. Lavras, 95p.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Coefficientes de Dose para Exposição do Público*. Posição Regulatória 3.01 / 011, Rio de Janeiro. CNEN, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Dispõe sobre a classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional*. CONAMA, 1986. Resolução n. 20, Brasil, DNAEE (atual Agência Nacional de Energia Elétrica).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA, 2002. Resolução nº 307 de 5 de julho de 2002. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em 10 Setembro 2008.

CORREIA, J.R.; REATTO, A. & SPERA, S.T. Solos e suas relações com o uso e o manejo. Cerrado: Correção do solo e adubação. 2ª ed., Brasília, 2004. 416p.

CUTSHALL, N.H.; LARSE, I.L.; OLSEC, C.R. "Direct analysis of ^{210}Pb in sediment samples: self-absorption corrections". *Nuclear Instruments and Methods*, **206**: 309, 1983.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Sumário Mineral Brasileiro- 2008. Brasília: DNPM, 2008.

DE CORTE, F. *The k_0 - standardisation method: a move to the optimisation of neutron activation analysis*. Rijksuniversiteit Gent, Faculteit Van de Wetenschappen, Gent., 1986. Thesis (Doctor), 464p.

DE SOETE, D.; GIJBELS, R. & HOSTE, J. *Neutron Activation Analysis*. London: Wiley-Interscience, 1972. 834p.

DIAS, L.E. *Dinâmica de Formas de Enxofre e de Cátions Trocáveis em Colunas de Solo Tratadas com Diferentes Doses de Fósforo e Gesso*. Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas – UFV, 1991. Tese de Doutorado, 147p.

DIAS, L.E.; ALVAREZ V, V.H.; COSTA, L.M. & NOVAIS, R.F. "Distribuição de algumas formas de enxofre em colunas de solos tratados com diferentes doses de fósforo e gesso". *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **18**: 373, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Manual de métodos de análise de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2ª ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA milho e sorgo. Fertilidade de solos, 2000. Disponível em <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/fercalagem.htm>. Acesso em 10 Agosto 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA Ambiental Cerrados: (Conhecimento, Tecnologia e Compromisso) EMBRAPA, 2005a. Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/unidade/informacoesgerais.pdf>. Acesso em 10 Agosto 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. "Uso de gesso agrícola nos solos do cerrado". Planaltina: EMBRAPA, 2005b. 18p. (Circular Técnica 32). Disponível em

http://bbeletronica.cpac.embrapa.br/2005/cirtec/cirtec_32.pdf. Acesso em 11 Agosto 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA Cerrados. Apresentação, 2009. Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/unidade/apresentacao/>. Acesso em 20 Fev. 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 1975. “Radioactivity distribution in phosphate products, by-products, effluents and wastes”. AMERICAN CHEMICAL SOCIETY ANNUAL MEETING. Chicago.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 1988. “Background Information Document: Statistical Procedures for Certifying Phosphogypsum for Entry Into Commerce”. EPA 402-R-98-008, Washington, DC.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 1992. “*Potential Uses of Phosphogypsum and Associated Risks*: Background Information Document”. EPA 520/1-91- 029, 117p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 2009a. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides/uranium>. Acesso em 10 Fevereiro 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 2009b. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides/thorium.html>. Acesso em 10 Fevereiro 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. USEPA, 2009c. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides/radium.html>. Acesso em 10 Fevereiro 2009.

EPSTEIN, E. & BLOOM, A. J. Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives, 2 ed., Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. Capítulos 4, 5 e 6, 2005.

ERNANI, P.R.; CASSOL, P.C. & PERUZZO, G. “Eficiência agrônômica do gesso agrícola no sul do Brasil”. *Anais do II Seminário do Uso do Gesso na Agricultura*. Uberaba - MG, 1992, p. 263-276.

ERNANI, P.R.; RIBEIRO, M.S. & BAYER, C. “Modificações químicas em solos ácidos ocasionados pelos métodos de aplicação de corretivo de acidez e de gesso agrícola”. *Scientia Agrícola*, **58**: 825, 2001.

EUROPEAN COMMISSION. “Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – PART II. Application Of The Concepts Of Exemption And Clearance To Natural Radiation Sources”. Radiation Protection 122. Directorate-General – Environment. EU, 2001.

FAUSTO, A.M.F.; MARQUES, L.S.; OTSUBO, S.M.; PAES, W.S.; HIODO, F.; YOSHIMURA, E.M. & NAGATOMO, T. “Espectrometria Gama, Termoluminescência e Ativação Neutrônica Aplicadas ao Estudo da Radioatividade em Solo Granítico”. IN: *IV Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica*. Boletim de Resumos Expandidos. Sociedade Brasileira de Geofísica, Rio de Janeiro, 1995. p. 929-932.

FLORIDA INSTITUTE OF PHOSPHATE RESEARCH. *Production of High-Value Cash Crop on Mixtures of Sand Tailings and Waste Phosphatic Clays*. University of Florida: FIRP, 1989. 189p. (Publication nº 03-075-080).

FLORIDA INSTITUTE OF PHOSPHATE RESEARCH. *Predicting the Long-Term Radiological and Agronomic Impacts of High Rates of Phosphogypsum Applied to Soils under Bahiagrass Pasture. Part II*. University of Florida: FIRP, 2001. 172p. (Publication nº 05-044-174).

FRANCHINI, J. C.; MEDA, A. R.; CASSIOLATO, M. V.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M. A. “Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização de calcário no solo por método biológico”. *Scientia Agrícola*, **58**: 357, 2001.

FREITAS, J. B. “A disposição do fosfogesso e seus impactos ambientais”. IN: SEMINÁRIO SOBRE O USO DO GESSO NA AGRICULTURA, 1992, Uberaba. *Anais...* Uberaba, IBRAFOS, 1992. p.325-339.

FRIEDELANDER, G.; KENNEDY, J.W. & MILLER, J.M. Nuclear and radiochemistry. 3ª ed. New York: John Wiley & Sons, 1981. 684 p.

FRISSEL, M. J. “Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium”. *Journal f Environmental Radioactivity*, **58**: 113, 2002.

FUCHS, L. F.; REINERT, D. J.; CAMPOS, B. C.; BORGES, D. F. & SAPINI, C. “Degradação da estabilidade estrutural pela aração e gradagem do solo sob plantio direto por quatro anos”. IN: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA. Florianópolis. *Anais da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 1994. p.196-197.

FUKUMA, H.T. *Distribuição de Radionuclídeos Naturais nos Produtos Obtidos na Fabricação de Ácido Fosfórico a Partir da Rocha Fosfática de Itataia-Ceará*. Piracicaba, Programa de Pós-Graduação em Ciências – Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP, 1999. Dissertação de Mestrado, 133p.

