

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

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS  
ENERGÉTICAS E NUCLEARES**

**CONCENTRAÇÃO DE  $^{226}\text{Ra}$   
EM SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR APÓS  
APLICAÇÃO DE CALCÁRIO, FOSFOGESSO OU GIPSITA**

**AUTORA: MARIA ROSELY DE OLIVEIRA BRECKENFELD**

**ORIENTADOR: ROMILTON DOS SANTOS AMARAL**

**CO-ORIENTADOR: RÔMULO SIMÕES CEZAR MENEZES**

**RECIFE – PERNAMBUCO**

**SETEMBRO – 2007**

**MARIA ROSELY DE OLIVEIRA BRECKENFELD**

**CONCENTRAÇÃO DE  $^{226}\text{Ra}$   
EM SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR APÓS  
APLICAÇÃO DE CALCÁRIO, FOSFOGESSO OU GIPSITA**

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

**AUTORA: MARIA ROSELY DE OLIVEIRA BRECKENFELD**

**ORIENTADOR: ROMILTON DOS SANTOS AMARAL**

**CO-ORIENTADOR: RÔMULO SIMÕES CEZAR MENEZES**

**RECIFE-PERNAMBUCO**

**SETEMBRO – 2007**

**B829c**

**Breckenfeld, Maria Rosely de Oliveira.**

Concentração de  $^{226}\text{Ra}$  em solo e em cana-de-açúcar após aplicação de Calcário, Fosfógeno ou Gipsita / Maria Rosely de Oliveira Breckenfeld. - Recife: O Autor, 2007.  
iv, 65 folhas, il : tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Energia Nuclear, 2007.

Inclui bibliografia e Anexos.

1. Energia Nuclear. 2. Cana-de-açúcar - Corretivo. 3. Radioecologia. 4. Fosfógeno. Título.

**UFPE**

**612.01448**

**CDD (22. ed.)**

**BCTG/2007-159**

**CONCENTRAÇÃO DE  $^{226}\text{Ra}$  EM SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR  
APÓS APLICAÇÃO DE CALCÁRIO, FOSFOGESSO OU GIPSITA**


**Maria Rosely de Oliveira Breckenfeld**

**APROVADA EM: 27.09.2007**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral  
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio – DEN/UFPE**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Fernando José Freire – DA/UFRPE**

  
\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Cleomacio Miguel da Silva – DF/UFRPE**

**Visto e permitida a impressão**

  
\_\_\_\_\_  
**Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE**

Aos meus filhos, **Catarina e Igor** e minha irmã, **Solange**,  
Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus filhos Catarina e Igor, pela compreensão, incentivo, carinho e amor, principalmente quando precisei está ausente.

A Gustavo pela ajuda, compreensão, carinho e amor durante a realização do trabalho.

Aos meus orientadores e amigos Romilton Amaral e Rômulo Menezes pela paciência, tempo disponibilizado, conhecimento adquirido ao longo do curso e pela amizade.

Ao meu amigo Cleomacio pela ajuda na parte experimental e na estatística.

Ao meu amigo José Araújo pela ajuda na espectrometria gama.

Ao meu amigo Wagner Eustáquio pela ajuda durante a preparação das amostras.

Ao Prof. Waldeciro Colaço, pela amizade e incentivo.

Ao Prof. Harry, pelos ensinamentos da língua inglesa.

Aos meus amigos do Departamento de Energia Nuclear: Yana, Jonas, Fárida, Mariana, Thiago, Rebeca e Patrícia pelo incentivo, sugestões e amizade.

Aos meus amigos do CEFET, Aldo, Jorge, Gilvan Lindolfo, Gilvan Farias, Cristina e Socorro, pelos incentivos.

Aos Professores: Cardoso, Everardo e Fernando, pelas sugestões que enriqueceram o trabalho da pesquisa.

Aos funcionários do DEN, principalmente a Aguiar, Magali, Zacarias, Dora, e Nilvânia pela colaboração operacional.

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

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), especialmente ao Departamento de Energia Nuclear pelo apoio na realização do trabalho, e a todos os professores pelo conhecimento adquirido.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), especialmente ao Departamento de Química e Física do Solo pelo apoio na realização das coletas das amostras.

Ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco (CEFET-PE) pela oportunidade de realização do trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>I</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>II</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>III</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>IV</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>6</b>
2.1. Aplicação do fosfogesso e da gipsita na agricultura.....	6
2.2. O rádio .....	10
2.2.1. Ra-226 em componentes do solo.....	12
2.2.2. Ra-226 em plantas .....	14
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>16</b>
3.1. Amostragem e preparação das amostras.....	16
3.2. Determinação de <sup>226</sup> Ra nas amostras de solo.....	17
3.2.1. Cálculo da eficiência de contagem .....	19
3.2.2. Limite de detecção.....	21
3.1.3. Resposta do sistema de detecção gama .....	21
3.3. Determinação de <sup>226</sup> Ra nas amostras de cana-de-açúcar .....	22
3.3. Análise estatística dos dados .....	25
3.3.1. O delineamento fatorial .....	25
3.3.2. O Teste LSD .....	26
3.4. Determinação dos parâmetros físico-químicos do solo.....	26
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>28</b>
4. 1. Concentração de <sup>226</sup> Ra nos corretivos e nas amostras de solo.....	28
4. 2. Concentração de <sup>226</sup> Ra no solo versus parâmetros físico-químico .....	36
4. 2. Concentração de <sup>226</sup> Ra nas amostras de cana-de-açúcar .....	37
<b>4. CONCLUSÕES.....</b>	<b>39</b>
<b>5. TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>40</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>41</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>53</b>
Anexo 1. Procedimentos da análise fatorial .....	53
<b>Tabela 1.</b> Esquema auxiliar da análise da variância do experimento fatorial 3 X 2 com 3 repetições.....	53
<b>Tabela 2.</b> Esquema auxiliar de dupla entrada da análise da variância do experimento fatorial 3 x 2 com 3 repetições.....	54

<b>Tabela 3.</b> Esquema da análise da variância. ....	54
<b>Anexo 2.</b> Tabela dos tratamentos da análise fatorial para as camadas de solo. ....	58
Tabela 1. Concentração de $^{226}\text{Ra}$ nas camadas de solo em relação aos tipos de corretivos. ....	58
<b>Tabela 2.</b> Tratamentos corretivo versus camada de solo. ....	58
<b>Tabela 3.</b> Dupla entrada do corretivo/camada de solo. ....	59
<b>Tabela 4.</b> Análise da variância dos dados camada versus corretivo. ....	61
<b>Anexo 3.</b> Tabela dos tratamentos da análise fatorial para a cana-de-açúcar. ....	61
<b>Tabela 1.</b> Concentração de $^{226}\text{Ra}$ na biomassa aéreas de duas variedades de cana-de-açúcar, que receberam diferentes tipos de corretivos corretivo. ....	61
<b>Tabela 2.</b> Tratamentos corretivo versus cana-de-açúcar. ....	62
<b>Tabela 3.</b> Dupla entrada do corretivo versus cana-de-açúcar. ....	62
<b>Tabela 4.</b> Análise da variância dos dados cana-de-açúcar versus corretivo. ....	64
<b>Anexo 4.</b> Cálculo do LSD. ....	65



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Série do $^{226}\text{Ra}$ .....	12
<b>Figura 2.</b> Curva de eficiência para o $^{152}\text{Eu}$ .....	20
<b>Figura 3.</b> Linearidade de resposta do sistema de detecção gama. ....	22
<b>Figura 4.</b> Sistema de emanção com a célula de Lucas.....	24
<b>Figura 5.</b> Intervalo de confiança para a média das concentrações de $^{226}\text{Ra}$ no solo.....	33
<b>Figura 6.</b> Distribuição de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de solo.....	34
<b>Figura 7.</b> Gráfico normal p-plot da distribuição de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de solo.....	35

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1. Limites de detecção das atividades do $^{238}\text{U}$ e $^{226}\text{Ra}$ .....	21
Tabela 2. Caracterização físico-química do solo em quatro profundidades da Usina estudada. ....	27
Tabela 3. Concentração média de $^{226}\text{Ra}$ em amostras puras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso.....	28
Tabela 4. Concentração média de $^{226}\text{Ra}$ nas camadas de solo em relação aos tipos de corretivos. ....	30
Tabela 5. Medidas de tendência central das concentrações médias de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de solo.....	34
Tabela 6. Coeficiente de correlação linear entre a concentração de $^{226}\text{Ra}$ no solo e os parâmetros físico-químicos do solo da Usina estudada.....	36
Tabela 7. Concentração média de $^{226}\text{Ra}$ nas variedades de cana-de-açúcar em relação aos tipos de corretivos. ....	37

## CONCENTRAÇÃO DE $^{226}\text{Ra}$ EM SOLO E EM CANA-DE-AÇÚCAR APÓS APLICAÇÃO DE CALCÁRIO, GIPSITA OU FOSFOGESSO

**Autora:** Maria Rosely de Oliveira Breckenfeld

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Co-orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

### RESUMO

Todos os solos possuem  $^{226}\text{Ra}$  e sua absorção pelas plantas depende das características específicas de cada solo e das espécies vegetais. Sendo assim, estudos radioecológicos vêm sendo desenvolvidos, em diferentes partes do mundo, para avaliar as transferências de  $^{226}\text{Ra}$  no sistema solo-planta e a presença deste radioelemento na alimentação humana. Nos últimos anos, a quantidade de  $^{226}\text{Ra}$  no solo vem sendo crescendo pela utilização de corretivos e fertilizantes. Em Pernambuco, a cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) consome grandes quantidades de fertilizantes e corretivos. Testes comparativos têm sido realizados entre o fosfogesso e a gipsita para correção do alumínio em profundidade, em solos cultivados com cana-de-açúcar. O fosfogesso possui teores consideráveis de  $^{226}\text{Ra}$ . O presente trabalho estudou a transferência de  $^{226}\text{Ra}$  para a cana-de-açúcar cultivada em solos corrigidos com calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso. Para tanto, foram analisadas amostras de solos em diferentes profundidades e variedades de cana-de-açúcar em usina da Zona da Mata de Pernambuco. O  $^{226}\text{Ra}$ , no solo, foi determinado pela técnica da espectrometria gama e, na cana-de-açúcar, pelo método de emissão do  $^{222}\text{Rn}$ . As amostras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso apresentaram concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  de 3, 5 e 119  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. As concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solos corrigidos com calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso variaram de 19 a 33, de 18 a 26 e de 20 a 30  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. As concentrações de  $^{226}\text{Ra}$ , na variedade de cana-de-açúcar 1011 cultivada nestes solos, variaram de 274 a 384, de 202 a 561 e de 198 a 347  $\text{mBq.kg}^{-1}$  na matéria seca, respectivamente, enquanto, na variedade 3250, variaram de 198 a 376, de 188 a 382 e de 188 a 252  $\text{mBq.kg}^{-1}$ , respectivamente. Não houve diferenças significativas na disponibilidade de  $^{226}\text{Ra}$  entre os solos corrigidos com calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso, e nem entre as variedades de cana-de-açúcar. Apesar do nível elevado de  $^{226}\text{Ra}$  na amostra de fosfogesso em relação à gipsita e o calcário dolomítico, a acumulação deste radionuclídeo no solo foi desprezível. Sendo, portanto, segura a utilização do fosfogesso como corretivo, no que se refere à acumulação de  $^{226}\text{Ra}$  no solo.

**Palavras Chave:** energia nuclear, cana-de-açúcar, corretivo, radioecologia e fosfogesso.

## CONCENTRATION OF $^{226}\text{Ra}$ IN SOIL AND SUGAR CANE AFTER APPLICATION OF CALCAREOUS, GYPSUM OR PHOSPHOGYPSUM

**Autora: Maria Rosely de Oliveira Breckenfeld**

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Co-orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

### ABSTRACT

All kinds of soil possess  $^{226}\text{Ra}$ , and its absorption by the plants, depends on the specific characteristics of each region and of the cultivated species. In different parts of the world, radioecological studies are currently developed to evaluate the transferences of  $^{226}\text{Ra}$  in the soil-plant system and the presence of this radioelement in human nutrition. In recent years, the amount of  $^{226}\text{Ra}$  in the soil has been increased by the use of correctors and fertilizers. In Pernambuco, the sugar cane (*Saccharum officinarum*) consumes large amounts of fertilizers and corrective. Comparative tests have been processed between phosphogypsum and gypsum for the correction of aluminium in depths, in sugar cane cultivated soils. Phosphogypsum possesses considerable amounts of  $^{226}\text{Ra}$ . This dissertation studied the transference of  $^{226}\text{Ra}$  in sugar cane cultivated in soils previously corrected with dolomitic lime, natural gypsum and phosphogypsum. Soil samples in different depths and sugar samples two varieties cultivated cane from in a mill in Pernambuco “Zona da Mata” were analyzed. The  $^{226}\text{Ra}$  was determined, in the soil, by the technique of the gamma spectrometry, and, in the sugar cane, by the method of emanation of  $^{222}\text{Rn}$ . The samples of lime, gypsum and phosphogypsum presented average concentrations of  $^{226}\text{Ra}$  of 3, 5 and 119  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , respectively. The concentrations of  $^{226}\text{Ra}$  in the soil samples corrected with lime, gypsum and phosphogypsum varied from 19 to 33, 18 to 26 and 20 to 30  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , respectively. The concentrations of  $^{226}\text{Ra}$  that resulted from use of lime, gypsum and phosphogypsum in the variety of sugar cane 1011, ranged from 274 to 384, 202 to 561 and 198 to 347  $\text{mBq.kg}^{-1}$ , respectively, and those of the sugar cane variety 3250, from 198 to 376, 188 to 382 and 188 to 252  $\text{mBq.kg}^{-1}$ , respectively. No significant differences in the availability of  $^{226}\text{Ra}$  were found among soils corrected with lime, gypsum and phosphogypsum neither among the two sugarcane varieties. Even though the levels of  $^{226}\text{Ra}$  in the phosphogypsum were relatively high, compared to lime and gypsum, the accumulation of this radionuclide in the soil was incipient. Therefore, the use of phosphogypsum as a soil ammendment is environmentally safe, at least regarding the accumulation of  $^{226}\text{Ra}$  in the soil.

**Keywords:** nuclear energy, sugar cane, corrective, radioecology, phosphogypsum.

## 1. INTRODUÇÃO

A cana-de-açúcar chegou ao Brasil no início do século XVI, sendo, portanto, uma das primeiras atividades de importância econômica do País. Desenvolveu-se principalmente em Pernambuco, Paraíba e Alagoas, sendo este último, o maior produtor do nordeste brasileiro na atualidade (ROSA et al., 2005).

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, cultura que ocupa uma área de 5,9 milhões de hectares. Pernambuco apresenta mais de 360 mil hectares plantados e, na safra 2005/2006, a produção de cana-de-açúcar no Estado foi de mais de 17 milhões de toneladas (ROSA et al., 2005).

Nos estados nordestinos, praticamente toda área plantada com cana-de-açúcar foi a área da Mata Atlântica (JACOMINE et al., 1973). Em Pernambuco, a cultura ocupa uma área de 12 mil km<sup>2</sup>, 12,6 % do território estadual, denominada Zona Canavieira. Próxima ao oceano Atlântico, é formada por solos com elevados potenciais para a agricultura. Não está sujeita às secas prolongadas e é uma das regiões do Estado que dispõe de rios perenes (ROSA et al., 2005).

A viabilidade econômica de uma cultura depende do potencial de produção que está diretamente relacionado a fatores como a incidência de pragas e doenças, controle de plantas invasoras, clima, variedade e fertilidade do solo. O manejo adequado destas variáveis implica em maior produção e, conseqüentemente, em melhor retorno econômico com a atividade agrícola (MALAVOLTA, 1981). Assim, a nutrição mineral adequada da cultura é de grande importância para obterem-se resultados satisfatórios. Para isto, é necessário atentar-se ao manejo químico do solo. Neste caso, os seguintes fatores devem ser observados: (a) quantidade de nutrientes a ser fornecida; (b) necessidade da planta; (c) presença de nutrientes no solo; e (d) fator de eficiência ou de aproveitamento do fertilizante pela plantas. Para aumentar a eficiência de aproveitamento dos macronutrientes pelas plantas, é necessário adotar uma série de práticas agrícolas, entre as quais se destacam práticas corretivas, como calagem, silicatagem e gessagem (MALAVOLTA, 1981). Estas práticas devem ser recomendadas baseando-se em métodos de avaliação da fertilidade do solo, ou seja: análise de solo, diagnose visual (sintomas visuais de deficiência e excesso) e diagnose foliar (análise de tecido vegetal).

Os solos tropicais brasileiros, altamente intemperizados, com baixos teores de nutrientes, altos índices de acidez e alta capacidade de fixação de fósforo, têm como

característica marcante a dificuldade à penetração de raízes, devido, principalmente, aos baixos teores de cálcio e à alta saturação por alumínio nas camadas sub-superficiais (MALAVOLTA, 1981).

No Brasil, estima-se que 70% das áreas cultivadas com cana-de-açúcar têm solos ácidos, com baixa disponibilidade de bases trocáveis e elevados teores de alumínio trocável (KOFFLER, 1986). A acidez do solo limita a produção agrícola em várias partes do mundo (SUMMER et Al., 1986).

O processo de intemperismo, aliado ou não a alterações antrópicas do ambiente, provoca a acidificação dos solos que ocorre principalmente em regiões tropicais úmidas, e deve-se à substituição de cátions alcalinos e alcalinos terrosos por íons hidrogênio e alumínio no complexo de troca. Esta substituição resulta da percolação da água, da absorção de cátions básicos pelas plantas e, também, do uso de fertilizantes de caráter ácido. O alumínio tóxico reduz o crescimento radicular (ADAMS e PEARSON, 1970; PAVAN et al., 1982), especialmente o ápice das raízes (KOCHIAN, 1995) que, inicialmente, tornam-se alongadas e, posteriormente, engrossam e não se ramificam normalmente, dificultando o acesso a reservas de água e nutrientes em camadas mais profundas do solo (CLARKSON, 1967; McCORMICK e BORDEN, 1972; TANG et al., 2003).

Assim, um dos objetivos do manejo químico do solo é facilitar o aumento do sistema radicular, tanto em superfície como em sub-superfície, promovendo maior absorção de água e nutrientes e, conseqüentemente, maior resistência à seca, com maiores produtividades. Isto pode ser conseguido, principalmente, pelo uso do calcário dolomítico e do gesso agrícola, o qual, pela sua maior solubilidade, possibilita o aumento dos teores de cálcio e diminuição da percentagem de saturação por alumínio em sub-superfície. Tanto a gipsita quanto o fosfogesso têm, predominantemente,  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  em sua composição e são comumente chamados de gesso agrícola, que podem ser utilizados na agricultura para corrigir solos carentes de cálcio e enxofre (MALAVOLTA, 1981).

O fosfogesso é um subproduto da produção de super-fostato triplo a partir da reação entre rochas fosfáticas e o ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). O uso do fosfogesso como corretivo pode provocar impacto sócio-ambiental decorrente da presença de  $^{226}\text{Ra}$  neste composto. A adição deste corretivo ao solo poderá aumentar os níveis naturais, disponibilizando o  $^{226}\text{Ra}$  em maior quantidade para as plantas e, conseqüentemente, para o ser humano que consuma fontes desta planta.

O minério de gipsita origina-se em bacias sedimentares por evaporação, constituindo depósitos em forma de camadas, lentes ou bolsões, intercalados em seqüências sedimentares. Embora o sulfato de cálcio possa ocorrer em três formas de hidratação, o gesso mineral de utilização agrícola normalmente é a gipsita (ACCIOLY e SCHULZE, 2003).

A utilização da gipsita, conhecida popularmente como gesso natural, tem sido proposta na região Nordeste para atender a zona canavieira, fornecendo cálcio e enxofre para as plantas, reduzindo os teores de alumínio no subsolo e possibilitando o aprofundamento das raízes. O gesso agrícola proveniente da gipsita funciona como condicionador de solos, promovendo maior absorção de nutrientes e proporcionando maior resistência à estiagem. Este corretivo promove aumento de produtividade das culturas agrícolas e aumenta suas resistências a pragas e doenças (CAVALCANTE e SILVEIRA, 1985).