GALON, J.A.; BELLINGIERI, P.A. & ALCARDE, J.C. “Efeito de modos e épocas de aplicação de gesso e calcário sobre a cultura do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cv. **Carioca-80**”. *Scientia Agrícola*, **53** (1): 119, 1996.

GLOBAL ASSESSMENT OF SOIL DEGRADATION. “World Map Of The Status Of Human-Induced Soil Degradation”. GLASOD, 1991. 41p. Disponível em: <<http://www.isric.org/isric/webdocs/Docs/ExplanNote.pdf>> Acesso em 05 Fevereiro 2009.

GUIMOND, R.J. “Radiological aspects of fertilizer utilization”. Radioactivity in Consumer Products, US Nuclear Regulatory Commission, Washington, 1978. p. 380-392.

HARMSSEN, K. & De HAAN, F. “Occurrence and Behaviour of Uranium and Thorium in Soil and Water”. *Journal of Agric. Science*, **28**: 40, 1980.

HÉRNANDEZ, F.; HÉRNANDEZ-ARMAS, J.; CATALÁN, A.; FERNANDEZ-ALDECOA, J.C. & LANDERAS, M.I. “Activity concentrations and mean annual effective dose of foodstuffs on the Island of Tenerife, Spain”. *Radiat. Prot. Dosim.*, **111**(2): 205, 2004.

HILLEL, D. *Introduction to Environmental Soil Physics*. 1ª ed. Ed. Elsevier Academic Press, 2004, USA, 494 p.

HULL, C.D. & BURNETT, W.C. “Radiochemistry of Florida phosphogypsum”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **32**(3): 213, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa de Orçamentos Familiares. IBGE, 2003. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pof/2002aquisicao/aquisicao.pdf>. Acesso em 05 Outubro 2008.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY . “Measurements of radionuclides in food and the environment”. Viena: IAEA, 1989. (Technical Reports Series, 295).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. “*Uranium extraction technology*”. Viena: IAEA, 1993. 358p. (Technical Reports Series, 359).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. “Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation”. Viena: IAEA, 2003. 208p. Disponível em: <http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS419_web.pdf> Acesso em 12 Setembro 2008.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. “Radiation, People and the Environment”. Viena: IAEA, 2004. 85p. Disponível em: <http://www.iaea.org/Publications/Booklets/RadPeopleEnv/pdf/radiation_low.pdf> Acesso em 20 Agosto 2008.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. “Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance”. Viena: IAEA, 2005. 39p. Disponível em: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1202_web.pdf. Acesso em 12 Setembro 2008.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Annual limits on intake of radionuclides by workers based on the 1990 Recommendations. Vol. 21. Nº 4. ICRP, 1991. Publication 61. Oxfordshire.

INTERNATIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION. “ Online production and international trade statistics covering nitrogen, phosphates, potash and sulphur products: production, exports, imports by region from 1999 to 2007 (calendar year). IFA, 2007. Disponível em <http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/STATISTICS/Fertilizer-supply-statistics>. Acesso em 15 Agosto 2008.

INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGY. VI Report of the Working Group Soil-to-plant Transfer Factors. IUR, 1989. RIVM, Bilthoven, Holanda

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. Trace elements in soil and plants. 3 ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 331p.

KADAM, B.V.; MAITI, B. & SATHE, R.M. “Selective spectrophotometric method for the determination of uranium (VI)”. *Analyst*, 106: 724, 1981.

KAYZERO/SOLCOI. *User’s Manual, for reactor neutron activation analysis (NAA) using the k_0 standardization method*, 2003. versão 5a.

KILTHAU, G.F. “Cancer risk in relation to radioactivity in tobacco”. *Radiologic Technology*, 67(3): 217, 1996.

KLEINBAUM, D.G, KUPPER, L.L, MULLER, K.E & NIZAM, A. Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods. California: Duxbury Press, 1998.

KOHLER, M.; GLEISBERG, B. & NIESE, S. “Investigation of the soil to plant transfer of primordial radionuclides in tomatoes by low-level gamma-ray spectrometry”. *Applied radiation and isotopes*, 53: 203, 2000.

KRAMER, P. & BOYER, J.S. Water relations of plants and soils. San Diego: Academic Press, 1995. 495p.

LAURIA, D.C.; CONTI, L.F.; SOUZA, E.M. & HACON, S. Ingestão de radionuclídeos por uma população de uma região rica em monazita. IN: Encontro Científico da Sociedade Brasileira de Biociências Nucleares, 1997.

LAURIA, D.C.; MARTINS, N.S.F. & ZENARO, R. Monitoração radiológica ambiental, 1ª ed. Rio de Janeiro: Instituto de Radioproteção e Dosimetria, 2007, v. 01. 166 p.

LINSALATA, P.; MORSE, R. S.; FORD, H.; EINSENBUD, M.; PENNA FRANCA, E.; CASTRO, M. B. de; LOBAO, N.; SACHETT, I. & CARLOS, M. “An assessment of soil-to-plant concentration ratios for some natural analogues of the transuranic elements”. *Health Physics*, **56**(1): 33, 1989.

LOPES, A. S. “Solos sob cerrado: Características, propriedades e manejo”. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, Piracicaba, 1984. 162p.

MAGDO, H.S.; FORMAN, J.; GRABER, N.; NEWMAN, B.; KLEIN, K. & SATLIN, L. “Grand rounds: nephrotoxicity in a young child exposed to uranium from contaminated well water”. *Environmental Health Perspective*, **115**(8): 1237, 2007.

MALAVOLTA, B. “O gesso agrícola no ambiente e na nutrição da planta”. IN: XVI Curso de Rejeitos Agroindustriais e impacto ambiental. Jaboticabal, SECITAP, 1991.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.A. “Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações”. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, Piracicaba, 1997. 319p.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press, 1986. 337 p.

MARTIUS, C.; TIESSEN, H. & VLEK, P.L.G. “The management of organic matter in tropical soils: what are the priorities?”. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **61**: 1, 2001.

MATEUS, A. *Solo: a pele da Terra*. Departamento de Geologia da Faculdade de Lisboa, Lisboa, 2008. 45 p. Disponível em: <http://geologia.fc.ul.pt/documents/163.pdf>. Acesso em 05 Fevereiro 2009.

- MATTHEWS, K.M.; KIM, C. & MARTIN, P. “Determination of ^{210}Po in environmental materials: a review of analytical methodology”. *Applied Radiation and Isotopes*, **65**: 267, 2007.
- MAZZILLI, B. & SAUEIA, C.H.R. “Implicações radiológicas da utilização do fosfogesso como material de construção”. *Revista Ambiente Construído*, **1**(2): 17, 1997.
- MAZZILLI, B.P.; FILHO, C.R.R. & KODAMA, Y. Noções básicas de Proteção Radiológica. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. 2002, 54p.
- MAZZILLI, B.; PALMIRO, V.; SAUEIA, C. & NISTI, M.B. “Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **49**: 113, 2000.
- McBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T., RUSSO, J.J. & SAUVE, S. “Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients in Soil Fifteen Years After Sludge Application”. *Soil Science*, 162: 487, 1997.
- MEDLEY, P.; BOLLHOFER, A.; ILES, M.; RYAN, B. & MARTIN, P. Barium sulphate method for radium-226 analysis by alpha spectrometry. Environmental Research Institute of the Supervising Scientist. Internal Report 501, Viena, 2005.
- MELI, M.A.; DESIDERI, D.; ROSELLI, C. & FEDUZI, L. “ ^{210}Po determination in urines of people living in Central Italy”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **100**: 84, 2009.
- MENEZES, M.Â.B.C. & JACIMOVIC, R. “Optimised k_0 -instrumental neutron activation method using the TRIGA MARK I IPR-R1 reactor at CDTN/CNEN”. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research*, **564**: 707, 2006.
- MINGOTE, R. M. Atividades alfa total e beta total por contagem em detector proporcional com fluxo de gás. (in press), 2006.
- MONIN, V.J.; TEODOSIO, J.R. & GUROVA, T. “A portable X-ray apparatus for both stress measurements and phase analysis under field conditions”. *Advances in X-ray Analysis*, **43**:66, 2000.
- MOORE, H.E. & POET, S.E. “ ^{210}Pb fluxes determined from ^{210}Pb and ^{226}Ra soil profiles”. *Journal of Geophysical Research*, **81**(6): 1056, 1976.
- NEUFELDT, H.; RESCK, D.V.S.; ARZAYA, M.A. & ZECH, W. “Soil organic matter in oxisols of the brazilian cerrados”. Sustainable Land Management for the Oxisols of the Latin American Savannas: Dynamics of soil organic matter

and indicators of soil quality. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Cap. 8, p. 89-109

NUERNBERG, N.J. “Importância do gesso agrícola na agricultura”. *Agropecuária Catarinense*, **17** (2): 61, 2004.

OLIVEIRA, D.S. *Um Estudo Sobre o Desequilíbrio Radioativo da Série do Urânio em Amostras de Solo*. São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas – USP, 2006. Dissertação de Mestrado, 81p.

OLIVEIRA, K.A.P. *Aplicação do Fosfogesso na Agricultura na Região do Cerrado e Suas Implicações Radiológicas*. Belo Horizonte, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, 2008. Dissertação de Mestrado, 128p.

PAPASTEFANOU, C.; STOULOS, S.; IOANNIDOU, A. & MANOLOPOULOU, M. “The application of phosphogypsum in agriculture and the radiological impact”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **89**: 188, 2006.

PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T. & PRATT, P.F. “Redistribution of exchangeable calcium, magnesium and aluminium following lime or gypsum application to a Brazilian oxisol”. *Soil Science Society of America Journal*. Madison, 48: 33, 1984.

PONTEDEIRO, E.M.B.D. *Avaliação de Modelos de Impacto Ambiental para Deposição de Resíduos Sólidos Contendo Radionuclídeos Naturais em Instalações Mínero-Industriais*. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia – UFRJ, 2006. Tese de Doutorado, 175p.

PORTILHO, A.P. A Influência da Adição de Composto Orgânico na Mobilidade e Biodisponibilidade do ^{137}Cs e do ^{60}Co em Solos Tropicais. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Radioproteção e Dosimetria – CNEN/IRD, 2005. Dissertação de Mestrado.

QUEIROZ, P.G.M.; JACOMINO, V.M.F. & MENEZES, M.A.B.C. “Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de Sete Lagoas, Minas Gerais”. *Química Nova*, 30(5): 1233, 2007.

RAIJ, B.V. “Fertilidade do solo e adubação”. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, Piracicaba, 1991. 434p.

RAIJ, B.V. Uso do gesso na agricultura. International Plant Nutrition Institute (IPNI), 2007. Disponível no site [http://www.ppi-far.org/ppiweb%5Cpbrazil.nsf/\\$webindex/article=CB31EE19032572BB00701F1136D5B728?opendocument](http://www.ppi-far.org/ppiweb%5Cpbrazil.nsf/$webindex/article=CB31EE19032572BB00701F1136D5B728?opendocument). Acesso em 10 Fevereiro 2009.

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, E. J. S.; KAMINSKY, J.; BORTULIZZI, E. C. & GATIBONI, L. C. “Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **24**: 797, 2000.

RIBEIRO, F. C. A. *Manejo Agrícola e Teores de Radionuclídeos Naturais em Vegetais Cultivados no Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Radioproteção e Dosimetria – CNEN/IRD, 2004. Dissertação de Mestrado, 78p.

ROCCA, A.C.C. *Resíduos Sólidos Industriais*. 2ª Ed., Editora CETESB, 1993, São Paulo, 234p.

ROMEIRO, A. R. “Economia ou Economia Política da Sustentabilidade”. IN: *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*. MAY, P.H., LUSTOSA, M.C. Rio de Janeiro, Eslevier, 2003. p. 318.

RUTHERFORD, P.M.; DUDAS, M.J. & SAMEK, R.A. “Environmental impacts of phosphogypsum”. *The Science of the Total Environment*, 149: 1, 1994.

SANTOS, A.J.G., MAZZILLI, B.P. FÁVARO, D.I.T. & SILVA, P.S.C. “Partitioning of radionuclides and trace elements in phosphogypsum and its source materials based on sequential extraction methods”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **87**: 52, 2006.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.; DUTRA, I.R. & GOUVEA, V.A. “Accumulation of ²¹⁰Po in foodstuffs cultivated in farms around the Brazilian mining and milling facilities on Poços de Caldas plateau”. *Journal of Environmental Radioactivity*, **11**: 141, 1990.

SAUEIA, C.H.R.; MAZZILLI, B. & FÁVARO, D.I.T. “Natural radioactivity in phosphate rock, phosphogypsum and phosphate fertilizers in Brazil”. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **264**(2): 445, 2005.

SAVVIN, S.B. *Analytical use of Arsenazo III. Determination of thorium, zirconium, uranium and rare earth elements*. *Talanta* **8**: 673-685. 1961.

SILVA, L.H.C. *Aspectos Econômico-Ambientais do Uso do Fosfogesso na Agricultura*. Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia – UFRJ, 1997. Dissertação de Mestrado, 127p.

SILVA, N.C. *Radionuclídeos Naturais e Elementos Tóxicos em Pilhas de Fosfogesso no Brasil: Caracterização e Lixiviação*. Piracicaba, Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP, 2001. Tese de Doutorado, 137p.

SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F. & GUILHERME, L.R.G. “Biosolids and Heavy Metals in Soils”. *Scientia Agrícola*, **60**(4): 793, 2003.

SMITH, L.A.; MEANS, J.L.; CHEN, A.; ALLEMAN, B.; CHAPMAN, C.C.; TIXIER, J.S.; BRAUNING, S.E.; GAVASKAR, A.R. & ROYER, M.D. *Remediation options for metals contaminated sites*. Boca Raton, CRC Press, 1995.

SOPRANO, E. *Movimentação de Íons e Crescimento de Café em Função da Aplicação de Sais de Cálcio em Colunas de Solo*. Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas – UFV, 1986. Dissertação de Mestrado, 92p.

SOUZA, D.M.G.; LOBATO, E; RITCHEY, K.D. & REIN, T.A. “Resposta de culturas anuais e leucena a gesso no cerrado”. *Anais do II Seminário sobre o uso de gesso na agricultura*. Uberaba - MG, 1992, p. 277-306.

SOUZA, D. M. G. & LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2ª ed. Brasília: Embrapa Cerrados, 2004. 416 p.

TENORIO, R. G. “*Phosphogypsum, stack or not to satck, a european perception*”. *Anais do International seminar on the uses of phosphogypsum*. Belo Horizonte –MG, 2006. Disponível em <<http://www.cdtm.br>> Acesso em: 10 Fevereiro 2009.

TUPYNAMBÁ, G. *Análise de Rotina de Urânio e Tório pelo Método dos Nêutrons Retardados*. Belo Horizonte, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares – UFMG, 1969. Dissertação de Mestrado, 95p.

TWINING, J. R. “Seasonal changes of redox potential and microbial activity in two agricultural soils of tropical Australia: some implications for soil-to-plant transfer of radionuclides”. *Journal f Environmental Radioactivity*, **76**: 265, 2004.

UMISEDO, N.K. *Dose de Radiação Ionizante Decorrente do Uso de Fertilizantes Agrícolas*. São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Saúde Ambiental – USP, 2007. Tese de doutorado, 134p.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. “Sources, effects and risks of ionizing radiation”. New York: UNSCEAR, 1988. 49p.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. “Sources and effects of ionizing radiation”. New York: UNSCEAR, 2000. 652p.

VAJDA, N.; LAROSA, J.; ZEISLER, R.; DANESI, P. & KIS-BENEDEK, G. “A novel technique for the simultaneous determination of ^{210}Pb and ^{210}Po using a crown ether”. *Journal of Environmental Radioactivity*, 37(3): 355, 1997.

VASCONCELLOS, L. M. H.; AMARAL, E. C. S. & VIANNA, M. E. “Uptake of ^{226}Ra and ^{210}Pb by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil”. *Journal of Environmental Radioactivity*, 5: 287, 1987.

VENTURINI, L. & SORDI, G.A.A. “Radioactivity in and committed effective dose from some Brazilian foodstuffs”. *Healthy Physical*, 76(3): 311, 1999.

VERA TOME, F & MARTIN SANCHEZ, A. “Optimizing the parameters affecting the yield and energy resolution in the electrodeposition of uranium”. *Applied Radiation and Isotopes*, 42: 135, 1991.

VITTI, G.C. & MALAVOLTA, E. “Fosfogesso - uso agrícola”. Anais do Seminário sobre corretivos agrícolas. Piracicaba-SP, 1985, p. 161-201.

VITTI, G.C. “Uso eficiente do gesso agrícola na agropecuária”. Piracicaba: Fealq, 2000. 30p

WASSERMAN, M.A.; PEREZ, D.V. & LAURIA, D.C. *Cultural inputs of ^{226}Ra and ^{228}Ra in tropical agricultural environments*. Radioprotection – Colloques. *Anais do ECORAD*. 37: p. 541-545, 2001.

WASSERMAN, M.A.V.; PEREZ, D.V. & BOURG, A. *Behavior of Cesium-137 in Some Brazilian Oxisol*. Communications Soil Science and Plant Analysis, 33: 1335, 2002.

YAMAURA, M.; WASA, L.Y. & RIBEIRO, F.C. “Determinação espectrofotométrica de urânio (VI) com Arsenazo III, em meio nítrico”. *Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN*, São Paulo, 2002.

ANEXO I- Grandezas para uso em Radioproteção

Há dois tipos de grandezas utilizadas na proteção radiológica: atividade e dose. A grandeza atividade determina a quantidade de radiação emitida por uma determinada fonte radioativa. A grandeza dose descreve a quantidade de energia absorvida por um determinado material ou por um indivíduo (MAZZILLI *et al.*, 2002).

Dose absorvida – D

Grandeza válida para todos os tipos de radiação ionizante (X, α, β, γ) e é válida para qualquer tipo de material absorvedor. É definida como a quantidade de energia depositada pela radiação ionizante na matéria, num determinado volume conhecido. A unidade da grandeza dose absorvida é o Gray ($Gy = m^2 s^{-2}$) que equivale a $1 J Kg^{-1}$.

Dose equivalente – H_T

É uma grandeza que considera fatores como o tipo de radiação ionizante, a energia e a distribuição da radiação no tecido humano, para avaliação dos possíveis danos biológicos. É numericamente igual ao produto da dose absorvida (ponderada para um tecido ou órgão T) devido à radiação R pelo Fator de ponderação para a radiação (W_R). O fator de ponderação é introduzido para ponderar a dose absorvida para a eficácia biológica da partícula. A unidade da dose equivalente é Sievert (Sv), que equivale a $1 J Kg^{-1}$.

$$H = \sum W_R \cdot D_{T,R}$$

Dose equivalente efetiva - H_E

Esta grandeza está baseada no princípio de que para certo nível de proteção, o risco deve ser o mesmo se o corpo inteiro for irradiado uniformemente, ou se a irradiação é localizada em um determinado órgão.

$$H_E = \sum W_T \cdot H_T = \sum W_T \cdot \sum W_R \cdot D_{T,R}$$

Onde W_T é um fator de ponderação para o tecido que reflete o detrimento total causado à saúde devido à radiação. A unidade da dose equivalente é Sievert (Sv).

Dose efetiva comprometida $E(\tau)$

Essa grandeza é expressa por:

$$E_T = \sum W_T \cdot H_T^{(\tau)}$$

Sendo:

$H_T^{(\tau)}$ a integral no tempo da taxa de dose equivalente no tecido T que será recebida por um indivíduo após a ingestão ou inalação de um radionuclídeo; τ o período de integração em anos após a ingestão ou inalação. Quando não especificado de outra forma, τ tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para incorporação por crianças.