Comum nos Estados Unidos, a utilização da gipsita ainda não é uma prática regular no Brasil. O maior produtor nacional de gipsita é Pernambuco, destacando-se a Chapada do Araripe, cujas principais jazidas encontram-se localizados nos municípios de Araripina, Ipubi, Trindade, Bodocó e Ouricuri. A cidade mais importante da microrregião é Araripina, onde estão instaladas várias indústrias de beneficiamento de gipsita (MELO, 1996). Recentemente, com o objetivo de diversificar sua produção, diversas mineradoras têm investido na produção da gipsita para atender aos mercados agrícolas da região Nordeste, principalmente, a zona canavieira (MELO, 2001).

O Estado de Pernambuco possui na região do Pólo Gesseiro uma produção de 2,6 milhões de toneladas por ano, representando 95 % da produção nacional. Entretanto, menos de 1 % deste total é utilizado para fins agrícolas (NASCIMENTO, 2003).

Grande parte dos trabalhos de pesquisas realizadas com o uso do gesso agrícola relata somente o uso do gesso originado de resíduo de indústrias de fabricação de fertilizantes fosfatados, o chamado fosfogesso, sendo a literatura científica extremamente carente de resultados sobre o uso do gesso proveniente de jazidas de gipsita (PERES et al., 2001). A gipsita das jazidas encontradas em Pernambuco foi originária de uma extensa área sedimentar que existiu na região Nordeste do Brasil. Atualmente, a expressão geomorfológica que mais se destaca desta outrora extensa área deposicional é a Chapada do Araripe. Trata-se de um extenso planalto situado entre Ceará, Pernambuco e Piauí, com 160 km de comprimento no seu eixo principal (leste-oeste) e aproximadamente 50 km de largura na direção norte-sul (MENOR, 1995).

O gesso agrícola tem mostrado eficiência quando aplicado em solos, como foi comprovado na redução de teores de alumínio e manganês (ILLERA et al., 2004), na redução da saturação por alumínio (BAKKER et al., 1999), na redução da acidez em profundidade (QUAGGIO, 2000; FARINA et al., 2000; OLIVEIRA e PAVAN, 1996), no fornecimento de cálcio e enxofre (CAÍRES et al., 2002), na recuperação de solos salino-sódicos (BARROS et al., 2004).

Quanto à utilização das fontes de gesso agrícola (GARRIDO et al., 2003; ILLERA et al., 2004; AMEZKETA et al., 2005), trabalhos comumente confrontam o gesso mineral (gipsita) e os gesso-resíduos (fosfogesso), observando a semelhança dos efeitos das fontes, no solo. Economicamente, há um aproveitamento da disponibilidade dos resíduos que se acumulam nas indústrias, além de considerar-se, ainda, a relação entre o custo e a disponibilidade do gesso mineral, como ocorre em alguns países. No entanto, há restrições ambientais para o uso das formas residuais de gesso visto a possibilidade de liberação de elementos nocivos ao ambiente, como urânio e cádmio (AL-MASRI et al., 2004).

Dependendo do local, radionuclídeos naturais podem vir agregados à rocha sedimentar (ABBADY, 2004). Estudos mostraram concentração média de  $^{238}\text{U}$  da ordem de  $3,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$  em ocorrência natural de gipsita (TZORTZIS et al., 2003). Devido à falta de estudo sobre ocorrência de  $^{226}\text{Ra}$  em gipsita, pode-se apenas estimar a existência desse radionuclídeo pela presença do  $^{238}\text{U}$ . O  $^{226}\text{Ra}$ , descendente do  $^{238}\text{U}$ , é o isótopo do rádio mais abundante no meio ambiente, apresentando concentração média no solo em torno de  $8,0 \times 10^{-7} \text{ mg.kg}^{-1}$  (ROSE, 1979).

A constante utilização, tanto do fosfogesso como da gipsita, na agricultura, pode aumentar a quantidade de  $^{226}\text{Ra}$  no solo, tornando este radionuclídeo mais disponível para as plantas. Dependendo da espécie vegetal, o  $^{226}\text{Ra}$  pode ser facilmente transferido do solo para as plantas (RUSANOVA, 1964). A presença do  $^{226}\text{Ra}$  em plantas depende da concentração desse radionuclídeo no solo e da forma química na qual ele se encontra (BETTENCOURT et al., 1988).

No caso específico da cana-de-açúcar cultivada na Zona da Mata Norte de Pernambuco, a fertilização do solo com fosfogesso ou gipsita pode transferir  $^{226}\text{Ra}$  para este vegetal e daí para o açúcar, disponibilizando o radionuclídeo para a cadeia alimentar da população.

Grande parte da cana-de-açúcar cultivada no estado de Pernambuco é destinada à produção de álcool e açúcar para o mercado interno e externo. Porém, uma parte dela



é também utilizada para a fabricação de rapadura e outros produtos, como a garapa, conhecida popularmente, como “caldo de cana”, os quais são consumidos *in natura* em todo Estado, principalmente na região metropolitana do Recife. O bagaço gerado destes processos possui várias utilizações, sendo uma delas a produção de complemento alimentar para ruminantes.

A forma de consumo dos produtos provenientes da cana-de-açúcar pode-se constituir uma importante via de contaminação de  $^{226}\text{Ra}$  na cadeia alimentar. Assim, a absorção de  $^{226}\text{Ra}$  pela cana-de-açúcar pode-se constituir um problema de Saúde Pública. Dentro deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo realizar uma avaliação comparativa das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em solos e nas plantas de canas-de-açúcar da Zona da Mata Norte de Pernambuco, após correção com calcário, gipsita ou fosfogesso.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Aplicação do fosfogesso e da gipsita na agricultura

O fosfogesso é um subproduto da fabricação de fertilizante fosfatado a partir do beneficiamento das rochas fosfáticas com ataque de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ). Ele contém, principalmente  $CaSO_4 \cdot 2H_2O$  (sulfato de cálcio dihidratado) e teores de  $P_2O_5$  em torno de 0,7 % . No Brasil, cerca de 4,5 milhões de toneladas de fosfogesso são produzidas anualmente e estocadas em pilhas (SANTOS et al., 2006). A utilização do fosfogesso na agricultura, portanto, teria um impacto sócio-econômico positivo, além de reduzir o impacto ambiental das pilhas de fosfogesso. Resultados apresentados em diversos estudos (MALAVOLTA, 1981; QUAGGIO, 1983; VITTI e MALAVOLTA, 1985) mostraram as vantagens do uso do fosfogesso como fonte de enxofre e cálcio e como melhorador de solos ácidos e com altos níveis de alumínio. Os rendimentos das culturas e a qualidade de frutas, cereais, cana-de-açúcar, soja, feijão, café e pastagem têm sido maiores em solos tratados com fosfogesso (VITTI e MALAVOLTA, 1985). O fosfogesso pode ser usado como condicionador de solo, atuando principalmente na sub-superfície, favorecendo o desenvolvimento de raízes em profundidade ou como fonte de macronutrientes secundários (cálcio e enxofre). Por outro lado, estudos recentes mostraram que o fosfogesso contém radionuclídeos das séries do  $^{238}U$  e do  $^{232}Th$ , em proporções diferentes da rocha fosfática que o originou (SANTOS et al., 2006). Dependendo das concentrações destes radionuclídeos na rocha fosfática e dos processos envolvidos, o fosfogesso pode apresentar quantidades significativas de isótopos do rádio, que, durante o processamento químico, são redistribuídos entre o ácido fosfórico e o fosfogesso (SAUEIA et al., 2005; SANTOS et al., 2006). De acordo com estes autores, o fosfogesso produzido nas indústrias de fertilizantes do Brasil apresentou concentração de  $^{226}Ra$  variando de 307 a  $1.251 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

No caso específico do  $^{226}Ra$ , sua presença em plantas depende da concentração desse radionuclídeo no solo (BETTENCOURT et al., 1988). Estes autores verificaram também que o  $^{226}Ra$  é mais absorvido por plantas cultivadas em solos contaminados por rejeitos que contém esse isótopo, do que em local de ocorrência de radioatividade natural. Isto porque o  $^{226}Ra$  existente nos rejeitos encontra-se numa forma físico-

química que é mais móvel no solo e, conseqüentemente, mais disponível para as plantas (BETTENCOURT et al., 1988).

Do ponto de vista da proteção radiológica, a absorção de  $^{226}\text{Ra}$  pelas plantas, pode-se constituir em um problema de Saúde Pública, principalmente se os vegetais são consumidos pelos seres humanos. Uma vez incorporado no corpo humano o rádio é metabolizado de maneira similar ao cálcio, de forma que aproximadamente 90% deste radionuclídeo presente na corrente sanguínea depositam-se nos ossos (MUTH e GLOBEL, 1983; EISENBUD e GESSEL, 1997). O principal dano à saúde do homem resultante da assimilação de  $^{226}\text{Ra}$  é a ocorrência de câncer, sendo os tipos mais comuns os sarcomas de osso e o carcinoma de crânio (MAYS et al., 1985).

Por ser um rejeito proveniente de materiais tecnologicamente modificados pelas indústrias de fertilizantes fosfatados, o fosfogesso constitui-se em uma fonte ativa de disponibilidade de  $^{226}\text{Ra}$  para as plantas, podendo ser uma via importante de transferência deste radionuclídeo para a cadeia alimentar do homem.

A gipsita é um mineral abundante na natureza, presente em jazidas espalhadas por muitos países do mundo. Quimicamente, é um sulfato de cálcio dihidratado cuja fórmula é  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , e tem a composição estequiométrica média de 32,5% de  $\text{CaO}$ , 46,6% de  $\text{SO}_3$  e 20,9% de  $\text{H}_2\text{O}$ . Quando calcinada a temperatura da ordem de  $160^\circ\text{C}$ , a gipsita desidrata-se parcialmente, originando um semi-hidrato conhecido comercialmente como gesso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ ) (LYRA SOBRINHO et al., 1994). Os termos “gipsita”, “gipso” e “gesso” são freqüentemente usados como sinônimos. Todavia, a denominação gipsita é reconhecidamente a mais adequada ao mineral em estado natural, enquanto gesso é o termo mais apropriado para designar o produto calcinado.

Em solos de baixa fertilidade, constata-se que a cana-de-açúcar explora cerca de 0,6 m de solo, embora resultados experimentais observados por Kofler (1986) mostrem que a cana-de-açúcar é capaz de explorar de 1,2 a 2,0 m de solo desde que não hajam barreiras químicas ou físicas ao crescimento de raízes.

A calagem é a prática mais eficiente para elevar o pH, os teores de cálcio e a saturação por bases e para reduzir o alumínio trocável em solos. Contudo, a reação do calcário restringe-se ao local de aplicação, não atendendo a correção da acidez no subsolo, que por sua vez, depende da percolação de sais (CAÍRES et. al., 2004).

O teor de alumínio nos solos da área canavieira de Pernambuco, freqüentemente, apresenta-se em níveis tóxicos para as plantas, principalmente em camadas mais profundas do solo (SALDANHA et al., 2007). Assim, de acordo com esses autores, conforme a necessidade de calagem na camada 0 – 20 cm, utiliza o método da neutralização do alumínio trocável, que aumenta os teores trocáveis de cálcio. Neste caso, a neutralização é realizada pela aplicação do calcário dolomítico, cujos efeitos sobre o alumínio ficam restritos apenas à camada arável ou superficial do solo, pouco excedendo 15 a 20 cm de profundidade. Nesta situação, o gesso agrícola aparece como solução, devido à sua rápida mobilidade na camada arável, indo se movimentar para abaixo desta (QUAGGIO, 2000).

O cálcio é um nutriente decisivo no desenvolvimento radicular das plantas (RITCHEY et al., 1982). Segundo Quaggio (2000), quando a saturação por cálcio no complexo de troca é inferior a 20%, há forte restrição ao crescimento de raízes no solo, para a maioria das espécies cultivadas. Ainda segundo o autor, como a absorção de cálcio ocorre nas partes mais novas da raiz, é preciso que haja uma distribuição adequada do nutriente no solo para que a absorção seja contínua. A concentração de cálcio no solo no intervalo de 0,25 a 0,80  $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  tem sido indicada como crítica para o maior crescimento radicular (ADAMS e MOORE, 1983). Por outro lado, Ritchey et al. (1982) mostraram que 0,1 a 0,15  $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de cálcio normalizavam o crescimento de raízes.

Gesso agrícola tem sido a mais promissora das alternativas para a redução da acidez trocável no subsolo, por sua maior mobilidade no perfil, atingindo profundidades além da camada arável (SHAINBERG et al., 1989; RITCHEY et al., 1995; SUMNER, 1995; QUAGGIO, 2000).

A aplicação do 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, como os íons bicarbonato e hidroxila, produtos da dissociação do carbonato de cálcio presente nos calcários (ALVAREZ e DIAS, 1994). Efeitos positivos da gipsita ou fosfogesso observados nas mais variadas condições de solo e clima são indicativos de que seu emprego pode constituir uma boa alternativa para a melhoria do ambiente radicular em camadas subsuperficiais dos solos (SUMNER, 1995).

Nos estudos com a aplicação do gesso agrícola são propostos mecanismos de correção da acidez em profundidade que se baseiam na possibilidade do  $\text{SO}_4^{2-}$ , proveniente da solubilização do  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , movimentar-se no perfil do solo e

acumular-se nas camadas mais profundas, neutralizando os efeitos nocivos do  $\text{Al}^{3+}$  pela formação de  $\text{AlSO}_4^+$ , bem como pela liberação de  $\text{OH}^-$  da superfície de óxidos e hidróxidos que podem reagir com o alumínio e formar precipitados como o  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (SALDANHA, et. al., 2007). A formação desse par iônico resultará na redução da saturação por alumínio nas camadas subsuperficiais, permitindo o desenvolvimento do sistema radicular e um melhor aproveitamento de água e nutrientes pelas plantas.

O fosfogesso e a gipsita são utilizados como condicionadores e melhoradores de solos sódicos e como fontes de Ca e S para o crescimento das plantas. Entretanto, pesquisas recentes têm mostrado que a utilização da gipsita pode ser estendida a solos ácidos. Quando usada como melhoradora de solos, a gipsita resulta em aumentos substanciais de produção em grande variedade de culturas (MALAVOLTA, 1981).

A utilização da gipsita, em solos com deficiência de cálcio, associada ou não à toxidez do alumínio, corrige essa deficiência, permitindo o crescimento das raízes das plantas. Isto é muito importante para a produção agrícola do Brasil, pois, no território nacional, mais de 60% dos solos são ácidos, possuindo deficiência de cálcio e excesso de alumínio tóxico, que constituem uma barreira química à penetração das raízes. Os aumentos de produção das culturas, pela ação da gipsita, são usualmente relacionados ao suprimento de  $\text{Ca}^{2+}$  e a desintoxicação de  $\text{Al}^{3+}$  no solo, ambos permitindo a proliferação de raízes e aumentando a disponibilidade de água, devido ao maior volume de solo explorado pelas plantas. A gipsita tem apresentado resultados positivos em solos ácidos de baixa capacidade de troca, portanto, de baixa fertilidade, e acentuada deficiência hídrica (MALAVOLTA, 1981).

Em geral, os fatores que mais influenciam a taxa de dissolução do fosfogesso e da gipsita são as quantidades de água e sais solúveis presentes na composição e o tamanho das partículas do produto (MALAVOLTA, 1981). A solubilidade ocorre aos poucos, promovendo uma saturação progressiva no perfil do solo, como apresentada na equação 1 (MALAVOLTA, 1981).

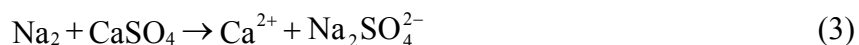


O interesse do uso da gipsita decorre da sua solubilidade, que permite sua penetração no solo, tendo como efeito direto simples, a redução da saturação de alumínio, fundamental para o desenvolvimento radicular. A diminuição dos teores de alumínio trocável no solo é considerada como efeito na redução da acidez. O alumínio

ocupa parte da acidez do solo, onde o  $\text{Al}^{3+}$  é um cátion de caráter ácido, e em solução hidrata-se e hidrolisa-se, resultando na liberação de acidez, como pode ser verificado na equação 2 (MALAVOLTA, 1981).



A atuação da gipsita também ativa a vida microbiana do solo e aumenta a resistência das plantas às pragas, doenças e períodos de estiagem. Atualmente, a utilização da gipsita tem sido intensificada em solos sódicos, como fonte de cálcio na solução para substituir o sódio no complexo de troca e permitir a lixiviação do sulfato de sódio na água de drenagem, resultando em maior floculação da argila e aumento da permeabilidade do solo. O sódio é um elemento que promove a dispersão do solo, com deterioração da estrutura, entupimento dos poros maiores e diminuição da condutividade hidráulica (MALAVOLTA, 1981). A utilização da gipsita na recuperação de solos com excesso de sódio baseia-se na equação 3. Como o cálcio é mais fortemente retido pelo solo do que o sódio, a reação tende para a direita. O processo de recuperação de solos sódicos completa-se pela remoção do sulfato de sódio por lixiviação (MALAVOLTA, 1981).



## 2.2. O rádio

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency - USEPA) considera o rádio um agente carcinogênico devido à sua radiotoxicidade (ATSDR, 1990). A radiotoxicidade do  $^{226}\text{Ra}$  resulta: (1) da fixação deste radionuclídeo nos ossos; (2) da meia-vida física e biológica longas, e (3) da emissão de partículas alfa devido ao seu decaimento e dos seus descendentes (IYENGAR, 1990). Estudos sobre a toxicidade do rádio são de grande interesse não apenas pela significância radioepidemiológica, mas por causa da presença quase que constante deste elemento no meio ambiente (MILLS, 1994). O rádio é bastante difundido no meio-ambiente, possuindo diferentes níveis de concentrações no solo, rocha e fontes de águas (JAWOROWSKI, 1990).