A soma total dos Fatores de ponderação dos tecidos e órgãos do corpo todo é igual a 1.

ANEXO II – Transformações das concentrações em massa dos radionuclídeos para atividade

Transformação da concentração em massa de Urânio para atividade:

$$\text{Atividade Bq/g} = \lambda \cdot N$$

$$\lambda = 0.693 / t_{1/2}$$

$t_{1/2}$ = tempo de meia-vida = 4.5×10^9 anos, que deve ser transformado para segundos, ou seja, multiplica-se por $365 \times 24 \times 60 \times 60$. Portanto, a meia vida em segundos do ^{238}U é igual a 1.4191×10^{17} seg.

$$\text{Assim, } \lambda = 4.8833 \times 10^{-18}$$

N = número de átomos de ^{238}U determinado quimicamente (usarei 1 ppm como exemplo).

1ppm U = $1 \mu\text{g/g}$ (se o resultado estiver em $\text{U}_3 \text{O}_8$ transforma-se para U dividindo-se o valor por 1.179).

$$1 \mu\text{g} = 10^{-6} \text{g}$$

238g de ^{238}U equivalem a 6.02×10^{23} átomos (número de átomos em 1 mol de ^{238}U).

Então, 10^{-6} g contêm 2.52×10^{15} átomos.

Multiplicando-se a constante de decaimento λ pelo número de átomos temos a atividade em Bq/g de 1 ppm de ^{238}U = 0.01235Bq/g .

Na natureza o ^{238}U encontra-se em equilíbrio com o ^{234}U , assim multiplica-se por 2 o valor acima, temos então 0.0244 Bq /g em 1 ppm de urânio.

Então se o resultado da amostra sólida for dada em ppm de U_3O_8 deve-se multiplicar o valor por 0.0244 para se obter a atividade da amostra em Bq/g de $^{238+234}\text{U}$.

Transformação da concentração em massa de Tório para atividade:

O cálculo é similar ao do urânio.

Meia vida do $^{232}\text{Th} = 1.4 \times 10^{10}$ anos.

$$\lambda = 0.693 / 1.4 \times 10^{10} = 1.569635 \times 10^{-18}$$

Número de átomos contido em 1 μg de $^{232}\text{Th} = 2.594828 \times 10^{16}$

Multiplicando-se o número de átomos pela constante de decaimento tem-se a atividade específica de 1 μg de ^{232}Th .

Assim multiplica-se o valor da concentração obtida quimicamente de tório por 0.0407 e se obtém o resultado de atividade em Bq/g de ^{232}Th .

Para amostras líquidas cujos resultados são dados em mg/l o raciocínio é similar, então uma amostra com resultados de urânio em mg/l deve-se multiplicar seu resultado por 24.4 para se obter a atividade em Bq/l de $^{238+234}\text{U}$ e por 4.07 para se obter a atividade em Bq/l de ^{232}Th .

E assim sucessivamente para os outros radionuclídeos.

ANEXO III – Atividade Mínima Detectável

Dois conceitos importantes na interpretação de resultados de uma medida de uma amostra são: Limite de Detecção e Atividade Mínima Detectável. A Atividade Mínima Detectável (MDA) é a quantidade mínima de um dado radionuclídeo que pode ser determinada num espectro em particular. Já o Limite de Detecção (LD) é o número mínimo de contagens obtidas em uma detecção.

A relação entre eles é tal que (IAEA, 1989):

$$MDA = \frac{N_{LD}}{\epsilon \times P_{\gamma} \times \Delta t}$$

N_{LD} = representa a área líquida mínima do espectro medido, com 95% de confiabilidade, dada por:

$$N_{LD} = 4,66 (F_L)^{1/2}$$

Onde:

F_L é o fundo líquido na região da linha gama ou X de interesse no espectro da amostra considerada

ϵ = eficiência absoluta contabilizada no máximo do pico de energia

P_{γ} = probabilidade de emissão gama

Δt = Período de contagem.

A Atividade Mínima Detectável considera não somente características instrumentais (“background” e eficiência), como o Limite de Detecção, mas todos os outros fatores e condições que interferem na medida. Isto inclui o tamanho da amostra, tempo de contagem, correções de auto-absorção e de decaimento, rendimento químico e qualquer outro fator que influir na determinação da concentração.

ANEXO IV – Relatório Técnico de Classificação Completa de Resíduos Sólidos

SGS GEOSOL Laboratórios Ltda.



SG-0278-CR/07

**Relatório Técnico de
Classificação Completa de Resíduos Sólidos
ABNT NBR 10.004: 2004**

Avaliação de Corrosividade, Reatividade e Toxicidade

**Cliente: Centro de Desenvolvimento da
Tecnologia Nuclear -CDTN**

17/09/2007

ÍNDICE

ÍNDICE.....	2
1.CRITÉRIOS PARA CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO:	3
2.LAUDO DE CLASSIFICAÇÃO DE RESIDUO:	5
3.INFORMAÇÕES SOBRE A AMOSTRA:	6
4.RESULTADOS DE ANÁLISE:	
4.1. AMOSTRA LIXIVIADA: Gesso	7
4.2. AMOSTRA SOLUBILIZADA: Gesso	10

ANEXO

CERTIFICADO DE ANÁLISE **SG4099 -AUG07**

CERTIFICADO DE ANÁLISE **SG4100 -AUG07**

CERTIFICADO DE ANÁLISE **SG4101 -AUG07**

CERTIFICADO DE ANÁLISE **SG4102 -AUG07**

1- CRITÉRIOS PARA CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO:

A SGS GEOSOL Laboratórios Ltda utiliza como critérios para classificação de resíduo sólido os seguintes itens das normas ABNT NBR 10004: 2004, 10005: 2004 e 10006: 2004 citados abaixo.

O resíduo é classificado em:

- 1) Resíduo classe I – Perigoso
- 2) Resíduo classe II – Não Perigosos
 - IIA – Não Inerte
 - IIB – Inerte

Os dados para interpretação dos resultados analíticos para os parâmetros analisados, se encontram em anexos (Certificado(s) de Análise **SG4099 -AUG07, SG4100 -AUG07, SG4101 -AUG07, SG4102 -AUG07**)

1) O resíduo enquadrado como Classe I: Perigoso, é assim classificado de acordo com:

1.1 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.1

Essa norma estabelece que resíduo perigoso é aquele que apresenta periculosidade, i.e., característica apresentada em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, que pode apresentar: risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; ou riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada; ou constem como resíduos perigosos de fontes não específicas ou resíduos perigosos de fontes específicas da referida norma.

1.2 Avaliação de Corrosividade - NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.1.2 item a

Essa norma estabelece que o resíduo que apresentar características altamente ácidas ou básicas, o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

1.3 Avaliação de Reatividade - NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.1.3 itens a,b,c,e

Essa norma estabelece que o resíduo que apresentar características de reação violenta com água ou liberação elevada de enxofre ou cianeto, o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

1.4 Avaliação de Toxicidade . NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.1.4 e Anexo F

Essa norma estabelece que: "quando o extrato obtido desta amostra segundo a ABNT NBR 10005, contiver qualquer um dos contaminantes em concentrações superiores aos valores constantes na tabela de limite máximo de concentração no extrato obtido no ensaio de lixiviação (anexo F da norma NBR 10004), o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

2) O resíduo enquadrado como Classe II: Não Perigoso, é assim classificado de acordo com:

2.1 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.2.2 – resíduo classe II B – Inerte

Essa norma estabelece que resíduo classe II B – Inerte é “qualquer resíduo que, submetido a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006: 2004, não tiver nenhum de seus constituintes solubilizados à concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme tabela Padrões para o ensaio de solubilização (anexo G da norma NBR 10004)”.

2.2 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.2.1 – resíduo classe II A – Não Inerte

Essa norma estabelece que resíduo classe II A – Não Inerte é “aquele que não se enquadra na classificação de resíduo classe I – Perigoso ou de resíduo classe II B – Inerte, nos termos desta Norma”.

Os testes de lixiviação e solubilização são realizados de acordo com as Normas ABNT NBR 10005: 2004 e 10006: 2004 e todas as análises são realizadas utilizando como referências analíticas: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW), Environmental Protection Agency (EPA), Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Companhia Estadual de Saneamento Básico (CETESB-SP) e Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA-RJ).

3) NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 2

O resíduo a ser classificado pela norma NBR 10004 tem como prescrição que o mesmo seja amostrado conforme a norma ABNT NBR 10007: 2004 – “Amostragem de Resíduos Sólidos”. As amostragens realizadas pela SGS GEOSOL Laboratórios Ltda seguem as determinações desta norma.

2- LAUDO DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDOS:

CLIENTE: Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN

De acordo com as normas ABNT NBR 10004: 2004, 10005: 2004 e 10006: 2004:

O resíduo originário da amostra **Gesso** é classificado como **Classe II A (Não Perigoso – Não Inerte)** por apresentar teor de **arsênio, fluoretos, alumínio, ferro, manganês e sulfatos** na amostra solubilizada acima do limite máximo permitido.

O resíduo originário da amostra **Gesso** não é **Corrosivo**, por não apresentar características corrosivas segundo item 4.2.1.2 subitem a . E não é **Reativo** , por não apresentar características reativas segundo item 4.2.1.3 subitens a, b ,c ,e.

Os dados obtidos nos procedimentos de **Lixiviação e Solubilização** para ensaio de **Toxicidade** encontram-se listados no certificado de análise de solubilização e lixiviação.

Os parâmetros analisados, limites máximos, e concentrações encontrados são detalhados nas planilhas de **Lixiviação e Solubilização** apresentadas a seguir:

Quím. Eduardo Lyse Carvalho, MSc
CRQ IV 04.125.181

- INFORMAÇÕES SOBRE A AMOSTRA:

SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 255 – Bloco B – Olhos d'água – Belo Horizonte – MG – Brasil – CEP: 30390-570
www.sgsgeosol.com.br – e-mail: tecnologia@sgsgeosol.com.br
Fone: +55 31 2122-0022 – Fax: +55 31 2122-0023

5 / 11

Tab.1: Informação adicional sobre a amostra.

Identificação do Resíduo	Tipo do Resíduo	Origem do Resíduo
Gesso	Pó e seco	O Cliente não informou a origem do resíduo e a descrição do seu processo de segregação. O resultado deste relatório se restringe a amostra enviada para análise na SGS GEOSOL Laboratórios Ltda.

Observações adicionais:

1. Coleta realizada pelo cliente.

4-RESULTADOS DE ANÁLISE
4.1- AMOSTRA LIXIVIADA – Gesso

Tab.2: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Inorgânicos

Parâmetro	Código de Identificação	Método de Análise	Limite Máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/L)
Arsênio	D005	SMEWW 3114-B	1.0	0.01
Bário	D006	SMEWW 3030, 3120-B	70.0	< 0.005
Cádmio	D007	SMEWW 3030, 3120-B	0.5	< 0.001
Chumbo	D008	SMEWW 3030, 3120-B	1.0	< 0.01
Cromo Total	D009	SMEWW 3030, 3120-B	5.0	0.02
Fluoretos	D010	SMEWW 4500F-C	150.0	17
Mercúrio	D011	SMEWW 3112-B	0.1	< 0.0002
Prata	D012	SMEWW 3030, 3120-B	5.0	0.02
Selênio	D013	SMEWW 3114-B	1.0	< 0.01

Tab.3: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Pesticidas)

Parâmetro	Código de Identificação	Método de Análise	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	D014	EPA 3510/8270C	0.003	< 0.001	0.001
Clordano (todos isômeros)	D015	EPA 3510/8270 C	0.02	< 0.001	0.001
DDT (todos isômeros)	D016	EPA 3510/8270 C	0.2	< 0.001	0.001
Pentaclorofeno I	D024	EPA 3510/8270 C	0.9	< 0.01	0.01
2,4-D	D026	EPA 3510/8270 C	3.0	< 0.01	0.01
Endrin	D018	EPA 3510/8270C	0.06	< 0.001	0.001
Heptacloro e Heptacloro Epoxido	D019	EPA 3510/8270C	0.003	< 0.001	0.001
Lindano	D022	EPA 3510/8270C	0.2	< 0.001	0.001
Metoxicloro	D023	EPA 3510/8270C	2.0	< 0.001	0.001
Toxafeno	D025	EPA 3510/8081B	0.5	< 0.002	0.002
2,4,5-T	D027	EPA 3510/8270 C	0.2	< 0.002	0.002
2,4,5-TP	D028	EPA 3510/8270 C	1.0	< 0.01	0.01

Tab.4: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Outros orgânicos).