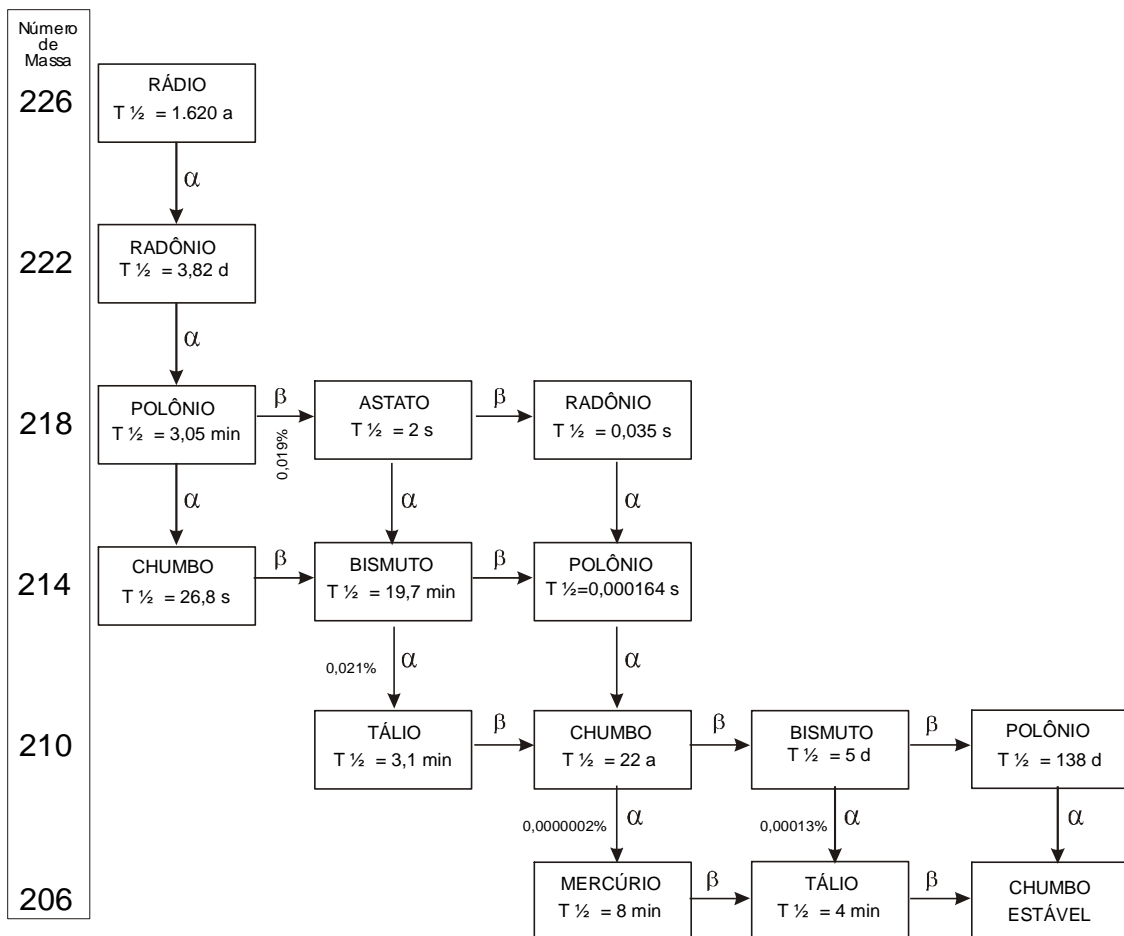
O rádio é encontrado naturalmente no meio-ambiente em quatro formas isotópicas:  $^{223}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 11,43$  dias),  $^{224}\text{Ra}$  ( $T_{1/2}=3,66$  dias),  $^{226}\text{Ra}$  ( $T_{1/2}=1600$  anos) e  $^{228}\text{Ra}$  ( $T_{1/2}=5,76$  dias), destacando-se como os mais abundantes na natureza os isótopos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ . Destes, o  $^{226}\text{Ra}$ , descendente do  $^{238}\text{U}$ , é o mais biodistribuído no meio ambiente, apresentando concentração média no solo em torno de  $8,0 \times 10^{-7} \text{ mg.Kg}^{-1}$  (ROSE et al., 1979). Ele entra no corpo humano através da ingestão de alimentos e água, incorporando-se nos ossos (EISENBUD e GESSEL, 1997). Por esta razão, o  $^{226}\text{Ra}$  é considerado o radioisótopo de maior interesse do ponto de vista da proteção radiológica (YAMAMOTO, 1994; KOHLER et al., 2002).

A história da Proteção Radiológica está intimamente associada com estudos epidemiológicos sobre a toxicidade do rádio. A introdução do conceito de dose equivalente efetiva dado pela ICRP, em 1977, bem como os limites ocupacionais de proteção radiológica para o caso de emissões internas, foram baseados no nível de segurança associado com a quantidade de  $3,7 \text{ kBq}$  de  $^{226}\text{Ra}$  no corpo humano (MILLS, 1994). Este valor é dez vezes menor do que o nível encontrado nos ossos de mulheres que trabalhavam com tinta à base de rádio e que adquiriram câncer nos ossos em decorrência da ingestão de rádio (ROWLAND et al., 1978).

O valor máximo permitido no corpo (Maximum Permissible Body-Burden-MPBB) e a concentração máxima permitida (Maximum Permissible Concentration-MPC) no ar e em água, para outros radionuclídeos que podem contaminar internamente o corpo humano, foram determinados através de comparações dosimétricas com o nível de dose resultante da incorporação da atividade de  $3,7 \text{ kBq}$  de  $^{226}\text{Ra}$ , resultando assim, o limite para o público como sendo 1/10 do limite ocupacional (MILLS, 1994). O  $^{226}\text{Ra}$  e seus produtos de decaimento são responsáveis pela maior fração da dose interna recebida pelo homem, devido às fontes naturais. Quando ingeridos ou inalados, seus produtos de decaimento oferecem alto potencial de risco à saúde dos seres humanos, podendo induzir o aparecimento de câncer (EISENBUD e GESELL, 1997).

O  $^{226}\text{Ra}$  e seus produtos de decaimento emitem diferentes tipos de radiação, dentre as quais se destacam as partículas alfa e beta, do ponto de vista da exposição interna. Outros tipos de radiação, como raios-X, raios gama, elétrons de conversão interna e elétrons Auger, também são emitidos (BEIR IV, 1988). A Figura 1 mostra a série de decaimento do  $^{226}\text{Ra}$  com as radiações primárias alfa e beta. Análises de dados sobre os efeitos da radiação alfa mostraram que esta causa danos severos aos sistemas biológicos, em decorrência de sua elevada energia linear de transferência (Linear

Energy Transference- LET). As conseqüências causadas pela LET são: (a) indução de câncer e (b) morte e mutação das células (BEIR IV, 1988).



**Figura 1.** Série do  $^{226}\text{Ra}$  (BEIR IV, 1988).

Por razões geoquímicas (combinação com minerais do solo), o  $^{226}\text{Ra}$ , geralmente, não se encontra em equilíbrio radioativo com o  $^{238}\text{U}$ , porém, é observado equilíbrio radioativo entre o  $^{226}\text{Ra}$  e seus descendentes, em amostras hermeticamente fechadas (PAPP et al., 1997).

### 2.2.1. Ra-226 em componentes do solo

O rádio é facilmente adsorvido pelos componentes do solo. A presença de  $^{226}\text{Ra}$  no solo é decorrente do intemperismo da rocha que contém esse radionuclídeo (BAKER



e TOQUE, 2005). As rochas graníticas, dependendo do local, possuem elevados níveis de  $^{226}\text{Ra}$  (SAM e ERIKSSON, 1995). A adsorção é um processo que anexa o rádio dissolvido de uma determinada espécie química para a superfície do sólido em contato com a água. A adsorção do  $^{226}\text{Ra}$  em superfícies minerais é uma reação que limita a mobilidade deste radionuclídeo no meio ambiente. Estudos experimentais mostraram que o  $^{226}\text{Ra}$  pode ser adsorvido pelos seguintes componentes do solo: hidróxido de ferro, quartzo e argila mineral (BENES et al., 1984; BENES et al., 1985). A remoção do  $\text{Ra}^{2+}$  pela adsorção é atribuída às reações de troca iônica e ou aos efeitos eletrostáticos. Sendo assim, a adsorção constitui-se o principal mecanismo para a remoção do  $^{226}\text{Ra}$  da água (ATSDR, 1990). O rádio é particularmente fixado em solos com elevada quantidade de argila e matéria orgânica (IAEA, 1990; GREEMAN et al., 1999; BURNETT e ELZERMAN, 2001). Outros pesquisadores mostraram que a argila, os hidróxidos de ferro e manganês e a matéria orgânica são os mais importantes adsorvedores de rádio do solo (MORGAN e BEATHAM, 1990). O  $^{226}\text{Ra}$  presente nos corretivos agrícolas pode ficar agregado ao solo, tornando-se disponível para as plantas. Estudos recentes verificaram a presença de  $^{226}\text{Ra}$  em solos contaminados por fosfogesso (BURNETT e ELZERMAN, 2001).

Em solo com elevada quantidade de sal dissolvido, particularmente  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$ , a adsorção de rádio é inibida, devido à competição com esses cátions. A adsorção de rádio no solo aumenta com o aumento do pH e decresce com a quantidade de cálcio. A distribuição vertical de rádio no solo depende das características físico-químicas dos horizontes (MORGAN e BEATHAM, 1990).

A facilidade do rádio em formar complexos orgânicos e inorgânicos muito influencia sua adsorção no solo. O complexação do rádio com as moléculas pequenas de ácidos orgânicos (formados possivelmente pela decomposição da matéria orgânica do solo), permite que o rádio migre, reduzindo sua carga, em locais de troca iônica, decorrente da afinidade química. Entretanto, em camadas mais profundas, as moléculas orgânicas maiores e menos móveis podem causar uma redução na mobilidade do rádio. Os complexos inorgânicos  $\text{RaOH}^+$ ,  $\text{RaCl}^+$ ,  $\text{RaCO}_3$  e  $\text{RaSO}_4$ , em águas salinas, aumentam provavelmente a mobilidade do rádio, reduzindo a carga iônica, decorrente da afinidade química. Calculando as especificações do rádio no sistema puro  $\text{Ra}^{2+} + \text{Cl}^-$  e  $\text{Ra}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$ , Herczeg et al. (1988), utilizando dados termodinâmicos de

Langmuir e Riese (1985), mostraram que a formação de complexos cloratos e sulfatados aumentou significativamente a migração do rádio.

### **2.2.2. Ra-226 em plantas**

Os processos biológicos fornecem um mecanismo para o transporte do rádio biologicamente disponível (na maioria das vezes solúvel ou facilmente disponível na forma iônica), do solo às plantas. A retenção preferencial de rádio pelas raízes foi confirmada em estudos realizados em plantas cultivadas em locais de elevado nível de radiação natural (LIMA e PENNA-FRANCA, 1988) e em solos contaminados com sais de rádio e rejeitos de minas de urânio (BETTENCOURT et al., 1988). Simon e Ibrahim (1990) demonstraram que existe um grande número de fatores que afetam a absorção de rádio pelas plantas. Estes incluem: (a) liberação dos íons da fase contínua do solo e transporte às posições das raízes da planta; (b) troca dos íons nas superfícies das raízes, e (c) transporte dos íons através das membranas das raízes e sua translocação nos tecidos das plantas. Baseado neste trabalho, os autores verificaram que a presença de rádio nas plantas depende grandemente das condições do solo e do tipo de planta, podendo-se, então, retirar as seguintes conclusões: (1) algumas plantas possuem capacidade de concentrar rádio em quantidade diretamente proporcional à concentração existente no solo; (2) a disponibilidade do rádio na forma solúvel é muito importante para a absorção desse radionuclídeo pelas plantas e (3) as raízes e as folhagens das plantas tendem a concentrar o rádio em maior quantidade do que as frutas. Por outro lado, Million et al. (1994) verificaram que os teores de  $^{226}\text{Ra}$  em vegetais dependem das concentrações de cálcio e ferro na planta. MIRKA et al. (1996) e GERZABEK et al. (1998) confirmaram os resultados dos trabalhos realizados por Simon e Ibrahim (1990) e observaram que os níveis de  $^{226}\text{Ra}$  em plantas dependeram grandemente da espécie, da concentração desse radionuclídeo no solo e da química do solo.

O rádio presente na solução do solo, para ser absorvido pelas plantas, depende da baixa adsorção local, pH baixo, sólidos totais dissolvidos e potencial redox baixo (BAKER e TOQUE, 2005). O rádio presente no solo na forma química de cloreto ( $\text{RaCl}_2$ ) ou brometo ( $\text{RaBr}_2$ ) possui maior mobilidade do que na forma de sulfato ( $\text{RaSO}_4$ ). O rádio na forma mais solúvel presente na zona das raízes é mais absorvido pelas plantas (BAKER e TOQUE, 2005). Se as raízes das plantas penetrarem diretamente em local com teores elevados de rádio solúvel, as concentrações desse

radionuclídeo serão mais elevadas do que nas outras cultivadas em local sem esta característica. Assim, o potencial de retenção de rádio varia consideravelmente de uma planta para outra, inclusive na mesma espécie (BAKER e TOQUE, 2005). Estudos recentes confirmaram que a absorção de rádio pelas plantas depende: (a) da espécie (TOME et al., 2002); (b) da química do solo (RODRÍGUEZ et al., 2002 e TOME et al., 2002); e (c) da concentração do rádio no solo (MADRUGA et al., 2001 e TOME et al., 2002).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Amostragem e preparação das amostras

As amostras foram coletadas numa Usina produtora de cana-de-açúcar do litoral norte de Pernambuco. Os procedimentos de amostragem foram coordenados por Pesquisadores do Centro de Pesquisa de Solos da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Para se poder avaliar os níveis de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo e da cana-de-açúcar, realizou-se uma parceria entre os pesquisadores da UFRPE e professores dos Grupos de Radioecologia e de Fertilidade de Solos do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). No acordo realizado entre as partes, ficou estabelecido que os pesquisadores da UFRPE fossem os responsáveis pelas coletas e fornecimento das amostras sob supervisão dos profissionais do DEN/UFPE. As pessoas responsáveis pelas coletas das amostras foram instruídas em relação aos procedimentos padrões conforme sugeridos pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria da Comissão Nacional de Energia Nuclear-IRD/CNEN (IRD, 1983).

O projeto experimental, composto por 18 parcelas de 60 m<sup>2</sup>, com 2 variedades de cana-de-açúcar, teve sua implantação em abril de 2005. Os solos foram corrigidos com calcário dolomítico, conforme a necessidade de calagem da camada 0 - 0,30 m de profundidade, utilizando-se o método da neutralização do alumínio trocável ou elevação dos teores trocáveis de cálcio e magnésio. O solo foi submetido a três tipos de tratamentos, envolvendo primeiramente, a adição de 12 kg/parcela de calcário dolomítico em todas as parcelas. Após este procedimento, foi adicionada a gipsita ou fosfogesso, na quantidade de 3 kg/parcela (25% da calagem) e 3,6 kg/parcela (30% da calagem), respectivamente. O plantio da cana-de-açúcar teve início em junho. A gipsita utilizada no experimento foi proveniente das jazidas de gipsita ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) do pólo gesseiro do Araripe em Pernambuco. O calcário, a gipsita e o fosfogesso foram aplicados a lanço com os sulcos já abertos, havendo incorporação manual dos corretivos, o calcário na área total, a gipsita e o fosfogesso em parcelas determinadas. Trinta dias após a aplicação realizou-se o plantio da cana-de-açúcar. As coletas de solo e cana-de-açúcar foram realizadas em setembro de 2005 e novembro de 2006, respectivamente. Cada parcela constou de seis linhas de cana espaçadas de um metro entre si e com dez metros de comprimento. Todas as parcelas receberam adubação de fundação (20 kg.ha<sup>-1</sup> de N, 180 kg.ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 35 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O). Aos 60 dias após

o plantio aplicaram-se, em cobertura,  $20 \text{ kg.ha}^{-1}$  de N e  $35 \text{ kg.ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$ . Empregaram-se nestas adubações fosfato monoamônico, uréia e cloreto de potássio. Aos 150 dias após a aplicação das doses de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso foram coletadas amostras composta de solos nas parcelas experimentais, nas profundidades de 0–20, 20–40, 40–60 e 60–80 cm (SALDANHA et al., 2007). Para cada profundidade e o seu respectivo corretivo, coletaram-se três subamostras.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e etiquetadas, em seguida colocadas para secar em estufa de circulação forçada a  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 72 horas, depois pesadas e peneiradas em malha de 2 mm, 1 mm e  $63 \text{ }\mu\text{m}$ , desprezando-se a fração maior que 2 mm (cascalho grosseiro). Após o peneiramento, a massa resultante com granulometria inferior a  $63 \text{ }\mu\text{m}$ , foi acondicionada em saco plástico e etiquetada. Foram coletadas também amostras puras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso para estudos comparativos. As amostras puras foram submetidas aos mesmos procedimentos de análises das amostras de solos.

Foram coletados de cada parcela de experimento 5 kg de cana-de-açúcar e acondicionados em sacos plásticos. As amostras foram colocadas para secar numa estufa de circulação forçada à  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  até massa constante. A matéria seca obtida foi levada ao forno, aumentando-se a temperatura gradativamente até atingir  $450 \text{ }^\circ\text{C}$  para evitar a combustão rápida, e então deixando-se por 48 horas a essa temperatura, até a obtenção das cinzas. Após estes procedimentos, uma sub-amostra de 10 g de cinzas foi digerida em ácido nítrico concentrado, levando-se à evaporação e em seguida recalcinando-se a  $450^\circ\text{C}$ , durante trinta minutos. Após resfriamento, adicionou-se novamente ácido nítrico concentrado e levou-se à ebulição. Depois do esfriamento, a solução obtida foi filtrada e utilizada para a determinação do  $^{226}\text{Ra}$  (IRD, 1983).

### **3.2. Determinação de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de solo**

Pelo fato do  $^{226}\text{Ra}$ , geralmente, apresentar concentrações acima dos níveis normais em solos adubados com fertilizantes, foi utilizado o método da espectrometria gama, que é um método prático e rápido para se obter informações sobre a presença deste radionuclídeo. 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 numa ampla faixa de energia (MELO, 1985), rapidez nas análises e número de informações obtidas em uma única análise. Além de ser uma técnica não destrutiva. A determinação por espectrometria gama com detectores de elevada resolução, que utilizam cristais de germânio hiperpuro, é um método de boa precisão para análise de radionuclídeos naturais em amostras ambientais, devido aos baixos níveis de radioatividade geralmente encontrados nessas amostras (MALANCA et al., 1993; GHIASSI-NEJAD et al., 2001; RÓDENAS et al., 2003; SUJO et al., 2004). O método é prático, não destrutivo, de baixo custo, e sua rapidez está intimamente ligada às concentrações dos radionuclídeos de interesse. Suas desvantagens são os elevados custos do detector, a necessidade de resfriamento com nitrogênio líquido, a deterioração do germânio com o uso (mesmo podendo atingir volumes ativos superiores a  $200 \text{ cm}^3$  na sua configuração coaxial), e sua baixa eficiência quando comparado com cristais de NaI(Tl) de mesmas dimensões (MELO, 1985).

Para as análises por espectrometria gama, as amostras de solo com granulometria inferior a  $63 \mu\text{m}$  foram homogeneizadas (KANNAN et al., 2002) a fim de se obter uma distribuição uniforme dos minerais presentes, padronizando-se a massa de cada amostra em 200 g, tempo de contagem em 43.200 s (12 h) e geometria dos recipientes. Os recipientes onde foi colocada a massa de 200 g são confeccionados em polietileno, possuindo forma cilíndrica de capacidade volumétrica igual a  $210 \text{ cm}^3$ , com diâmetro de 6,5 cm e altura igual a 8 cm. Após a adição de 200 g, cada recipiente foi hermeticamente fechado por 30 dias, para que fosse atingido o equilíbrio radioativo secular entre o  $^{226}\text{Ra}$  e seus filhos,  $^{214}\text{Pb}$  e  $^{214}\text{Bi}$  (PAPP, 1997; KANNAN et al., 2002). Depois dos 30 dias, as amostras foram analisadas em um detector de germânio hiperpuro de marca Canberra, pertencente ao Departamento de Energia Nuclear da UFPE. Depois de obtido o número de contagem em cada amostra, determinou-se a atividade, de acordo com as normas da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1989). Este método utiliza a área sob o fotopico, isto é, o número de contagens sob o fotopico de interesse. Baseado nisto, a atividade ( $A_{\text{Ra}}$ ) do  $^{226}\text{Ra}$ , em  $\text{Bq.kg}^{-1}$  foi calculada pela equação 4 (IAEA, 1989).

$$A_{\text{Ra}} = \frac{N_L}{\epsilon P_\gamma m t} \quad (4)$$

Onde:

$N_L$  = é número de contagens líquidas (área líquida) medidas sob o fotopico de interesse;

$\varepsilon$  = é a eficiência de detecção do sistema ( $\varepsilon \leq 1$ );

$P_\gamma$  = é a probabilidade de transição absoluta para o decaimento de raios gama por meio da energia selecionada ( $P_\gamma \leq 1$ );

$m$  = é a massa líquida da amostra (kg);

$t$  = é o tempo de contagem (s).

O  $^{226}\text{Ra}$  pode ser medido através dos fotopicos de 295 e 352 keV do  $^{214}\text{Pb}$ , do fotopico de 609 keV do  $^{214}\text{Bi}$  (MALANCA et al., 1993; SHENBER, 1997; MIAH et al., 1998; KARANGELOS et al., 2004; MALCZEWSKI et al., 2004), assim como do fotopico de aproximadamente 1.120 keV do  $^{214}\text{Bi}$  (MYRICK et al., 1983; PAPP et al., 1997; MALCZEWSKI, et al., 2004). No presente trabalho, as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo foram determinadas pelas energias de 352 e 609 keV do  $^{214}\text{Pb}$  e  $^{214}\text{Bi}$ , respectivamente (SHENBER, 1997; MIAH et al., 1998; KARANGELOS et al., 2004).