Parâmetro	Método de Análise	Código de Identificação	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Benzeno	EPA 8260B	D030	0.5	< 0.04	0.04
Benzo (a) pireno	EPA 3510/8270 C	D031	0.07	< 0.002	0.002
Cloreto de Vinila	EPA 8260B	D032	0.5	< 0.04	0.04
Clorobenzeno	EPA 8260B	D033	100	< 0.01	0.01
Clorofórmio	EPA 8260B	D034	6.0	< 0.04	0.04
o-Cresol	EPA 3510/8270 C	D036	200	< 0.01	0.01
m-Cresol	EPA 3510/8270 C	D037	200	< 0.01	0.01
p-Cresol	EPA 3510/8270 C	D038	200	< 0.01	0.01
1,4-Diclorobenzeno	EPA 8260B	D039	7.5	< 0.04	0.04
1,2-Dicloroetano	EPA 8260B	D040	1.0	< 0.04	0.04
1,1-Dicloroetileno	EPA 8260B	D041	3.0	< 0.04	0.04
2,4-Dinitrotolueno	EPA 3510/8270 C	D042	0.13	< 0.01	0.01
Hexaclorobenzeno	EPA 3510/8270 C	D021	0.1	< 0.001	0.001
Hexaclorobutadieno	EPA 8260B	D043	0.5	< 0.04	0.04
Hexacloroetano	EPA 3510/8270 C	D044	3.0	< 0.01	0.01
Metil-etil cetona	EPA 8260B	D045	200	< 0.5	0.5
Nitrobenzeno	EPA 3510/8270 C	D046	2.0	< 0.01	0.01
Piridina	EPA 8260B	D047	5.0	< 0.01	0.01
Tetracloroeto de Carbono	EPA 8260B	D048	0.2	< 0.04	0.04
Tetracloroetileno	EPA 8260B	D049	4.0	< 0.04	0.04
Tricloroetileno	EPA 8260B	D050	7.0	< 0.04	0.04
2,4,5 Triclorofenol	EPA 3510/8270 C	D051	400	< 0.01	0.01
2,4,6 Triclorofenol	EPA 3510/8270 C	D052	20	< 0.01	0.01

4.2- AMOSTRA SOLUBILIZADA – Gesso

Tab.5: Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Inorgânicos.

Parâmetro	Método Analítico	Limite máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/L)
Arsênio (mg As/L)	SMEWW 3114-B	0.01	0.05	0.04
Bário (mg Ba/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.7	< 0.005	< 0.005
Cádmio (mg Cd/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.005	< 0.001	< 0.001
Chumbo (mg Pb/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.01	< 0.01	< 0.01
Cianeto (mg CN/L)	SMEWW 4500CN-B,C,D,E	0.07	< 0.01	< 0.01
Cromo Total (mg Cr/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.05	0.04	0.04
Fenóis Totais (mg C ₂ H ₅ OH/L)	SMEWW 5530-B,C,D	0.01	< 0.001	< 0.001
Fluoretos (mg F/L)	SMEWW 4500F-C	1.5	52	52
Mercurio (mg Hg/L)	SMEWW 3112-B	0.001	< 0.0002	< 0.0002
Nitrato (mg N/L)	SMEWW 4500NO3-B	10.0	< 0.05	< 0.05
Prata (mg Ag/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.05	0.01	0.02
Selênio (mg Se/L)	SMEWW 3114-B	0.01	< 0.01	< 0.01
Alumínio (mg Al/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.2	3.91	3.06
Cloreto (mg Cl/L)	SMEWW 4500Cl-B	250	3.9	3.9
Cobre (mg Cu/L)	SMEWW 3030,3120-B	2.0	0.33	0.42
Ferro (mg Fe/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.3	2.43	2.60
Manganês (mg Mn/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.1	2.66	2.24
Sódio (mg Na/L)	SMEWW 3030,3120-B	200	48.7	45.3
Surfactantes (mg MBAS/L)	SMEWW 5540-C	0.5	0.33	0.35
Sulfato (mg SO₄⁻²/L)	SMEWW 4500SO4-E	250	1535	1598
Zinco (mg Zn/L)	SMEWW 3030,3120-B	5.0	0.44	0.51

Tab.6: Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Orgânicos.

Parâmetro	Método de Análise	Limite máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/l)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	EPA 3510/8270 C	3.0×10^{-5}	$< 2.0 \times 10^{-5}$	$< 2.0 \times 10^{-5}$	2.0×10^{-5}
Clordano (todos os isômeros)	EPA 3510/8270 C	2.0×10^{-4}	< 0.0002	< 0.0002	0.0002
2,4-D	EPA 3510/8270 C	0.03	< 0.01	< 0.01	0.01
DDT (todos isômeros)	EPA 3510/8270 C	2.0×10^{-3}	< 0.001	< 0.001	0.001
Endrin	EPA 3510/8270 C	6.0×10^{-4}	< 0.0002	< 0.0002	0.0002
Heptacloro e seu epóxido	EPA 3510/8270 C	3.0×10^{-3}	$< 2.0 \times 10^{-5}$	$< 2.0 \times 10^{-5}$	2.0×10^{-5}
Hexaclorobenzeno	EPA 3510/8270 C	1.0×10^{-3}	< 0.001	< 0.001	0.001
Lindano	EPA 3510/8270 C	2.0×10^{-3}	< 0.001	< 0.001	0.001
Metoxicloro	EPA 3510/8270 C	0.02	< 0.001	< 0.001	0.001
Toxafeno	EPA 3510/8270 C	5.0×10^{-3}	< 0.002	< 0.002	0.002
2,4,5-T	EPA 3510/8270 C	2.0×10^{-3}	< 0.002	< 0.002	0.002
2,4,5-TP	EPA 3510/8270 C	0.03	< 0.01	< 0.01	0.01

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN
 Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de 2007

R Professor Mario Werneck s/n
 Belo Horizonte, CEP 30123970
 MG

Data rec. : 07 agosto 2007
 SGL Report : SG4099-AUG07
 Projeto : CNPQ410021/2006-7
 Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

Phone: (31) 30693127
 Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	Peso Amostra g	pH Extrato Lixiviado pH	Tempo Lixiviação Hs	Vol. Líquidos Obtido mL	Sólidos Secos %	Corrosividade pH	Reatividade	As Total mg As/L
1: Gesso	50	4.80	18:00	1000	95.5	2.35	NAO	0.01
2-BLK: BRANCOANALISE	---	4.94	18:00	1000	---	7.12	---	< 0.01
3-STD: ARAMB	---	6.84	---	---	---	6.85	---	0.11
4: Data de realização dos ensaios	09-ago-07	10-ago-07	10-ago-07	10-ago-07	09-ago-07	17-ago-07	10-ago-07	14-set-07
5: Método	10005:2004	4500H+-B	10005:2004	10005:2004	10005:2004	10004:2004	10004:2004	3114B
6: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F VMP	---	---	---	---	---	*	---	1

Sample ID	Hg Total mg Hg/L	Se Total mg Se/L	Fluoreto mg F-/L	Ba Total mg Ba/L	Cd Total mg Cd/L	Pb Total mg Pb/L	Cr Total mg Cr/L	Ag Total mg Ag/L
1: Gesso	< 0.0002	< 0.01	17	< 0.005	< 0.001	< 0.01	0.02	0.02
2-BLK: BRANCOANALISE	< 0.0002	< 0.01	< 0.10	< 0.005	< 0.001	< 0.01	0.01	< 0.01
3-STD: ARAMB	0.0009	---	0.52	---	---	---	---	---
4: Data de realização dos ensaios	30-ago-07	17-ago-07	03-set-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07
5: Método	3112B	3114B	4500F - C	3030E; 3120B				
6: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F VMP	0.1	1	150	70	0.5	1	5	5