### **3.2.1. Cálculo da eficiência de contagem**

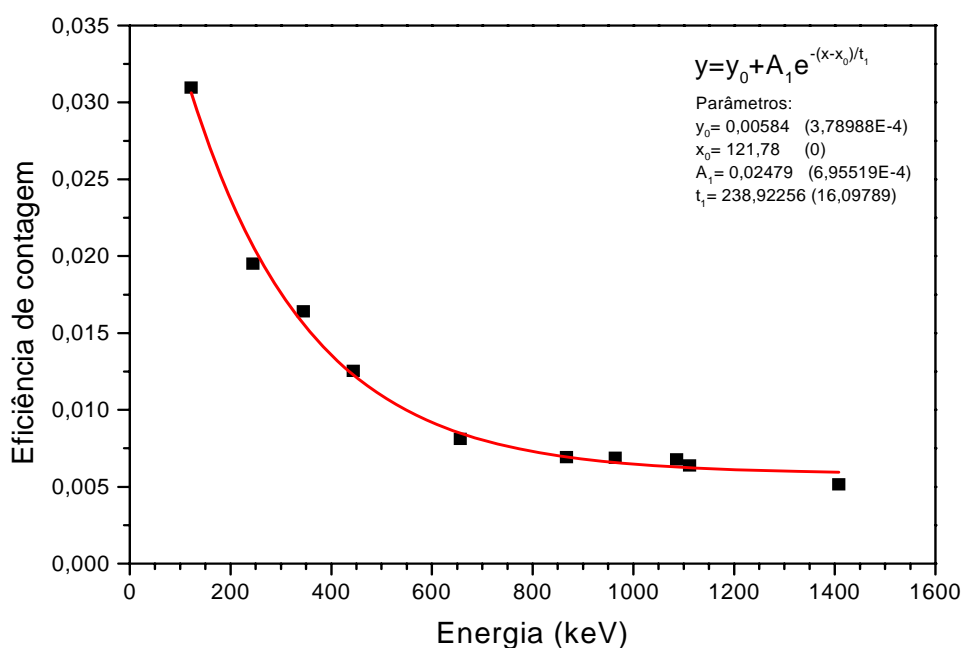
Para calcular a eficiência de contagem, foi utilizada uma amostra de solo com baixa radiação natural, cuja concentração foi anteriormente determinada. Nesta amostra foi adicionado um padrão líquido de  $^{152}\text{Eu}$ , que apresenta meia-vida física de aproximadamente 12,7 anos (ERDTMANN e SOYKA, 1979). A escolha do  $^{152}\text{Eu}$ , como padrão deve-se ao fato de ser considerado uma “multi-fonte” gama, pois emite diferentes energias, que variam de 39 keV a 2 MeV (ERDTMANN; SOYKA, 1979). Neste caso, a quantidade de 50 ml do padrão de  $^{152}\text{Eu}$  foi adicionada à amostra de solo e em seguida levada para secar a 60°C por 24 h. Depois deste tempo, a amostra que contém o padrão foi homogeneizada, acondicionada no recipiente de polietileno padrão e levada para o sistema de espectrometria gama, onde foram realizadas as contagens. Para este procedimento foram adotadas as mesmas condições de análise das amostras, tais como: granulometria da matriz de solo, massa, geometria do recipiente, geometria de posição para contagem, bem como o tempo de contagem. Ao final deste

procedimento, foi efetuado o cálculo das contagens líquidas do padrão para os níveis de energia do  $^{152}\text{Eu}$ , com base nas medidas gama da amostra que contém o padrão.

Utilizando-se a equação 5, foi possível calcular as eficiências de contagens, com base na área de cada fotopico  $C$ , do tempo de contagem  $t$  e da atividade gama específica do radionuclídeo padrão  $A$ . As unidades de medida para atividade e volume, dependem, sobretudo, do estado físico da fonte padrão, neste caso padrão líquido,  $A = \text{Bq.ml}^{-1}$ , considerando-se um volume  $V$  em ml.

$$\varepsilon = \frac{C}{A \times t \times I_{\gamma} \times V} \quad (5)$$

Para a contagem do BG (Background), foi usado no detector um recipiente de polietileno vazio e com a mesma geometria do recipiente utilizado para contagem das amostras, obedecendo ao mesmo tempo de contagem (MALANCA et al., 1993). No final, esta contagem foi subtraída da contagem de cada amostra analisada (MCAULAY e MORAN, 1988; SANTOS; MARQUES, 2003). A Figura 2 mostra a curva de eficiência determinada experimentalmente pela equação 5. Com base nesses resultados, foram estabelecidas as eficiências de contagem para as energias específicas de 352 e 609 keV, utilizadas para os cálculos das atividades.



**Figura 2.** Curva de eficiência para o  $^{152}\text{Eu}$ .



### 3.2.2. Limite de detecção

Os limites de detecção (LD) para as energias de 352 e 609 keV foram calculados pela equação 6 (SILVA; MAZZILLI, 2005), utilizando 200 g de uma amostra de solo com baixa radioatividade, em um tempo de contagem de 43.200 s.

$$LD = \frac{4,66\sqrt{C}}{\epsilon \times I_{\gamma} \times M \times t} \quad (6)$$

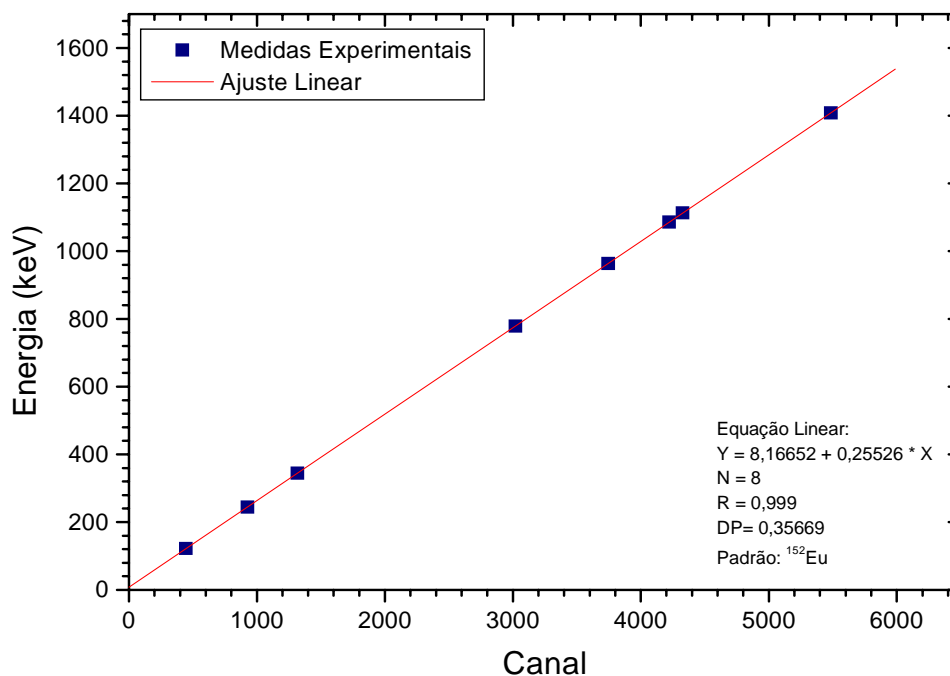
onde 4,66 é uma constante para um limite de confiança de 95%,  $C$  é a área total do pico do radionuclídeo (contagens);  $\epsilon$  é a eficiência de contagem para cada energia específica detectada;  $t$  é o tempo de contagem (s);  $I_{\gamma}$  é a abundância gama percentual do radionuclídeo em consideração, e  $M$  a massa da amostra (kg). Com base nesses parâmetros, foi possível a realização dos cálculos dos limites de detecção do equipamento para as energias em consideração, conforme apresentado na Tabela 1.

**Tabela 1.** Limites de detecção das atividades do  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$ .

Energia (keV)	LD (Bq.kg <sup>-1</sup> )
352	2
609	2

### 3.1.3. Resposta do sistema de detecção gama

Para avaliar a resposta do sistema de detecção em função das emissões gama emanadas pelo decaimento do  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo, foram preparadas soluções padronizadas de  $^{152}\text{Eu}$  que foram submetidas aos procedimentos normais de análise. Como pode ser observado na Figura 3, o sistema de detecção apresentou excelente linearidade de resposta em função das concentrações analisadas.



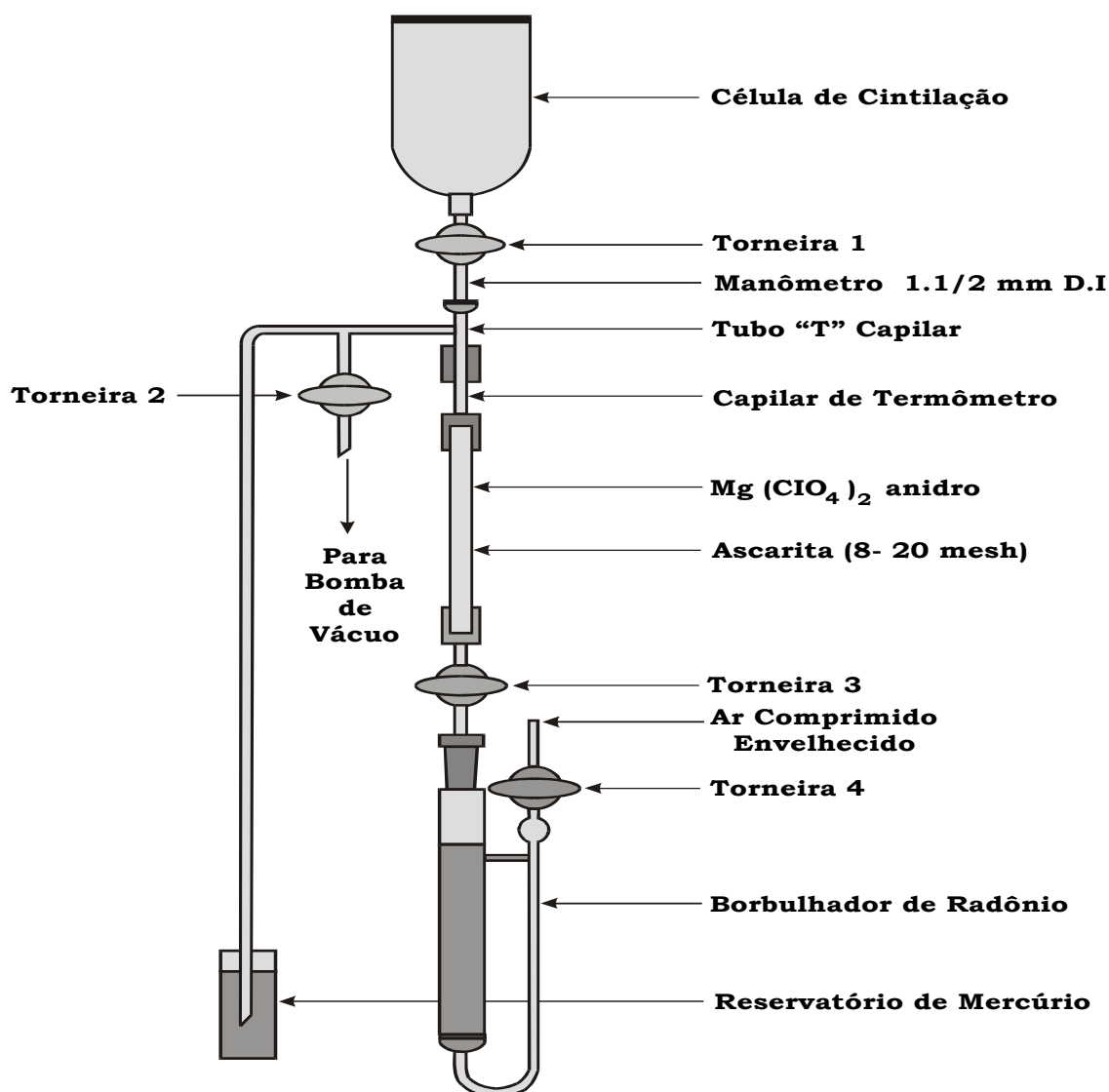
**Figura 3.** Linearidade de resposta do sistema de detecção gama.

### 3.3. Determinação de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de cana-de-açúcar

Na determinação das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de cana-de-açúcar foi utilizada apenas a primeira etapa que se refere ao método da determinação simultânea (GODOY, 1994). A escolha deste método levou em consideração o grau de dificuldade de execução, tempo, custo de análise, sensibilidade, exatidão, reprodutibilidade e disponibilidades do laboratório de monitoração ambiental. O  $^{226}\text{Ra}$  foi determinado pela técnica da emanção do  $^{222}\text{Rn}$ , conforme estabelecida nos procedimentos padrões do IRD (1983). Neste caso, preparou-se 1L de solução, a partir da solução formada pela digestão das cinzas. Transferiu-se essa quantidade para um becker com capacidade de 2 L e adicionaram-se: (a) 1 mL de carreador de bário ( $20 \text{ mg Ba}^{+2} \cdot \text{mL}^{-1}$ ); (b) gotas de

vermelho de metila; (c) 5 mL de ácido cítrico; e (d)  $\text{NH}_4\text{OH}$ , lentamente até obter pH entre 4,5 a 5. Após esta etapa, a solução foi aquecida até a ebulição e adicionaram-se 50 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  3 mol.L<sup>-1</sup>, sob agitação. O precipitado formado foi dissolvido, utilizando-se EDTA e  $\text{NH}_4\text{OH}$ , e colocado para aquecer até sua total dissolução. Após esta etapa, a solução foi transferida para um recipiente de vidro (borbulhador) e o radônio (<sup>222</sup>Rn) residual foi extraído pela passagem de ar comprimido através da solução. Em seguida, fechou-se o borbulhador para dar início ao aumento da atividade do <sup>222</sup>Rn. Depois de decorrido um tempo para que fosse obtida uma atividade superior a 75 % da atividade de equilíbrio, o <sup>222</sup>Rn produzido pelo decaimento do <sup>226</sup>Ra foi extraído do borbulhador e armazenado numa célula de Lucas. Na célula, o <sup>222</sup>Rn entra em equilíbrio com seus descendentes, sendo então realizada a contagem alfa total (GOLDIN, 1961).

A contagem das partículas alfa provenientes do decaimento do <sup>222</sup>Rn foi realizada acoplando a célula de Lucas ao fotocatodo de uma fotomultiplicadora, conectada a um sistema eletrônico modular convencional (pré-amplificador, amplificador, discriminador e contador com temporizador). A Figura 4 mostra o sistema de emanção com a célula de Lucas.



**Figura 4.** Sistema de emanção com a célula de Lucas.

As células de Lucas foram calibradas utilizando-se solução padronizada de  $^{226}\text{Ra}$  fornecida pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). O Laboratório de Monitoração Ambiental do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco faz parte do Programa Nacional de Intercomparação, com o objetivo de avaliar a exatidão da determinação das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  pelo método utilizado neste trabalho.

Através da realização de intercomparações internas foi avaliada a confiabilidade do método de análise utilizado na determinação das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de cana-de-açúcar. Para tanto, foram preparadas amostras padrões em duplicatas, utilizando material certificado fornecido pelo IRD.

A concentração de  $^{226}\text{Ra}$  ( $A_{^{226}\text{Ra}}$ ) (pCi/L) foi calculada pela equação 7 (GODOY, 1990):

$$A_{^{226}\text{Ra}} = \frac{(C_A - C_B)}{EV} \frac{1}{(1 - e^{-\lambda_1 t_1})} \frac{1}{e^{-\lambda_2 t_2}} \quad (7)$$

Onde:

$C_A$  = Taxa de contagem alfa observada na amostra (cpm);

$C_B$  = Taxa de radiação de fundo (Background) observada na célula de Lucas (cpm);

$E$  = Constante de calibração em eficiência da célula de Lucas do  $^{222}\text{Rn}$  com seus descendentes (cpm/pCi);

$V$  = Volume de 1 L da solução utilizada na determinação do  $^{226}\text{Ra}$ ;

$\lambda_1$  = Constante de decaimento do  $^{222}\text{Rn}$  (dias);

$\lambda_2$  = Constante de decaimento do  $^{222}\text{Rn}$  (horas);

$t_1$  = Intervalo de tempo para o crescimento do  $^{222}\text{Rn}$  no borbulhador (dias);

$t_2$  = Intervalo de tempo entre a emissão e o início da contagem (horas);

$\frac{1}{(1 - e^{-\lambda_1 t_1})}$  = Fator de correção para o crescimento do  $^{222}\text{Rn}$  no tempo  $t_1$ ;

$\frac{1}{(e^{-\lambda_2 t_2})}$  = Fator de correção para o decaimento do  $^{222}\text{Rn}$  no tempo  $t_2$ .

### 3.3. Análise estatística dos dados

#### 3.3.1. O delineamento fatorial

Os experimentos fatoriais podem ser instalados em qualquer um dos delineamentos estatísticos (FERREIRA, 1991). Em função disso, foi realizado neste trabalho, uma abordagem apenas em torno do delineamento em blocos casualizados, por ser o mesmo, o mais utilizado na experimentação agrônômica (FERREIRA, 1991). Por outro lado, este tipo de delineamento pode ser utilizado eficientemente para verificar a interação entre o  $^{226}\text{Ra}$  e suas vias de transporte no meio ambiente. O delineamento apresentado neste trabalho consistiu de 3 repetições, num arranjo fatorial (3 x 2), sendo

os fatores: (a) três tipos de corretivos agrícolas (calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso) e (b) duas variedades de cana-de-açúcar, classificadas como 1011 e 3250. Para o solo, consistiu de 3 repetições, num arranjo fatorial (4 x 3), sendo os fatores: (a) quatro camadas de solo (0 – 20, 20 – 40, 40 – 60 e 60 – 80 cm) (b) três tipos de corretivos agrícolas (calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso). Os procedimentos da análise fatorial encontram-se apresentados no anexo 1.

### 3.3.2. O Teste LSD

Os valores obtidos das concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso e das variedades de cana-de-açúcar foram comparadas entre si pelo teste estatístico LSD. Ronald Fisher, um estatístico que ficou famoso por ter liderado os estudos das ciências experimentais no início do século XX, propôs um teste, para calcular a *diferença mínima significativa* entre duas médias. Essa diferença seria o instrumento de medida, pois, toda vez que o valor absoluto da diferença entre duas médias fosse igual ou maior do que a *diferença mínima significativa*, as médias seriam consideradas estatisticamente diferentes, ao nível estabelecido de significância. Em inglês, a expressão *diferença mínima significativa* é *least significant difference*. Daí a sigla LSD, usada para identificar o teste proposto por Fisher. Para obter o LSD, pelo teste de Fisher, utiliza-se a equação 9 (Vieira, 2006).

$$\text{LSD} = t \sqrt{\frac{2 \times \text{QMresíduo}}{r}} \quad (9)$$

Onde t é um valor dado pela tabela t-Student, QMresíduo é o quadrado médio do resíduo da variância e r é o número de repetição de cada tratamento.

### 3.4. Determinação dos parâmetros físico-químicos do solo

Antes da implantação dos ensaios para a colocação das doses de fosfogesso, calcário dolomítico e gipsita, foram coletadas amostras de solo em quatro profundidades (0 – 20, 20 – 40, 40 – 60 e 60 – 80 cm) para determinar os parâmetros físico-químicos,

conforme Embrapa (1997). Esses parâmetros foram determinados no Laboratório de Física e Química dos Solos do Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco e encontram-se na Tabela 2.

**Tabela 2.** Caracterização físico-química do solo em quatro profundidades da Usina estudada.

Parâmetros físico-químicos	Profundidade (cm)			
	0 – 20	20 – 40	40 – 60	60 – 80
pH	5,0	4,95	4,45	4,55
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,95	0,95	0,95	0,8
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	1,9	0,2	0,25	0,3
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,13	0,16	0,02	0,10
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,325	0,325	0,75	0,8
Carbono (dag/kg)	0,85	0,79	-	-
P-rem (mg/dm <sup>3</sup> )	38,50	23,99	17,72	15,98
SB (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	2,98	1,31	1,20	1,22
CTC (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	3,30	1,63	1,97	2,0
Ca/Mg	0,5	4,75	3,8	2,66
P (mg/dm <sup>3</sup> )	2,5	-	-	-
m (%)	9,84	19,93	19,93	40
Areia (g/kg)	584,5	552,86	537,03	537,03
Silte (g/kg)	50,3	37,26	33,7	32,8
Argila (g/kg)	365,2	409,86	429,26	440,16

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4. 1. Concentração de $^{226}\text{Ra}$ nos corretivos e nas amostras de solo

A Tabela 3 apresenta as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em amostras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso que foram utilizadas nos experimentos. Estes corretivos são provenientes de rochas sedimentares, que segundo dados obtidos da literatura, apresentam níveis diferentes de concentração de  $^{226}\text{Ra}$  (DICKSON et al., 1987; HARIDASAN et al., 2002; IBRAHIEM, 2003).

**Tabela 3.** Concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  em amostras de calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso.

Tipo de corretivo	Concentração de $^{226}\text{Ra}$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )
Calcário dolomítico	$3 \pm 1$
Gipsita	$5 \pm 1$
Fosfogesso	$119 \pm 5$

As rochas sedimentares contêm quantidades variáveis de  $^{226}\text{Ra}$ . Por exemplo, no Egito, as concentrações desse radionuclídeo em rochas sedimentares, variaram de 129,9 a 802,3  $\text{Bq.kg}^{-1}$  (ABBADY, 2004) As rochas dolomíticas da Itália apresentaram concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  variando de 2,4 a 43,1  $\text{Bq.kg}^{-1}$  (TREVISI et al., 2004). Na área de Shaanxi, China, as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em amostras de rochas dolomíticas, variaram de 21,5 a 24,2  $\text{Bq.kg}^{-1}$  (XINWEI et al., 2006). A concentração de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras do calcário dolomítico, usando o presente estudo, encontra-se na faixa de variação dos valores determinados por Trevisi et al. (2004). Mas, foi uma ordem de grandeza menor do que os valores determinados por Xinwei et al. (2006).

No Paquistão, as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  na gipsita variaram de 3,9 a 9,3  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , com média de 6,2  $\text{Bq.kg}^{-1}$  (KHAN e KHAN, 2001), que é da mesma ordem de grandeza do valor encontrado para a gipsita da Tabela 3. Entretanto, no Egito, as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em amostras de gipsita, variaram de 10 a 170  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , com média de 105  $\text{Bq.kg}^{-1}$  (AHMED, 2005), que é quase vinte vezes maior do que o valor da gipsita usada no presente trabalho (Tabela 3).

Estudos realizados por Mazzilli et al. (2000), em amostras de fosfogesso utilizado no Brasil, apresentaram concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  variando de 22 a 695  $\text{Bq.kg}^{-1}$ . O valor da concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  na amostra de fosfogesso (Tabela 3) pertence



ao intervalo de valores determinados por Mazzilli et al. (2000). Na Flórida, Estados Unidos, as amostras de fosfogesso apresentaram concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  variando de 270 a  $1.353 \text{ Bq.kg}^{-1}$  (HULL e BURNETT, 1996). O valor máximo deste intervalo é uma ordem de grandeza maior do que o valor apresentado na Tabela 3. Amostras de fosfogesso utilizadas no cultivo de cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí, no estado de São Paulo, apresentaram concentração de  $^{226}\text{Ra}$  variando de 106 a  $137 \text{ Bq.kg}^{-1}$  (CONCEIÇÃO, 2004), que é da mesma ordem de grandeza do valor de  $119 \text{ Bq.kg}^{-1}$  apresentado na Tabela 3.

O fosfogesso apresentou concentração de  $^{226}\text{Ra}$  duas ordens de grandeza maior do que no calcário dolomítico e na gipsita. A incorporação de  $^{226}\text{Ra}$  no fosfogesso pode ser explicada pelo fato desse radionuclídeo encontrar-se naturalmente na rocha fosfática. Neste caso, o  $^{226}\text{Ra}$  foi precipitado como minerais de fosfato de cálcio durante a formação da rocha (RUTHERFORD et al., 1995a). O principal fenômeno envolvido é a substituição isomórfica, ou seja, a substituição do cálcio pelo  $^{226}\text{Ra}$  devido à similaridade entre o tamanho de seus raios iônicos (GUZMAN, 1992). A apatita contida nos concentrados de rocha fosfática é destruída pela ação do ácido sulfúrico durante a preparação dos superfosfatos, podendo concentrar ainda mais o  $^{226}\text{Ra}$  nos produtos finais. Este ataque químico pode quebrar o equilíbrio radioativo secular encontrado no concentrado fosfático, levando a um fracionamento isotópico nas fases finais da produção (RUTHERFORD et al., 1995a). Vários autores relatam a existência de radionuclídeos em fertilizantes derivados de rochas fosfáticas por todo o mundo (MENZEL, 1968; PFISTER et al., 1976; RING, 1977; GUIMOND, 1990; ROTHBAUM et al., 1979; MORTVEDT, 1986; GUZMAN, 1992; TODOROVSK e KULEV, 1993; SAM e HOLM, 1995; HULL e BURNETT, 1996, ALAM et al., 1997; IOANNIDES et al., 1997; IBRAHIM, 1998; KHAN et al., 1998; SAM et al., 1999; KHATER et al., 2001), sendo essa presença primeiramente notada em 1908 (RING, 1977). Outros trabalhos estudaram a presença de  $^{226}\text{Ra}$  em amostras de fosfogesso (BOLÍVAR et al., 1995; RUTHERFORD et al., 1995 A; HARIDASAN et al., 2002). No Brasil, alguns trabalhos também abordaram esse assunto (CULLEN e PASCHOA, 1978; PASCHOA et al., 1984; LAPIDO-LOUREIRO, 1986), levando em consideração a ocorrência de  $^{226}\text{Ra}$  na rocha fosfática e no fosfogesso (PESSENDA et al., 1988; GODOY, 1989; MAZZILLI E SAUEIA, 1997; MAZZILLI et al., 2000).

Como pode ser verificado na literatura, existe grande preocupação por parte de muitos pesquisadores no monitoramento do  $^{226}\text{Ra}$  no fosfogesso. Concentrações

elevadas deste radionuclídeo no fosfogesso poderiam levar à sua redistribuição no meio ambiente pela atividade agrícola, aumentando seus teores no solo, com uma maior disponibilidade para a cana-de-açúcar.

Para uma melhor visualização dos valores de concentração de  $^{226}\text{Ra}$  no solo, determinou-se a concentração média em suas respectivas camadas. Os valores calculados encontram-se apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4.** Concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo em relação aos tipos de corretivos.

Tipo de corretivo	Concentração média de $^{226}\text{Ra}$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )			
	Camadas de solo (cm)			
	0 – 20	20 – 40	40 – 60	60 – 80
Calcário dolomítico	$25 \pm 6$	$25 \pm 5$	$23 \pm 1$	$28 \pm 7$
Gipsita	$24 \pm 2$	$20 \pm 3$	$22 \pm 3$	$22 \pm 2$
Fosfogesso	$23 \pm 1$	$26 \pm 5$	$23 \pm 3$	$27 \pm 4$

Os dados apresentados na Tabela 4 foram submetidos à análise da variância (ANOVA) no delineamento fatorial (ver anexo 2), conforme descrito no item 3.4.1. Neste caso, para estudar o efeito sobre a resposta é preciso fazê-lo variar e observar o resultado dessa variação (NETO et al., 1996). Sendo assim, o estudo estatístico dos resultados apresentados na Tabela 1 do anexo 2 só seria completo, se analisados os efeitos conjuntamente, pois, corretivos e camadas de solo estão inteiramente relacionados, daí a necessidade de avaliar prováveis interações entre essas grandezas. Para isto, foi necessário calcular seus parâmetros estatísticos através da metodologia ANOVA. Os resultados obtidos encontram-se apresentados na Tabela 4 do anexo 2.

Pelas análises estatísticas apresentadas na Tabela 4 do anexo 2, conclui-se que: (a) não houve diferença significativa entre as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas do solo; (b) não houve diferença significativa entre os corretivos, em relação à concentração de  $^{226}\text{Ra}$  no solo; e (c) não houve diferença significativa para a interação camada versus corretivo, indicando que a presença de  $^{226}\text{Ra}$  no solo não dependeu do tipo de corretivo utilizado. Assim, as diferenças existentes entre os valores das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$ , apresentadas na Tabela 4, foram apenas devidas ao acaso.

Segundo Costa et al. (2005), todo e qualquer processo possui em sua variabilidade um componente impossível de ser eliminado. Trata-se da variabilidade natural do processo, que é o fruto de uma série de pequenas perturbações, intrínsecas do

mecanismo, denominada de causas aleatórias, contra as quais pouco ou nada se pode fazer. Assim sendo, é praticamente impossível interferir diretamente para identificar e eliminar as causas aleatórias de qualquer processo que interferiu nos valores das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo apresentadas na Tabela 4. Desde modo, as variações existentes na Tabela 4 podem indicar pequena interferência na presença do  $^{226}\text{Ra}$  no solo. Então, pode-se estimar que a acumulação do  $^{226}\text{Ra}$  no solo, certamente, encontra-se sob os efeitos de uma série de causas aleatórias, que na maioria das vezes, é impossível de serem eliminadas. Entretanto, as pequenas diferenças existentes, podem estar relacionadas com diversos fatores que influenciaram a mobilidade do  $^{226}\text{Ra}$  no solo.

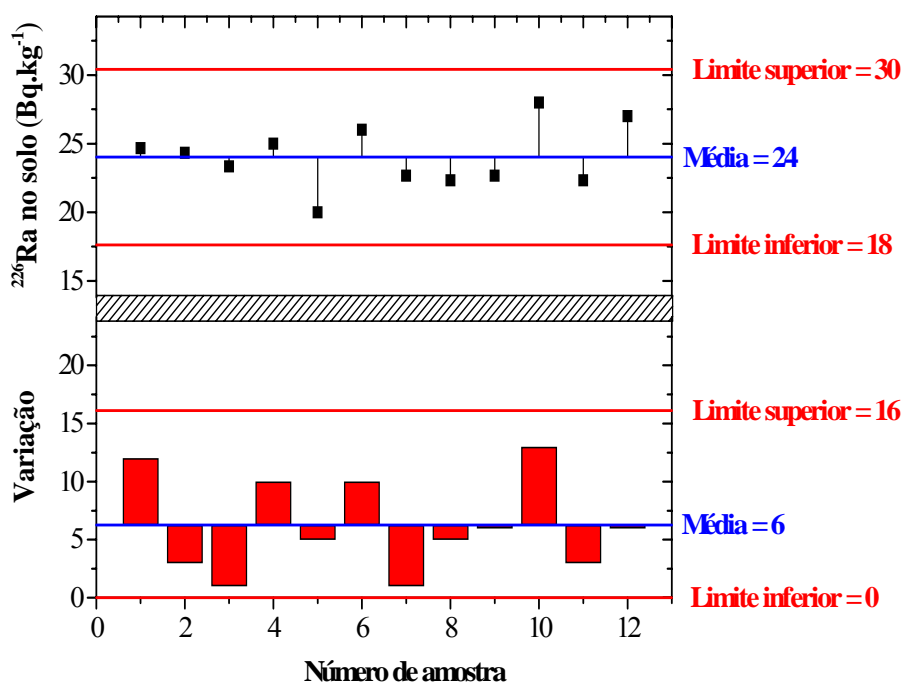
Segundo Meurer (2004), o solo possui uma estrutura complexa, formada por componentes orgânicos e inorgânicos. De acordo com os estudos realizados por Morgan e Beatham (1990), o  $^{226}\text{Ra}$  tem a facilidade de formar complexos orgânicos e inorgânicos, que muito influencia na sua adsorção no solo. Assim, tomando como base estes estudos, as interações do  $^{226}\text{Ra}$  com a matéria orgânica e com os elementos inorgânicos do solo, desempenharam função importante na movimentação do radionuclídeo nas diferentes camadas de solo.

Apesar das amostras de fosfogesso terem apresentado concentrações elevadas de  $^{226}\text{Ra}$  (Tabela 3), não foram verificados níveis elevados deste radionuclídeo nas camadas do solo que recebeu este corretivo (Tabela 4). O que realmente se observa nesta tabela, é que não houve diferença significativa nas concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nos solos corrigidos com calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso, conforme mostra o anexo 2. De acordo com Mazzilli (2000), o  $^{226}\text{Ra}$  presente no fosfogesso encontra-se em diferentes formas químicas, pois, a sua redistribuição no fosfogesso durante a acidificação da rocha fosfática, é controlada por um grande número de fatores que inclui: o potencial redox, a temperatura de digestão da rocha fosfática, a sorção de substâncias húmicas e minerais e co-precipitação com bário. Para Roessler (1990), o rádio é incorporado no fosfogesso devido à similaridade química com o cálcio. Este autor sugere que o  $^{226}\text{Ra}$  liga-se à estrutura  $\text{CaSO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  durante uma fase ainda desconhecida do tratamento da rocha fosfática. Entretanto, outros autores, como Rutherford et al. (1995b), propuseram que o  $^{226}\text{Ra}$  é incorporado na fase sólida do fosfogesso, como radiobarita  $(\text{Ra},\text{Ba})\text{SO}_4$ . Assim, como visto anteriormente, o  $^{226}\text{Ra}$  na forma química de sulfato, passa a ter bastante mobilidade no solo, podendo se movimentar para as camadas mais profundas devido à repulsão eletrostática.

No presente trabalho, foi possível estimar a transferência de  $^{226}\text{Ra}$  para o solo, em relação a utilização dos corretivos. Segundo Brady (1989), a massa de solo para 1 ha à profundidade de 20 cm é de aproximadamente 2.400.000 kg, considerando uma densidade de  $1,2 \text{ g.cm}^{-3}$ . No projeto experimental, foi utilizado 3,6 kg de fosfógeno para cada parcela de  $60 \text{ m}^2$ . Assim, para 1 ha, a quantidade utilizada seria de 600 kg. Como a atividade do  $^{226}\text{Ra}$  na amostra de fosfógeno puro foi de  $119 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , a atividade total em 1 ha seria de  $71.400 \text{ Bq.ha}^{-1}$ . Dividindo-se este valor pela massa de solo de 1 ha, que é de 2.400.000 kg, tem-se  $0,03 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Utilizando este mesmo procedimento para o calcário dolomítico e a gipsita (aplicações de  $2.000 \text{ kg.ha}^{-1}$  e  $500 \text{ kg.ha}^{-1}$ ) tem-se, aproximadamente,  $2,5 \times 10^{-3} \text{ Bq.kg}^{-1}$  e  $1 \times 10^{-3} \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. Como se observa, mesmo o fosfógeno apresentando concentração relativamente elevada de  $^{226}\text{Ra}$  (ver Tabela 3), devido à elevada quantidade de solo existente na camada de 20 cm, foi alta a diluição do radionuclídeo no solo. Isto explica, considerando os dados apresentados na Tabela 4, porque os solos corrigidos com fosfógeno não apresentaram concentrações elevadas de  $^{226}\text{Ra}$ . Para o calcário dolomítico e a gipsita, os valores de concentração deste radionuclídeo podem ser considerados desprezíveis. Assim, deve-se considerar que a presença do  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo (ver Tabela 4), foi devida praticamente à sua ocorrência natural.

Utilizado o método LSD apresentado no item 3.4.2 e calculado no anexo 4, verifica-se que as concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  em cada camada do solo para os respectivos corretivos, podem ser consideradas, estatisticamente, iguais entre si. Como não houve diferença significativa entre as concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas em relação aos corretivos, pode-se estimar que este radionuclídeo possui distribuição quase homogênea nas amostras de solo analisadas. A Figura 5 mostra as flutuações estatísticas dos valores das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em todas as camadas do solo.

Como pode ser observado na Figura 5, a concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  no solo pertence ao intervalo das médias apresentadas na Tabela 4. Isto sugere distribuição quase uniforme deste radionuclídeo no solo. Então, considerando a Figura 5, o efeito conjunto de todas as perturbações orgânicas e inorgânicas existentes nas camadas do solo, praticamente não interferiram na acumulação do  $^{226}\text{Ra}$ , apesar de serem as principais responsáveis pela variabilidade natural do processo: uma variabilidade inevitável, com a qual é preciso conviver (COSTA et al., 2005).



**Figura 5.** Intervalo de confiança para a média das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  no solo.

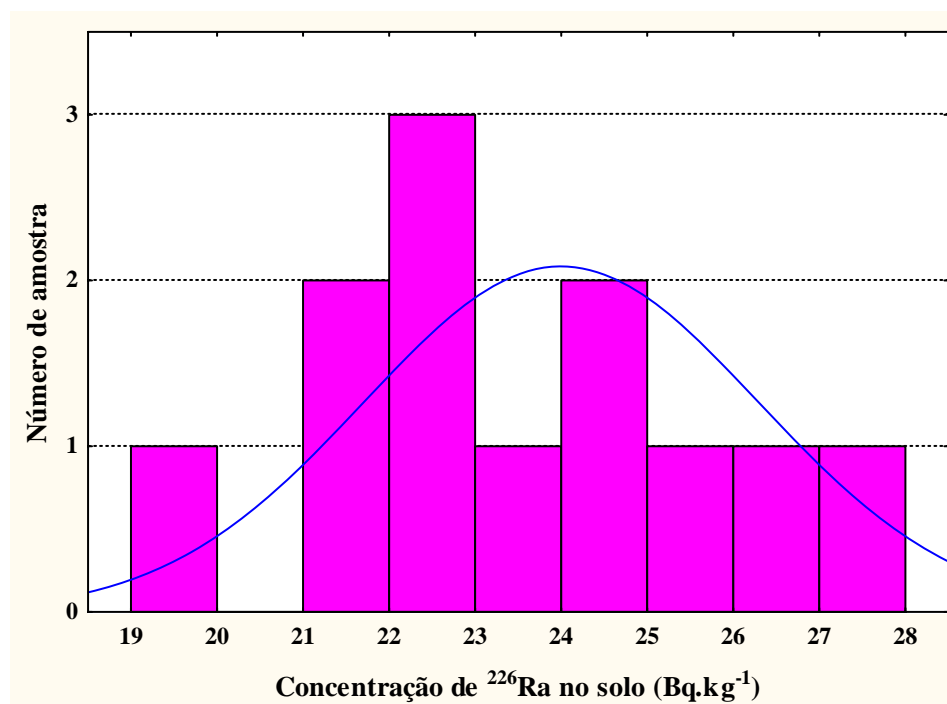
Desde o início da Revolução Industrial, Shewhart preocupou-se em estudar a variabilidade dos processos. Suas explicações sobre a impossibilidade de produzirem itens exatamente iguais num mesmo processo são aceitas até hoje (COSTA et al., 2005). Decorrente de tais observações pode-se afirmar que as causas aleatórias interferem em qualquer processo, por mais controlado que seja. No entanto, em relação aos processos naturais, as causas aleatórias interferem consideravelmente, pois os mecanismos de controles, geralmente, são provenientes de interações intrínsecas de cada sistema. Isto explica, considerando as concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo, a variabilidade existente nos valores apresentados na Tabela 4, inclusive de resultados obtidos numa mesma camada.

Para Ferreira (1991), a distribuição de probabilidade normal é um exemplo de distribuição homogênea. Assim, tomando com base as definições de Downing e Clark (1998), se as médias das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  apresentadas na Tabela 4 tenderem para uma distribuição normal, elas são provenientes de uma mesma população. A Figura 6 mostra o histograma da distribuição das concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo. A Tabela 5 mostra as medidas de tendência central obtidas da Figura 6.