SGL Report : SG4100-AUG07

Sample ID	pH Extrato Solub. pH	Umidade %	Al Total mg Al/L	As Total mg As/L	Ba Total mg Ba/L
6: Método	4500H+ B	10006:2004	3030E; 3120B	3114B	3030E; 3120B
7: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G VMP	---	---	0.2	0.01	0.7

Sample ID	Cd Total mg Cd/L	Pb Total mg Pb/L	Cianeto Total mg CN-L	Cloreto mg Cl-L	Cu Total mg Cu/L
6: Método	3030E; 3120B	3030E; 3120B	4500CN- B	4500Cl- B	3030E; 3120B
7: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G VMP	0.005	0.01	0.07	250	2

Sample ID	Cr Total mg Cr/L	Fenois mg C6H5OH/L	Fe Total mg Fe/L	Fluoreto mg F-L	Mn Total mg Mn/L
6: Método	3030E; 3120B	5530B,C,D	3030E; 3120B	4500F- C	3030E; 3120B
7: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G VMP	0.05	0.01	0.3	1.5	0.1

Sample ID	Hg Total mg Hg/L	N.Nitrico mg NO3-N/L	Ag Total mg Ag/L	Se Total mg Se/L	Na Total mg Na/L	Sulfato mg SO4/L
6: Método	3112-B	4500NO3- B	3030E; 3120B	3114B	3030E; 3120B	4500SO4- E
7: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G VMP	0.001	10	0.05	0.01	200	250

Sample ID	Surfactantes mg MBAS/L	Zn Total mg Zn/L
6: Método	5540C	3030E; 3120B
7: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G VMP	0.5	5

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G
 Matriz: sólida (resíduo).
 Responsável pela amostragem: Cliente
 Local de amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:
 VMP = Valor máximo permitido

Referências:
 ABNT NBR 10006:2004 - resíduos sólidos - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.
 Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater 21^o Ed. (2005).

Eduardo Lyse Carvalho
 CRQ IV 04125181
 Diretor Técnico

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN
Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de 2007

Data rec. : 07 agosto 2007

SGL Report : SG4101-AUG07

Projeto : CNPQ410021/2006-7

Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

R Professor Mario Werneck s/n
Belo Horizonte, CEP 30123970
MG

Phone: (31) 30693127

Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	1,1dicloroetileno mg/L	1,2dicloroetano mg/L	1,4diclorobenzeno mg/L	2,4,5-T mg/L	2,4,5-TP mg/L	2,4,6-Triclorofenol mg/L	2,4,7-Triclorofenol mg/L
1: Gesso	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.002	< 0.01	< 0.01	< 0.01
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	3	1	7.5	0.2	1	400	20

Sample ID	2,4-D2,4-Dinitrotolueno mg/L	Aldrin+Dieldrin mg/L	Benzeno mg/L	Benzo(a)pireno (isômeros) mg/L	Clordano mg/L	Cloreto de Vinila mg/L
1: Gesso	< 0.01	< 0.01	< 0.001	< 0.04	< 0.002	< 0.001
2: Método	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8260 B
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	3	0.13	0.003	0.5	0.07	0.02

Sample ID	Clorobenzeno mg/L	Cloroformio mg/L	Cresol total mg/L	DDT(isômeros) mg/L	Endrin mg/L	Heptacloro ep. + Hep mg/L	Hexaclorobenzeno mg/L
1: Gesso	< 0.01	< 0.04	< 0.01	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	100	6	200	0.2	0.06	0.003	0.1

Sample ID	Hexaclorobutadieno mg/L	Hexacloroetano mg/L	Lindano (gBHC) mg/L	m-Cresol mg/L	Metiletilcetona mg/L	Metoxicloro mg/L	Nitrobenzeno mg/L
1: Gesso	< 0.04	< 0.01	< 0.001	< 0.01	< 0.5	< 0.001	< 0.01
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	0.5	3	0.2	200	200	2	2

Sample ID	o-Cresol mg/L	p-Cresol mg/L	Pentaclorofenol mg/L	Piridina mg/L	Tetracloroeto de Carb mg/L	Tetracloroetileno mg/L	Toxafeno mg/L	Tricloroetileno mg/L
1: Gesso	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.04	< 0.04	< 0.002	< 0.04
2: Método	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8260 B
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	200	200	0.9	5	0.2	4	0.5	7



SGL Report : SG4101-AUG07

Responsável pela amostragem: Cliente
Local de amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:
VMP = Valor Máximo Permitido
Data de realização dos ensaios: 10/08/07 a 29/08/07

Referências Analíticas:
EPA = Environmental Protection Agency
ABNT NBR 10005:2004 - resíduos sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.

Eduardo Lyse Carvalho
CRQ IV 04125181
Diretor Técnico



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 255B - Belo Horizonte - MG
 Bairro Olhos d'Água - Cep: 30.390-570
 Fone: (31) 2122-0022 - Fax: (31) 21 22-0023

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN segunda-feira, 17 de setembro de 2007
 Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

R Professor Mario Werneck s/n
 Belo Horizonte, CEP 30123970
 MG

Data rec. : 07 agosto 2007
 SGL Report : **SG4102-AUG07**
 Projeto : CNPQ410021/2006-7
 Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

Phone: (31) 30693127
 Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	2,4,5-T mg/L	2,4,5-TP mg/L	2,4-D Aldrin+Dieldrin mg/L	Clordano(isôm eros) mg/L	DDT(isômeros) mg/L
1: Gesso	< 0.002	< 0.01	< 0.01	< 0.00002	< 0.0002
2: Método	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G -VMP	0.002	0.03	0.03	0.00003	0.0002

Sample ID	Endrin mg/L	Heptacloro ep. + Hep mg/L	Hexacloroben zeno mg/L	Lindano (g BHC) mg/L	Metoxicloro mg/L	Toxafeno mg/L
1: Gesso	< 0.0002	< 0.00002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.002
2: Método	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G -VMP	0.0006	0.00003	0.001	0.002	0.02	0.005

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G.
 Matriz: sólida (resíduo).
 Responsável pela amostragem: Cliente
 Local de amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:
 VMP = Valor Máximo Permitido
 Data de realização dos ensaios: 10/08/2007 a 29/08/2007.

Referências Analíticas:
 EPA = Environmental Protection Agency,
 ABNT NBR 10006:2004 - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.

Eduardo Lyse Carvalho
 CRQ IV 04125181
 Diretor Técnico

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)