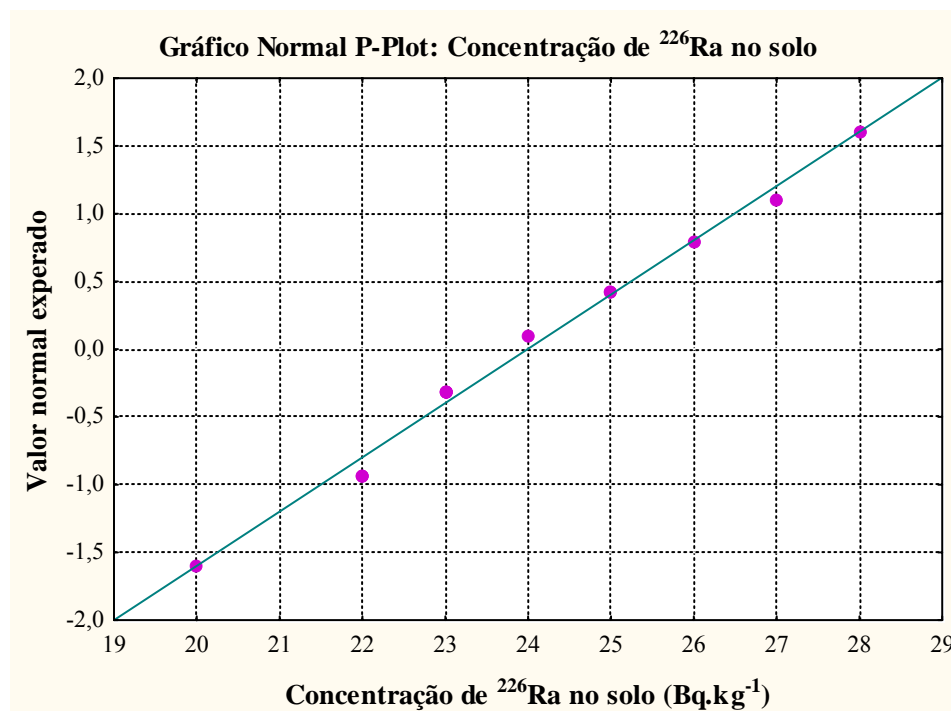
**Tabela 5.** Medidas de tendência central das concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo.

Parâmetro estatístico	Concentração de $^{226}\text{Ra}$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )
Média aritmética	24
Mediana	23,5
Moda	23

De acordo com o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (SIEGEL, 1975), a Figura 6 representa uma distribuição que tende para uma distribuição de probabilidade normal. Os parâmetros estatísticos apresentados na Tabela 5 mostram esta tendência, pois, numa distribuição de probabilidade normal, os valores da média, mediana e moda são iguais (BUSSAB e MORETTIN, 1987). O gráfico normal p-plot apresentado como Figura 7 mostra com mais detalhes a tendência das concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  para a distribuição de probabilidade normal.



**Figura 6.** Distribuição de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo.



**Figura 7.** Gráfico normal p-plot da distribuição de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo.

No caso da Figura 7, quanto mais próximos os pontos estiverem da reta, mais a distribuição dos dados experimentais tende para uma normal teórica. Assim, a distribuição natural de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo apresentadas na Tabela 4 pode ser considerada praticamente uniforme nas respectivas camadas de solo. Segundo o Comitê Científico das Nações Unidas Sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), a atividade média de  $^{226}\text{Ra}$  estimada na superfície do solo de áreas sem alterações radioativas é de  $25,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$  (MALANCA et al., 1993). Este valor é muito próximo das concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  apresentadas na Tabela 4. As concentrações médias de  $^{226}\text{Ra}$  apresentadas na Tabela 4 foram uma ordem de grandeza menor do que os valores máximos de concentração deste radionuclídeo apresentados nos trabalhos de Amaral (1994) e Santos Júnior et al. (2006), os quais encontraram nos solos da região fosfática de Pernambuco e numa área da região do agreste semi-árido do mesmo estado, valores de 240 e  $367 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. Deve-se salientar que essas áreas são consideradas de elevados níveis de radioatividade natural.

#### 4. 2. Concentração de $^{226}\text{Ra}$ no solo versus parâmetros físico-químico

De acordo com Morgan e Beatham (1990), os parâmetros físico-químicos do solo interferem na mobilidade do  $^{226}\text{Ra}$ . Sendo assim, realizou-se correlação linear entre as concentrações deste radionuclídeo no solo e os parâmetros físico-químicos que possuem importância na sua mobilidade. Essas correlações só foram possíveis de serem executadas, porque o  $^{226}\text{Ra}$  presente no solo foi proveniente de ocorrência natural, uma vez que, os parâmetros físico-químicos foram analisados antes da aplicação do fosfagesso, calcário dolomítico e gipsita. A análise estatística de correlação linear encontra-se apresentada na Tabela 6.

**Tabela 6.** Coeficiente de correlação linear entre a concentração de  $^{226}\text{Ra}$  no solo e os parâmetros físico-químicos do solo da Usina estudada.

Parâmetro físico-químico	Coeficiente de correlação linear (r)	Probabilidade (p)
pH	-0,008	0,98
$\text{Ca}^{2+}$	-0,90	0,10
$\text{Mg}^{2+}$	0,02	0,96
$\text{Al}^{3+}$	0,24	0,75

De acordo com Crespo (1999), para se poder tirar algumas conclusões significativas sobre o valor do coeficiente linear, é necessário que:  $0,6 \leq |r| \leq 1$ . Em decorrência deste fato, pode-se afirmar que em relação ao solo analisado, não existiu correlação significativa entre a concentração de  $^{226}\text{Ra}$  e os níveis de pH,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  e argila, pois em todos eles,  $|r| < 0,6$ . Assim, tomando como base os estudos realizados Morgan e Beatham (1990), pode-se afirmar que o pH,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$  não interferiram na mobilidade do  $^{226}\text{Ra}$  no solo analisado. Observa-se na Tabela 6 uma excelente correlação linear negativa entre a concentração de  $^{226}\text{Ra}$  e o teor de cálcio. De acordo com Morgan e Beatham (1990), a mobilidade do  $^{226}\text{Ra}$  no solo decresce com a quantidade de cálcio. A correlação linear negativa sugere que a concentração do radionuclídeo diminuiu com o aumento da concentração de cálcio. Sendo assim, a presença do cálcio interferiu grandemente na mobilidade do  $^{226}\text{Ra}$  no solo analisado. De acordo com Morgan e Beatham (1990), em solo com elevada quantidade de sal dissolvido, principalmente  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$ , a adsorção de rádio é inibida, devido à



competição com esses cátions. A adsorção de rádio no solo aumenta com o aumento do pH e decresce com a quantidade de cálcio (MORGAN e BEATHAM, 1990).

#### 4. 2. Concentração de $^{226}\text{Ra}$ nas amostras de cana-de-açúcar

Mesmo apresentando níveis normais de  $^{226}\text{Ra}$ , o solo pode transferir este radionuclídeo para a cana-de-açúcar. Isto porque, segundo Rusanova (1964), dependendo da espécie, o  $^{226}\text{Ra}$  pode ser facilmente transferido do solo para os vegetais. Para Pulhani et al. (2005), as raízes dos vegetais só absorvem este radionuclídeo se o mesmo estiver na solução do solo. Neste caso, o  $^{226}\text{Ra}$  deve entrar em contato com a superfície da raiz. Para isto, ele deve ser carregado da solução do solo até a raiz através do fluxo de massa ou por difusão.

Para uma melhor comparação com os dados existentes na literatura, determinou-se a concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  para cada espécie de cana-de-açúcar cultivada, para os respectivos corretivos. Os valores calculados encontram-se apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7.** Concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  nas variedades de cana-de-açúcar em relação aos tipos de corretivos.

Tipo de corretivo	Concentração de $^{226}\text{Ra}$ (mBq.kg <sup>-1</sup> na MS*)	
	Espécie de cana-de-açúcar	
	1011	3250
Calcário dolomítico	377 ± 100	291 ± 89
Gipsita	371 ± 180	293 ± 98
Fosfogesso	282 ± 76	221 ± 32

\*Matéria seca.

Os resultados das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas duas variedades de cana-de-açúcar estudada no presente trabalho, em relação aos tipos de corretivos utilizados, encontram-se apresentados na Tabela 1 do anexo 3. Em relação aos cálculos correspondentes e os parâmetros estatísticos encontram-se apresentados na Tabela 4 do anexo 3, onde, pode-se observar que não houve diferença significativa entre as variedades de cana-de-açúcar 1011 e 3250, em relação à concentração de  $^{226}\text{Ra}$ . Baseado nos estudos de Jensen, citado por Faroni (2004), esta semelhança de absorção para cultivares diferentes, pode estar relacionada com o sistema radicular. Este autor, estudando o sistema radicular da cana-de-açúcar em Cuba, verificou que as variedades diferem pouco na distribuição de suas raízes e que todas emitem grande quantidade próxima à superfície do solo. Em trabalhos realizados por Korndörfer et al., citado por Faroni (2004), também foi verificado que ao

longo do perfil do solo não ocorreram variações significativas na distribuição de raízes entre variedades de cana-de-açúcar. Neste processo de similaridade da distribuição de raízes, cultivares diferentes de cana-de-açúcar podem absorver quantidades iguais de elementos químicos existentes na solução do solo (COSTA, 2005).

Segundo Baker e Toque (2005), o potencial de retenção de rádio varia consideravelmente de uma planta para outra, inclusive na mesma espécie. O potencial de absorção de rádio pelas plantas depende: (1) da espécie (MIRKA et al., 1996; TOME et al., 2002); (2) das concentrações de cálcio e ferro na planta (MILLION et al., 1994); (3) da química do solo; (GERZABEK et al., 1998; RODRÍGUEZ et al., 2002; TOME et al., 2002); e (4) da concentração do rádio no solo (MIRKA et al., 1996; MADRUGA et al., 2001; TOME et al., 2002). Tudo isto explica as pequenas diferenças existentes nos valores apresentados na Tabela 7, apesar de, estatisticamente, não haver diferença significativa entre elas. Assim, os mecanismos de transporte de  $^{226}\text{Ra}$  no sistema solo-planta, mesmo sendo diferentes, disponibilizaram quantidades aproximadamente iguais deste radionuclídeo para a cana-de-açúcar.

Analisando novamente a Tabela 4 do anexo 3, verifica-se que não existiu diferença significativa entre os corretivos agrícolas, em relação à disponibilidade de  $^{226}\text{Ra}$  presente nas variedades de cana-de-açúcar 1011 e 3250. Isto significa dizer que as quantidades deste radionuclídeo transferidas do sistema solo-planta, considerando a utilização do corretivo calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso, não diferiram estatisticamente na disponibilidade deste radionuclídeo para o solo. Daí existe uniformidade de absorção deste radionuclídeo nas duas variedades.

Os dados estatísticos apresentados na Tabela 4 do anexo 3 mostraram que não houve diferença significativa para a interação cana-de-açúcar versus tipo de corretivo, indicando que a presença de  $^{226}\text{Ra}$  nas variedades de cana-de-açúcar independe do tipo de corretivo utilizado no solo.

Estatisticamente, as concentrações médias apresentadas na Tabela 7, segundo o teste LSD (ver anexo 4), não foram consideradas diferentes entre si. A literatura científica é bastante carente de informações sobre a transferência de  $^{226}\text{Ra}$  do solo para a cana-de-açúcar. Conceição (2004), estudando a absorção de  $^{226}\text{Ra}$  em variedades de cana-de-açúcar cultivada com fosfogesso na bacia do rio Corumbataí, em São Paulo, determinou concentração média de  $160 \text{ mBq.kg}^{-1}$  na matéria, que é da mesma ordem de grandeza dos valores encontrados neste trabalho.

#### 4. CONCLUSÕES

(1) O fosfógeno apresentou concentração média de  $^{226}\text{Ra}$  ( $119 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ), duas ordens de grandeza maior do que as de calcário dolomítico ( $3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) e gipsita ( $5 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).

(2) Não houve diferença significativa entre a disponibilidade de  $^{226}\text{Ra}$  no solo e nas variedades de cana-de-açúcar, em relação à utilização de fosfógeno, calcário dolomítico ou gipsita. Isto porque a contribuição dos corretivos foi pequena ( $1 \text{ a } 30 \times 10^{-3} \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) em relação à radioatividade natural do solo ( $20 \text{ a } 28 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).

(3) A atividade no solo ( $20 \text{ a } 28 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) e nas plantas ( $221 \text{ a } 377 \text{ mBq.kg}^{-1}$ ) estão na faixa encontrada em outros locais do mundo consideradas como normais.

## 5. TRABALHOS FUTUROS

(1) É importante verificar os teores de  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$  nas amostras de solos corrigidos com calcário dolomítico, gipsita e fosfogesso e na cana-de-açúcar, nas mesmas condições estabelecidas para o  $^{226}\text{Ra}$ .

(2) Sugere-se avaliar a importância da quantidade de corretivos utilizados no solo, em relação à disponibilidade de  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  e  $^{210}\text{Po}$  para as variedades de cana-de-açúcar.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBADY, A.G.E. Estimation of radiation hazard indices from sedimentary rocks in Upper Egypt. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 60, p. 111–114. 2004.
- ACCIOLY, A.C.A.; SCHULZE, S.M.B.B. **Noções de geologia e evolução da Bacia do Araripe**. 2003. 9 p. Curso de Gestão Ambiental e otimização da exploração e utilização do gesso da Região do Araripe – PE. Recife: UFRPE/Área de Solos.
- ADAMS, F.; PEARSON, R.W. Differential response of cotton and peanuts to subsoil acidity. **Agronomy Journal**, v.62, p.9-12. 1970.
- ADAMS, F.; MOORE, B.L. Chemical factors affecting root growth in subsoil horizons of coastal plain soils. **Soil Science Society of American Journal**, v.47, p.99-102. 1983.
- ALAM, M. N.; CHOWDHURY, M.; KAMAL, S.; GHOSE, S.; BANU, H.; CHAKRABORTY, D. Radioactivity in chemical fertilizers used in Bangladesh. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 8, p. 1165-1168. 1997.
- AL-MASRI, M.S.; AMIN, Y.; IBRAHIM, S.; AL-BICH, F. Distribution of some trace metals in Syrian phosphogypsum. **Applied Geochemistry**, v.19, p.747–753. 2004.
- ALVAREZ V.H.; DIAS, L.E. **Enxofre**. 1.ed. Viçosa: ABEAS/Universidade Federal de Viçosa, 1994. 106p
- AMARAL, R. S. **Dose na população da região urano-fosfática pernambucana, devida à presença de urânio e  $^{226}\text{Ra}$  nos cultivares**. 1994. 143 f. Tese (Doutorado em Ciências Nucleares)-Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- AMEZKETA, E R. A.; GAZO R. Efficiency of Sulfuric Acid, Mined Gypsum, and Two Gypsum By-Products in Soil Crusting Prevention and Sodic Soil Reclamation, **Agronomy Journal**, v. 97, n.2, p.983-987. 2005
- ATSDR (1990). Toxicological profile for radium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service. December 1990.
- BAKER, A. C; TOQUE, C. A review of the potential for radium from luminising activities to migrate in the environment. **Journal of Radiological Protection**, v. 25, p. 127–140. 2005.
- BEIR (Biological Effects of Ionizing Radiations). Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters. **BEIR IV**. National Academy Press, Washington, D. C, 1988.
- BENES, P.; BOROVEC, Z.; LUKAVEC, Z. Interaction of radium with freshwater sediments and their mineral components: I. Ferric hydroxide and quartz. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, 82, p. 275–85. 1984.

BENES, P.; BOROVEC, Z.; STREJC, P. Interaction of radium with freshwater sediments and their mineral components: II. Kaolinite and montmorillonite. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 89 p. 339–51. 1985.

BETTENCOURT, A. O.; TEIXEIRA, M. M. G. R.; ELIAS, M. D. T.; FAISCA, M. C. Soil to plant transfer of radium-226. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 6, p. 49–60. 1988.

BOLÍVAR, J. P.; GARCÍA-TENÓRIO, R.; GARCÍA-LÉON, M. Enhancement of natural radioactivity in soils and sand-marshes surrounding a non-nuclear industrial complex. **The Science of the Total Environment**, v. 173/174, p. 125-136. 1995.

BARROS, M.F.C.; FONTES, M.P.F.; ALVAREZ V, V.H.; RUIZ, H.A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. V.8, n.1, p. 59-64. 2004.

BRADY, N. C.. **Natureza e propriedades do solo**. Rio de Janeiro. Livraria Freitas Bastos, 7 ed., 1989. 898 p.

BURNETT, W. C.; ELZERMAN, A. W. Nuclide migration and the environmental radiochemistry of Florida phosphogypsum. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 54, p.27–51. 2001.

BUSSAB, W. O; MORETTIN, P. A. **Estatística Básica**. São Paulo. Atual, 1987. 321 p.

CAIRES, E.F; FELDHAUS, I.C.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J. Lime and Gypsum application in the wheat crop. **Scientia Agrícola**, v.59, n.2, p.357-364. 2002.

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**, v. 28, p. 125-136. 2004.

CAVALCANTE, L.F.; SILVEIRA, R.I. Importância do fosfogesso como fonte de cálcio, enxofre e na redução de sódio de um solo salino-sódico da Paraíba. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 10, Belém. **Anais**, Belém: SBCS/UFPA/EMBRAPA. 1985, p.118.

CLARKSON, D.T. Interactions between aluminum and phosphorus on root surfaces cell wall material. **Plant Soil**, Dordrecht, v.27, p.347-355. 1967.

CONCEIÇÃO, F. T. **Comportamento geoquímico de radionuclídeos e metais pesados em solos da bacia do rio Corumbataí (SP)**. 2004. 128f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro – SP.

COSTA, A. F. B.; EPPRECHT, E. K.; CARPINETTI, L. C. R. **Controle estatístico de qualidade**. São Paulo: Atlas, 2. ed., 2005. 334 p.

COSTA, M. C. G. **Distribuição e crescimento radicular em soqueiras de cana-de-açúcar: dois cultivares em solos com características distintas**. 2005. 88f. Tese

(Doutorado)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo, São Paulo.

CULLEN, T. L.; PASCHOA, A. S. **Radioactivity in certain products in Brazil, Radioactivity in Consumer Products**, US Nuclear Regulatory Commission, Washington, p. 376-379. 1978.

DIAS, L.E. Dinâmica de formas de enxofre e de cátions trocáveis em colunas de solo tratadas com diferentes doses de fósforo e gesso. 1992. 130f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG.

DICKSON, B.L.; GIBLIN, A.M; SNELLING, A.A. The source of radium in anomalous accumulations near sandstone escarpments, Australia. **Applied Geochemistry**, v. 2, nº 4, p. 385-398. 1987.

DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral). Avaliação regional do setor mineral - Rio Grande do Norte. DNPM Boletim nº 53. Brasília, 1980. 116 p.

DOWNING, D.; CLARK, J. **Estatística aplicada**. São Paulo: Saraiva, 1998. 455 p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2 ed., 1997. 212 p.

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

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

FARINA, M.P.W., CHANNON, P.; THIBAUD, G.R.. A comparison of strategies for ameliorating subsoil acidity. II. Long-term soil effects. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.652–658. 2000.

FARONI, C. E. **Sistema radicular de cana-de-açúcar e identificação de raízes metabolicamente ativas**. 2004. 68 p. Dissertação, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

FERREIRA, P. V. **Estatística experimental aplicada à agronomia**. Alagoas: EDUFAL, 1991. 440 p.

FIPR (Florida Institute of Phosphate Research). Characterization of objects contaminated by Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM) within the phosphate industry. **Publication no 05-059-191**, December 2001.

GARRIDO, F., ILLERA, V., VIZCAYNO, C.; GARCIA-GONZALEZ, M.T. Evaluation of industrial by-products as soil acidity amendments: chemical and mineralogical implications. **European Journal of Soil Science**. v.54, p.411–422. 2003.

GERZABEK, M. H; STREBL, F.; TEMMEL, B. Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments. **Environmental Pollution**, v. 99, p. 103. 1998.

GHIASSI-NEJAD, M.; BEITOLLAHI, M. M.; FALLAHIAN, N.; AMIDI, J.; RAMEZANI, H. Concentrations of natural radionuclides in imported mineral substances. **Environment International**. v. 26, p. 557-560. 2001.

GODOY, J. M. Determination of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{228}\text{Ra}$  in gypsum. **Ciência e Cultura**, v. 41, nº 1, p. 86-87. 1989.

GODOY, J. M. The environmental behavior of radium. **Technical Report Series 310**, IAEA, Vienna, v.1, 1990.

GODOY, J. M.; LAURIA, D. C.; GODOY, M. L. D. P.; CUNHA, R. P. Development of a sequential method for the determination of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , and  $^{210}\text{Pb}$  in environmental samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 182, nº 1, p. 165-169, July. 1994.

GOLDIN, A. S. Determination of dissolved radium. *Analytical Chemistry*, v. 33, p. 406. 1961.

GREEMAN, D. J.; ROSE, A. W.; WASHINGTON, J. W.; DOBOS, R. R.; CIOLKOSZ, E. J. Geochemistry of radium in soils of the Eastern United States. **Application Geochemistry**, v. 14, p. 365–385. 1999.

GUIMOND, R. J. Radium in fertilizers. **Technical Report Series 310**, I.A.E.A, Vienna, p. 113-128. 1990.

GUZMAN, E. T. R. **Recovery of uranium in phosphate rocks and their products**. Monograph (Bachelor in Chemistry), Universidad Autónoma del Estado de México, 1992.

HARIDASAN, P. P.; MANIYAN, C. G.; PILLAI, P. M. B.; KHAN, A. H. Dissolution characteristics of  $^{226}\text{Ra}$  from phosphogypsum. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 62, nº 3, p. 287-294. 2002.

HERCZEG, A. L.; SIMPSON, H. S.; ANDERSON, R. F.; TRIER, R. M.; MATHIEU, G. G.; DECK, B. L. Uranium and radium mobility in groundwaters and brines within the Delaware Basin, Southeastern New Mexico, USA **Chemistry Geological**, v. 72, p. 181–196. 1988.

HULL, C. D.; BURNETT, W. C. Radiochemistry of Florida Phosphogypsum. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 32. nº 3, p. 213-238. 1996.

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

IAEA (International Atomic Energy Agency). The environmental behavior of radium. **Technical Report Series**, 310, Vienna: 1990.



IBRAHIM, N. M. Determination of natural radioactivity in fertilizers by gamma ray spectroscopy. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 51, no 4-6, p. 62. 1998.

IBRAHIEM, N. M. Radioactive disequilibrium in the different rock types in Wadi Wizr, the Eastern Desert of Egypt. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 58, p. 385–392. 2003.

ILLERA, V.; GARRIDO, F.; VIZCAYNO, C.; GARCIA-GONZALEZ M. T. Field application of industrial by-products as Al toxicity amendments: chemical and mineralogical implications **European Journal of Soil Science**, v.55, p.681–692. 2004.

IOANNIDES, K. G.; MERTZIMEKIS, T. J.; PAPACHRISTODOULOU, C. A.; TZIALLA, C. E. Measurements of natural radioactivity in phosphate fertilizers, **The Science of the Total Environment**, v. 196, p. 63-67. 1997.

IRD (Instituto de Radioproteção e Dosimetria). Manual de procedimentos técnicos do Departamento de Proteção Radiológica Ambiental. Rio de Janeiro, **IRD/CNEN**, 1983.

IYENGAR, M. A. R. The natural distribution of radium. The environmental behavior of radium. v. 1. **Technical Reports Series** nº 310. IAEA. 1990. p. 59.

JACOMINE, P.K.T.; CAVALCANTI, A.C.; SILVEIRA, C.O.; BURGOS, N.; PESSOA, S.C.P. **Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**. Recife, EMBRAPA, Centro de Pesquisas Pedológicas, v. I e II, SUDENE-DRN, 1973. 713p. (Boletim Técnico, 26)

JAWOROWSKI, Z. The natural distribution of radium. The environmental behavior of radium. v. 1. **Technical Reports Series** nº 310. IAEA. 1990. p.129.

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

KARANGELOS, D. J.; ANAGNOSTAKIS, M. J.; HINIS, E. P.; SIMOPOULOS, S. E.; ZUNIC, Z. S. Determination of depleted uranium in environmental samples by gamma-spectroscopic techniques. **Journal Environmental Radioactivity**. v. 76, p. 295-310, 2004.

KHAN, K.; KHAN, H. M.; TUFAIL, M.; KHATIBEH, A. J. A. H.; AHMAD, N. Radiometric analysis of Hazara Phosphate rock and fertilizers in Pakistan. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.1, p. 7-84. 1998.

KHAN, K.; KHAN, H. Natural gamma-emitting radionuclides in Pakistani Portland cement. **Applied Radiation and Isotopes**, 54, p. 861-865, 2001.

KHATER, A. E. M.; HIGGY, R. H.; PIMPL, M. Radiological impacts of natural radioactivity in Abu-Tartor phosphate deposits, Egypt. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 55, p. 255-256. 2001.

KOCHIAN, L.V. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v.46, p.237- 260, 1995.

KOFFLER, N. F.; LIMA, J.F.W.F.; LACERDA, M.F.; SANTANA, J.F.; SILVA, M.A. **Caracterização edafo-climática das regiões canavieiras do Brasil**. 1ª ed. Piracicaba: IAA-PLANALSUCAR. 1986. 78p.

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

LANGMUIR, D.; RIESE, A C. The thermodynamic properties of radium. **Geochemistry Cosmochemistry Acta**, v. 49, p. 1593–1601. 1985.

LAPIDO-LOUREIRO, F. E. Alkaline rocks and carbonatites. In: Correlation of uranium geology between South America and Africa. **Technical Reports Series 270**, IAEA, Vienna, p. 345-415, 1986.

LAURIA, D. C.; VASCONCELLOS, L. M. H.; GODOY, M. L. P.; ACAR, M. E. D.; ROLDÃO, L. I. Razão de concentração planta-solo para  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  em uma região brasileira rica em monazita. **Revista Brasileira de Toxicologia**, v. 11, nº 2, p. 31-35. 1998.

LIMA, V. T.; PENNA-FRANCA, E. Uptake of endogenous and exogenous  $^{226}\text{Ra}$  by vegetables from soils of a highly radioactive region. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 24 , nº 1-4, p. 123 – 126. 1988.

LYRA SOBRINHO, A.C.P.; MADRUGA, J.C.F.D.; VINISKI, M.L.M.C. Mineração em Pernambuco. Desempenho e Perspectivas. DNPM/SEMIN-PE/NETEM. **Relatório Técnico** nº 800 3/B. Recife, 55p. 1994.

LYRA SOBRINHO, A.C.P.; AMARAL, A.J.R.; DANTAS, J.O.C.; DANTAS, J.R.A. Gipsita, Balanço Mineral Brasileiro 2001. DNPM. Brasília. 2002.

MCAULAY, I. R.; MORAN, D. Natural radioactivity in soil in the republic of Ireland. **Radiation Protection Dosimeter**. v 24, nº1-4, p. 47-49, 1988.

MADRUGA, M. J. BROGUEIRA, A.; ALBERTO, G.; CARDOSO, F.  $^{226}\text{Ra}$  bioavailability to plant at the Urgeiriça uranium Mill tailings site. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 54, p.175 – 188. 2001.

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

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: adubos e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 3. ed., 1981. 594 p.

MALCZEWSKI, D.; TEPER, L.; DORDA, J. Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environs of Swieradow Zdroj in Sudetes, Poland, by in situ gamma-ray spectrometry. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 73, p. 233-245, 2004.

MAYS, C. W.; ROWLAND, R. E.; STEHNEY, A. F. Cancer risk from the lifetime intake of Ra and U isotopes. **Health Physics**, v. 48, n<sup>o</sup> 5 p. 635 - 647, may. 1985.

MAZZILLI, B.; SAUEIA, C. Implicações radiológicas da utilização de fosfogesso como material de construção. **Ambiente Construído**, v. 1, n<sup>o</sup> 2, p. 17-22. 1997.

MAZZILLI, B.; PALMIRO, V.; SAUEIA, C.; NISTI, M.B. Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 49, p. 113-122, 2000.

McCORMICK, L.H.; BORDEN, F.Y. Phosphate fixation by aluminum in plant roots. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.36, p.799-807, 1972.

MELO, E.B. **Relatório de visita ao pólo gesseiro do Araripe**. Programa de Curso Intensivo Interação UFPE/SENAI. Recife, 1996. 17 p.

MELO, E.B. Projeto "Otimização das Atividades Extrativas da Gipsita no Araripe - com ênfase na Preservação Ambiental" - Plataforma Tecnológica do Gesso. Recife. UFPE. 2001. 18 p.

MELO, M. C. **Estudo das características operacionais de sistemas de espectrometria gama**. 1985. 61 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1985.

MENOR, E.A. Projeto Gipsita – Etapa I. Programa Nacional de Estudo dos Distritos Mineiros. Departamento Nacional da Produção Mineral – DNPM/4o Distrito-PE/SGPM. Relatório Técnico, n<sup>o</sup> 214 59/C, Recife, 1995, 42p.

MENZEL, R. G. Uranium, radium and thorium content in phosphate rocks and their possible radiation hazard. **Journal of agricultural food Chemistry**, v.16, p. 231-284. 1968.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2. ed., 2004. 290 p.

MIAH, F. K.; ROY, S.; TOUHIDUZZAMAN, M.; ALAM, B. Distribution of radionuclides in soil samples in and around Dhaka city. **Applied Radiation and Isotopes**. v. 49, n. 1-2, p. 133-137, 1998.

MILLION, J. B; SARTAIN, J. B; GONZALEZ, R. X.; CARRIER, W. D. Ra-226 and calcium-uptake by crops grown in mixtures of sand and clay tailings from phosphate mining. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 671–676, 1994.

MILLS, W. A. Estimates of human cancer risks associated with internally deposited radionuclides. In: RAABE, O.G. **Internal Radiation Dosimetry**. Madison, Wisconsin: Medical Physics Publishing, 1994.p. 609-631.

MIRKA, M. A; CLULOW, F. V; DAVE, N. K; LIM, T. P. Radium-226 in cattails, typha latifolia and bone of muskrat, Ondatra zibethica (L), from a watershed with uranium tailing near the city of Elliot Lake, Canada. **Environmental Pollution**, v. 91, p. 41–51, 1996.

MORGAN, J. E.; BEATHAM, C. J. Review of literature for radium, tin, protactinium and carbon. **Report NSS/R220**, UK: Nirex Ltd., 1990.

MORTVEDT, J. J. Effects of calcium silicate slag application on radium-226 concentrations in plants tissues. **Communication in Soil Science Plant Analytical**, v. 17, p. 75-84. 1986.

MYRICK, T. E.; BERVEN, B. A.; HAYWOOD, F. F. Determination of concentrations of selected radionuclides in surface soil in the U.S. **Health Physics**. v. 45, n. 3, p. 631-642, 1983.

MUTH, H.; GLÖBEL, B. Age dependent concentration of  $^{226}\text{Ra}$  in human bone and some transfer factors from diet to human tissue. **Health Physics**, v. 44 (supplement), nº 1, p. 113–121. 1983.

NASCIMENTO, C.W.A. Acidez Potencial estimada pelo pH SMP em solos do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.24, p. 679-682, 2000.

NASCIMENTO, C.W.A. **Melhoria do ambiente radicular e fornecimento de nutrientes**. Recife: UFRPE/Área de Solos, 2003. 9 p. Curso de Gestão Ambiental e otimização da exploração e utilização do gesso da Região do Araripe – PE.

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Planejamento e otimização de experimentos**. Editora da UNICAMP, 2 ed., Campinas, 1996. 299 p.

OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, v.38, p.47-57, 1996.

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

PASCHOA, A. S.; MAFRA, O. Y.; CARDOSO, D. O.; ROCHA, A. C. S. Applications of SSNTD to the Brazilian phosphate fertilizer industry to determine uranium concentrations. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**, v. 8, nº 1-4, p. 469-472. 1984.

PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T.; PRATT, P.F. Toxicity of aluminium to coffee in Ultisols and Oxisols amended with  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{MgCO}_3$  and  $\text{CaSO}_4$ . **Soil Science Society of America Journal**, v.46, p.1201-1207. 1982

PERES, L.; BENACHOUR, M.; SANTOS, V.A. **O gesso - produção e utilização na construção civil**. Edições Bagaço. Recife, 2001. 156 p.

PESSENDA, L. C. R.; NACIMENTO FILHO, V. F.; DE NADI, E. A.; FERRAZ, E. S. B. Determinação de Ra-226 e Th-232 em amostras de fosfatos naturais, gessos industriais e solos superficiais por espectrometria gama. In: **Proceedings of the second Congresso Geral de Energia Nuclear**, pp. 403-407. 1988.

PFISTER, R. J.; PHILLIPP, G.; PAULY, H. Population dose from natural radionuclides in phosphate fertilizers. **Radiation and Environmental Biophysics**, v. 13, p. 247-261. 1976.

PULHANI, V.A.; DAFAUTI, S.; HEGDE, A.G.; SHARMA, R.M.; MISHRA, U.C. Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 79, p. 331-346, 2005.

QUAGGIO, J. A. Métodos de laboratório para determinação da necessidade de calagem em solos. In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 15; SIMPOSIO SOBRE ACIDEZ E CALAGEM, 1982, Campinas. **Acidez e calagem no Brasil**. Campinas: SBCS, 1983. p.33-48.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2000. 111p.

RAIJ, B. V.; FURLANI, P.R.; QUAGGIO, J.A.; PETTINELLI JÚNIOR A. Gesso na produção de cultivares de milho com tolerância diferencial a alumínio em três níveis de calagem. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 22, p. 101-108. 1998.

RING, R. J. Recovery of byproduct uranium from of manufacture of phosphate fertilizers. **Atomic Energy**, p. 12-20. 1977.

RITCHEY, K.D.; SILVA, J.E.; COSTA, U.F. Calcium deficiency in clayey B horizons of savanna oxisols. **Soil Science**, v.133, p.378- 382. 1982.

RITCHEY, K.D.; FELDHAK, C.M.; CLARK, R.B.; SOUSA, D.M.G. Improved water and nutrient uptake from subsurface layers of gypsum-amended soils. In **Agricultural utilization of urban and industrial by-products**. Madison: ASA Publishers. 1995. p. 157-181.

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

RODRÍGUEZ, P. B.; TOMÉ, F. V.; LOZANO, J. C. About the assumption of linearity in soil-to-plant transfer factors for uranium and thorium isotopes and Ra-226. **The Science of the Total Environment**, v. 284, p. 167-175. 2002.

ROESSLER, C. E. (1990). Control of radium in phosphate mining, beneficiation and chemical processing. In *The Environmental Behaviour of Radium*, v. 2, pp. 270-279. Vienna: International Atomic Energy Agency.

ROSA, G. R. (coord.) **Anuário brasileiro da cana-de-açúcar 2005**. 1ª.ed. Santa Cruz do Sul. Gazeta Santa Cruz, 2005. 136p.

ROSE, A.W.; HAWKES, H.E.; WEBB, J.S. **Geochemistry in mineral exploration**. 2 ed. London-New York. Academic Press, 1979. 657 p.

ROTHBAUM, H. P.; GAVESTON, D. A.; WALL, T.; JOHNSTON, A. E.; MATTINGLY, G. E. G. Uranium accumulation in soils from long-continued applications of superphosphate. **Journal of Soil Science**, v. 30, nº 1, p. 147-153. 1979.

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

<sup>a</sup>RUTHERFORD, P. M.; DUDAS, M. J.; AROCENA, J. M. Radioactivity and elemental composition of phosphogypsum produced from three phosphate rock sources. **Waste Management & Research**, v. 13, p. 407 – 423. 1995.

<sup>b</sup>RUTHERFORD, P. M.; DUDAS, M. J.; AROCENA, J. M. Radium in phosphogypsum leachates. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 307-314. 1995.

RUSANOVA, G. V. Behavior of radium and calcium in the soil-plant system. **Soviet Soil Science**, v. 3, p. 275 - 280, march. 1964.

SALDANHA, E. C. M.; ROCHA, A.T.; OLIVEIRA, E. C. A.; NASCIMENTO, C. W. A.; FREIRE, F. J. Uso do gesso mineral em latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Caatinga**, v. 20, nº 1, p. 36-42. 2007.

SAM, A. K.; HOLM, E. The natural radioactivity in phosphate deposits from Sudan. **The Science of Total Environment**, v. 162, p. 173-178. 1995.

SAM, A. K.; ERIKSSON, A. Ra-226 uptake by vegetation grown in Western Sudan. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 29, p. 27–38. 1995.

SAM, A. K.; AHAMED, M. M. O.; KHANGI, F. A. EL; NIGUMI, Y. O. EL; HOLM, E. Radiological and chemical assessment of Uro and Kurun rock phosphate. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 42, p. 66-75. 1999.

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**, v. 87, p. 52-61. 2006.

SANTOS Jr., J. A.; CARDOSO, J. J. R. F.; SILVA, C. M.; SILVEIRA, S. V.; AMARAL, R. S. Determination of radionuclides in environment using spectrometry. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 269, nº 2, p 451-455, 2006.

SANTOS, R. N.; MARQUES, L. S.  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  and  $^{228}\text{Ra}/^{232}\text{Th}$  activity ratios of Cameroon volcanic line: investigation of secular radioactive disequilibrium in the  $^{238}\text{U}$  and  $^{232}\text{Th}$  decay series. In: South American Symposium on Isotope Geology, 4., 2003, Salvador. **Anais**. Salvador: CBPM; IRD, 2003. p. 675-678.

SAUEIA, C. H.; MAZZILLI, B. P.; FÁVARO, D. I. T. Natural radioactivity in phosphate rock, phosphogypsum and phosphate fertilizers in Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 264, nº 2, p. 445 – 448, 2005.

SHAINBERG, R.; SUMNER, M.E., MILLER, W.P., FARINA, M.P.W., PAVAN, M.A.; FEY, M.W., Use of gypsum on soils: A review. In: B.A. Stewart (Editor), **Advances in Soil Science**, 9. Springer, 1989.

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

SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo. McGraw-Hill, 1975. 283 p.

SILVA, C. M. Ra-226 e Ra-228 na dieta de bovinos leiteiros do agreste semi-árido de Pernambuco e avaliação de risco decorrente do consumo de leite por uma população potencialmente exposta. 2006. 152 f. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco.

SILVA, P. S. C.; MAZZILLI, B. P. U and Th series nuclides in Cubatão River sediments. In: International Conference on Nuclear Analytical Methods in the Life Sciences, 8, 2005, Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro: CENA/USP, 2005. p. 114.

SIMON, S. L; IBRAHIM, S. A. Biological uptake of radium by terrestrial plants. The environmental behavior of radium. **Technical Report Series 310**, IAEA, Vienna, v.1, 1990.

SINGH, A. K., SINGH, A., ENGELHARDT, M. The lognormal distribution in environmental applications. **Technology Support Center Issue**, EPA/600/R-97/006. 1997.

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

SUMNER, M.E.; SHAHADNDEH, H.; BOUTON, J.; HAMMEL, J. Amelioration of an acid soil profile through deep liming and surface application of gypsum. **Soil Science Society of America Journal**, v.50, p.1254-1258, 1986.

SUMNER, M. E. Amelioration of subsoil with minimum disturbance. In: JAYAWARDANE, N. S. & STEWART, B.A. eds. **Subsoil management techniques**. Athens, Lewis Publishers, 1995. p. 147 – 185.

TANG,C; ZENGEL,Z; DIATLOFF,E; GAZEY, C. Responses of wheat end barley to liming on a sandy soil with subsoil acidity. **Field and crops research**. v.80, p.235- 244. 2003.

TODOROVSKY, D.; KULEV, I. On the uranium content in some technogenic products potential environmental pollutants. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 5, p. 405-413. 1993.

TOLEDO, G. L.; OVALLE, I. I. **Estatística básica**. São Paulo: Atlas, 2 ed. 1990. 459 p.

TOME, F. V; RODRIGUEZ, P. B.; LOZANO, J. C. Distribution and mobilization of U, Th and Ra-226 in the plant–soil compartments of a mineralized uranium area in South-West Spain. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 59, p. 41–60, 2002.

TREVISI, R.; BRUNO, M.; ORLANDO, C.; OCONE, R.; PAOLELLI, C.; AMICI, M.; ALTIERI, A; ANTONELLI, B. Radiometric characterisation of more representative natural building materials in the province of Rome. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 113, nº 2, p. 168-172. 2005.

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

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

VITTI, G.C.; MALAVOLTA, E. Fosfogesso- uso agrícola. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS, 1985, Piracicaba. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1985. Cap. 5.

YAMAMOTO, M.; HINOIDE, M.; OHKUBO, Y.; UENO, K. Concentration of <sup>226</sup>Ra in human teeth. **Health Physics**, v. 67, nº 5, p. 535 - 540, november. 1994.

XINWEI, L.; LINGQING, W.; XIAODAN, J.; LEIPENG, Y.; GELIAN, D. Specific activity and hazards of Archeozoic-Cambrian rock samples collected from the Weibei area of Shaanxi, China. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 118, nº 3, p.352-359. 2006.



## 7. ANEXOS

### Anexo 1. Procedimentos da análise fatorial

Por questão de simplificação, para demonstrar o delineamento fatorial em blocos casualizados, considerou-se um experimento fatorial 3 X 2, combinando 3 tratamentos A ( $A_0, A_1, A_2$ ) e 2 tratamentos B ( $B_0, B_1$ ), e 3 repetições. Tem-se, então, a Tabela 1, onde se encontra o esquema auxiliar da análise da variância. A Tabela 1 foi utilizada para analisar a parte inferior do experimento fatorial, que na verdade corresponde a uma análise da variância do delineamento em blocos casualizados. Este procedimento é chamado de análise preliminar. A parte superior da Tabela 1 corresponde ao desdobramento dos graus de liberdade de tratamentos no esquema fatorial, sendo obtido a partir de uma análise efetuada numa tabela, chamada de dupla entrada, conforme pode ser observado na Tabela 3. O esquema da análise da variância é apresentado na Tabela 3.

**Tabela 1.** Esquema auxiliar da análise da variância do experimento fatorial 3 X 2 com 3 repetições.

Tratamentos	Blocos			Totais de tratamentos
	I	II	II	
$A_0B_0$	$X_{(A_0B_0)}$	$X_{(A_0B_0)}$	$X_{(A_0B_0)}$	$T(A_0B_0)$
$A_0B_1$	$X_{(A_0B_1)}$	$X_{(A_0B_1)}$	$X_{(A_0B_1)}$	$T(A_0B_1)$
$A_1B_0$	$X_{(A_1B_0)}$	$X_{(A_1B_0)}$	$X_{(A_1B_0)}$	$T(A_1B_0)$
$A_1B_1$	$X_{(A_1B_1)}$	$X_{(A_1B_1)}$	$X_{(A_1B_1)}$	$T(A_1B_1)$
$A_2B_0$	$X_{(A_2B_0)}$	$X_{(A_2B_0)}$	$X_{(A_2B_0)}$	$T(A_2B_0)$
$A_2B_1$	$X_{(A_2B_1)}$	$X_{(A_2B_1)}$	$X_{(A_2B_1)}$	$T(A_2B_1)$

**Tabela 2.** Esquema auxiliar de dupla entrada da análise da variância do experimento fatorial 3 x 2 com 3 repetições.

Tratamentos A	Tratamentos B		Totais de tratamentos A
	B <sub>0</sub>	B <sub>1</sub>	
A <sub>0</sub>	T(A <sub>0</sub> B <sub>0</sub> )	T(A <sub>0</sub> B <sub>1</sub> )	T(A <sub>0</sub> )
A <sub>1</sub>	T(A <sub>1</sub> B <sub>0</sub> )	T(A <sub>1</sub> B <sub>1</sub> )	T(A <sub>1</sub> )
A <sub>2</sub>	T(A <sub>2</sub> B <sub>0</sub> )	T(A <sub>2</sub> B <sub>1</sub> )	T(A <sub>2</sub> )
Totais de tratamentos B	T(B <sub>0</sub> )	T(B <sub>1</sub> )	

**Tabela 3.** Esquema da análise da variância.

Causa da variação	GL	SQ	QM	F
Tratamento A	T <sub>A</sub> -1	SQ Tratamentos A	QM Tratamentos A	$\frac{\text{QM Tratamento A}}{\text{QM Resíduo}}$
Tratamento B	T <sub>B</sub> -1	SQ Tratamentos B	QM Tratamentos B	$\frac{\text{QM Tratamento B}}{\text{QM Resíduo}}$
Interação AXB	(T <sub>A</sub> -1)(T <sub>B</sub> -1)	SQ Interação (AXB)	QM Interação (AXB)	$\frac{\text{QM Interação (AXB)}}{\text{QM Resíduo}}$
Tratamentos	T-1	SQ Tratamentos	-	-
Blocos	r-1	SQ Blocos	-	-
Resíduo	(T-1)(r-1)	SQ Resíduo	QM Resíduo	-
Total	Tr-1	SQ Total	-	-

(-) utilizado em experimentos com parcelas subdivididas.

Onde:

GL = número de graus de liberdade;

SQ = soma de quadrados;

QM = quadrado médio;

F = valor calculado do teste F;

T = número de tratamentos (combinações);

r = número de repetições do experimento;

T<sub>A</sub> = número de Tratamentos A;

T<sub>B</sub> = número de Tratamentos B.

O valor de SQ Total é calculado pela equação 1.

$$\text{SQ Total} = \sum X^2 - \frac{(\sum X)^2}{N} \quad (1)$$

Onde,

X = valor de cada observação;

N = número de observações, que corresponde ao número de tratamentos (T) multiplicado pelo número de repetições do experimento (r). SQ Tratamentos é obtido utilizando a equação 2.

$$\text{SQ Tratamentos} = \frac{\sum (T_{AB})^2}{r} - \frac{(\sum X)^2}{N} \quad (2)$$

Onde, T<sub>AB</sub> = total de cada combinação (AB).

A equação 3 mostra como se calcula o SQ Blocos.

$$\text{SQ Blocos} = \frac{\sum B^2}{T} - \frac{(\sum X)^2}{N} \quad (3)$$

Onde, B = total de cada bloco.

O SQ resíduo é calculado pela equação 4.

$$SQ \text{ Resíduo} = SQ_{\text{Total}} - (SQ_{\text{Tratamentos}} + SQ_{\text{Blocos}}) \quad (4)$$

O valor de SQ Tratamentos A é calculado pela equação 5.

$$SQ \text{ Tratamentos A} = \frac{\sum(T_A)^2}{r \times T_B} - \frac{(\sum X)^2}{N} \quad (5)$$

Onde,  $T_A$  = total de cada tratamento A.

Calcula-se SQ Tratamentos B usando a equação 6.

$$SQ \text{ Tratamentos B} = \frac{\sum(T_B)^2}{r \times T_A} - \frac{(\sum X)^2}{N} \quad (6)$$

Onde,  $T_B$  = total de cada tratamento B.

O valor de SQ Interação (A X B) é calculado pela equação 7.

$$SQ \text{ Interação (A X B)} = \frac{\sum(T_{AB})^2}{r} - \frac{(\sum X)^2}{N} - (SQ \text{ Tratamentos A} + SQ \text{ Tratamentos B}) \quad (7)$$

Os valores de QM para o resíduo, Tratamentos A, Tratamentos B e Interação (A X B), são calculadas, respectivamente, pelas equações 8, 9, 10 e 11.

$$QM \text{ Resíduo} = \frac{SQ \text{ Resíduo}}{GL \text{ Resíduo}} \quad (8)$$

$$QM \text{ Tratamentos A} = \frac{SQ \text{ Tratamentos A}}{GL \text{ Tratamentos A}} \quad (9)$$

$$QM \text{ Tratamento s B} = \frac{SQ \text{ Tratamento s B}}{GL \text{ Tratamento s B}} \quad (10)$$

$$QM \text{ Interação (A X B)} = \frac{SQ \text{ Interação (A X B)}}{GL \text{ Interação (A X B)}} \quad (11)$$

Devem-se levar em consideração, algumas informações importantes a respeito da interpretação do teste F nos experimentos fatoriais:

- (a) O teste F para Tratamentos “A” definirá se eles diferem entre si, sem levar em conta os Tratamentos “B”;
- (b) O teste F para Tratamentos “B” irá dizer se eles diferem entre si, sem levar em conta os Tratamentos “A”;
- (c) O teste F para a Interação (A X B) definirá se o comportamento dos Tratamentos A é influenciado pelo tipo de Tratamento “B” ou, de modo análogo, se os Tratamentos “B” apresentam, resultados diferentes conforme o tratamento A utilizado;
- (d) A Interação (A X B) apresentando F não significativo indica que o comportamento dos Tratamentos A independe dos Tratamentos “B” e vice-versa;
- (e) A Interação (A X B) apresentando F significativo indica que há influência dos Tratamentos “A” sobre os Tratamentos “B”. Neste caso, deve-se efetuar o desdobramento dos graus de liberdade da interação (A X B).

## Anexo 2. Tabela dos tratamentos da análise fatorial para as camadas de solo.

Os valores das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo dos tratamentos que receberam os corretivos encontram-se na Tabela 1.

**Tabela 1.** Concentração de  $^{226}\text{Ra}$  nas camadas de solo em relação aos tipos de corretivos.

Tipo de corretivo	Concentração de $^{226}\text{Ra}$ ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ )			
	Camadas de solo (cm)			
	0 – 20	20 – 40	40 – 60	60 – 80
Calcário dolomítico	24	20	23	20
	31	30	22	31
	19	25	23	33
Gipsita	24	18	25	22
	23	19	20	21
	26	23	22	24
Fosfogesso	23	20	22	23
	23	28	20	29
	24	30	26	29

**Tabela 2.** Tratamentos corretivo versus camada de solo.

Tratamentos	Bloco			Total de tratamento
	I	II	III	
TC <sub>1</sub> Cam <sub>1</sub>	24	31	19	74
TC <sub>1</sub> Cam <sub>2</sub>	20	30	25	75
TC <sub>1</sub> Cam <sub>3</sub>	23	22	23	68
TC <sub>1</sub> Cam <sub>4</sub>	20	31	33	84
TC <sub>2</sub> Cam <sub>1</sub>	24	23	26	73
TC <sub>2</sub> Cam <sub>2</sub>	18	19	23	60
TC <sub>2</sub> Cam <sub>3</sub>	25	20	22	67
TC <sub>2</sub> Cam <sub>4</sub>	22	21	24	67
TC <sub>3</sub> Cam <sub>1</sub>	23	23	25	70
TC <sub>3</sub> Cam <sub>2</sub>	20	28	30	78
TC <sub>3</sub> Cam <sub>3</sub>	22	20	26	68
TC <sub>3</sub> Cam <sub>4</sub>	23	29	29	81
Total de blocos	264	297	304	865

TC<sub>1</sub> = Tipo de Corretivo 1 (Calcário dolomítico); TC<sub>2</sub> = Tipo de Corretivo 2 (Gipsita); TC<sub>3</sub> = tipo de Corretivo 3 (Fosfogesso).

Cam<sub>1</sub> = Camada de solo 1 (0 – 20 cm); Cam<sub>2</sub> = Camada de solo 2 (20 – 40 cm); Cam<sub>3</sub> = Camada de solo 3 (40 – 60 cm); Cam<sub>4</sub> = Camada de solo 4 (60 – 80 cm).

**Tabela 3.** Dupla entrada do corretivo/camada de solo.

Tipo de corretivo	Camada de solo (cm)				Total de corretivo
	CS <sub>1</sub>	CS <sub>2</sub>	CS <sub>3</sub>	CS <sub>4</sub>	
C <sub>1</sub>	74	75	68	84	301
C <sub>2</sub>	73	60	67	67	267
C <sub>3</sub>	70	78	68	81	297
Total de camada de solo	217	213	203	232	865

$$\begin{aligned} \sum x &= 24 + 31 + 19 + 20 + 30 + 25 + 23 + 22 + 23 + 20 + 31 + 33 + 24 + 23 + 26 + 18 + 19 \\ &+ 23 + 25 + 20 + 22 + 22 + 21 + 24 + 23 + 23 + 24 + 20 + 28 + 30 + 22 + 20 + 26 + 23 + \\ &29 + 29 = 865 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \sum x^2 &= 24^2 + 31^2 + 19^2 + 20^2 + 30^2 + 25^2 + 23^2 + 22^2 + 23^2 + 20^2 + 31^2 + 33^2 + 24^2 + 23^2 + \\ &26^2 + 18^2 + 19^2 + 23^2 + 25^2 + 20^2 + 22^2 + 22^2 + 21^2 + 24^2 + 23^2 + 23^2 + 24^2 + 20^2 + 28^2 + 30^2 + \\ &22^2 + 20^2 + 26^2 + 23^2 + 29^2 + 29^2 = 21.309 \end{aligned}$$

$$t = 12; t_{\text{corretivo}} = 3; t_{\text{camada}} = 4; r = 3; N = t \times r = 12 \times 3 = 36$$

$$G.L_{\text{tratamento}} = t - 1 = 12 - 1 = 11$$

$$G.L_{\text{blocos}} = r - 1 = 3 - 1 = 2$$

$$G.L_{\text{resíduo}} = (t - 1)(r - 1) = (12 - 1)(3 - 1) = 22$$

$$G.L_{\text{total}} = tr - 1 = 36 - 1 = 35$$

$$G.L_{\text{corretivo}} = t_{\text{corretivo}} - 1 = 3 - 1 = 2$$

$$G.L_{\text{camada}} = t_{\text{camada}} - 1 = 4 - 1 = 3$$

$$G.L_{\text{interação (TC X Cam)}} = (t_{\text{corretivo}} - 1)(t_{\text{camada}} - 1) = (3 - 1)(4 - 1) = 6$$

$$SQ_{\text{Total}} = \sum X^2 - \frac{(\sum x)^2}{N} = 21.309 - \frac{(865)^2}{36} = 21.309 - 20.784 = 525$$

$$\begin{aligned} SQ_{\text{Tratamentos}} &= \frac{\sum (T_{\text{corretivo/camada}})^2}{r} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \\ &= \frac{74^2 + 75^2 + 68^2 + 84^2 + 73^2 + 60^2 + 67^2 + 67^2 + 70^2 + 78^2 + 68^2 + 81^2}{3} - \frac{748.225}{36} = \\ &= \frac{62.857}{3} - \frac{748.225}{36} = 20.952 - 20.784 = 168 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{SQ Blocos} &= \frac{\sum B^2}{t} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(264)^2 + (297)^2 + (304)^2}{12} - \frac{748.225}{36} \\ &= \frac{250.321}{12} - \frac{748.225}{36} = 20.860 - 20.784 = 76 \end{aligned}$$

$$\text{SQ Resíduo} = \text{SQ Total} - (\text{SQ Tratamentos} + \text{SQ Blocos}) = 525 - (168 + 76) = 281$$

$$\begin{aligned} \text{SQ Corretivo} &= \frac{\sum (T_{\text{corretivo}})^2}{r \times t_{\text{camada}}} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(301)^2 + (267)^2 + (297)^2}{3 \times 4} - \frac{748.225}{36} \\ &= \frac{250.099}{12} - \frac{748.225}{36} = 20.842 - 20.784 = 58 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{SQ Camada} &= \frac{\sum (T_{\text{camada}})^2}{r \times t_{\text{corretivo}}} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(217)^2 + (213)^2 + (203)^2 + (232)^2}{3 \times 3} - \frac{748.225}{36} \\ &= \frac{187.491}{9} - \frac{748.225}{36} = 20.832 - 20.784 = 48 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{SQ Interação (TC X Cam)} &= \text{SQ tratamento} - (\text{SQ corretivo} + \text{SQ camada}) \\ &= 168 - (58 + 48) = 168 - 106 = 62 \end{aligned}$$

$$\text{QM Resíduo} = \frac{\text{SQ Resíduo}}{\text{G.L Resíduo}} = \frac{281}{22} \cong 13$$

$$\text{QM Corretivo} = \frac{\text{SQ Corretivo}}{\text{G.L Corretivo}} = \frac{58}{2} = 29$$

$$\text{QM Camada} = \frac{\text{SQ Camada}}{\text{G.L Camada}} = \frac{48}{3} = 16$$

$$\text{QM Interação (TC X Cam)} = \frac{\text{SQ Interação (TC X Cam)}}{\text{G.L Interação (TC X Cam)}} = \frac{62}{6} \cong 10$$



$$F_{\text{corretivo}} = \frac{\text{QM Corretivo}}{\text{QM Resíduo}} = \frac{29}{13} = 2,23$$

$$F_{\text{camada}} = \frac{\text{QM Camada}}{\text{QM Resíduo}} = \frac{16}{13} = 1,23$$

$$F_{\text{interação (TC X Cam)}} = \frac{\text{QM Interação (TC X Cam)}}{\text{QM Resíduo}} = \frac{10}{13} = 0,77$$

**Tabela 4.** Análise da variância dos dados camada versus corretivo.

Causa da variação	GL	SQ	QM	F
Camada	3	48	16	1,23
Corretivos	2	58	29	2,23
Interação (TC X Cam)*	6	62	10	0,77
(Tratamentos)	11	168	-	-
Blocos	2	76	-	-
Resíduo	22	281	13	-
Total	35	525		

\*(TC X Cam) = (Tipo de corretivo versus Camada).

O valor de F tabelado (5%) para as camadas de solos foi de 3,05, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F > 1$ . O valor de F tabelado (5%) para os corretivos foi de 3,44, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F > 1$ . O valor de F tabelado (5%) para interação tipo de corretivo-camada foi de 0,19, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F < 1$ .

### Anexo 3. Tabela dos tratamentos da análise fatorial para a cana-de-açúcar

**Tabela 1.** Concentração de  $^{226}\text{Ra}$  na biomassa aéreas de duas variedades de cana-de-açúcar, que receberam diferentes tipos de corretivos corretivo.

Tipo de corretivo	Concentração de $^{226}\text{Ra}$ (mBq.kg <sup>-1</sup> na MS*)					
	Espécie de cana-de-açúcar					
	1011			3250		
Calcário dolomítico	384	474	274	299	198	376
Gipsita	561	349	202	308	188	382
Fosfогesso	198	300	347	223	188	252

\*Matéria seca.

**Tabela 2.** Tratamentos corretivo versus cana-de-açúcar.

Tratamentos	Bloco			Total de tratamento
	I	II	III	
TC <sub>1</sub> Can <sub>1</sub>	384	474	274	1.132
TC <sub>1</sub> Can <sub>2</sub>	299	198	376	873
TC <sub>2</sub> Can <sub>1</sub>	561	349	202	1.112
TC <sub>2</sub> Can <sub>2</sub>	308	188	382	878
TC <sub>3</sub> Can <sub>1</sub>	198	300	347	845
TC <sub>3</sub> Can <sub>2</sub>	223	188	252	663
Total de blocos	1.973	1.697	1.833	5.503

TC<sub>1</sub> = Tipo de Corretivo 1 (Calcário dolomítico); TC<sub>2</sub> = Tipo de Corretivo 2 (Gipsita); TC<sub>3</sub> = tipo de Corretivo 3 (Fosfogesso).

Can<sub>1</sub> = Cana-de-açúcar 1011 e Can<sub>2</sub> = Cana-de-açúcar 3250.

**Tabela 3.** Dupla entrada do corretivo versus cana-de-açúcar.

Tipos de corretivos	Espécie de cana-de-açúcar		Total de corretivos
	Can <sub>1</sub>	Can <sub>2</sub>	
TC <sub>1</sub>	1.132	873	2.005
TC <sub>2</sub>	1.112	878	1.990
TC <sub>3</sub>	845	663	1.508
Total de cana-de-açúcar	3.089	2.414	5.503

$$\sum x = 384 + 474 + 274 + 299 + 198 + 376 + 561 + 349 + 202 + 308 + 188 + 382 + 198 + 300 + 347 + 223 + 188 + 252 = 5.503$$

$$\sum x^2 = (384)^2 + (474)^2 + (274)^2 + (299)^2 + (198)^2 + (376)^2 + (561)^2 + (349)^2 + (202)^2 + (308)^2 + (188)^2 + (382)^2 + (198)^2 + (300)^2 + (347)^2 + (223)^2 + (188)^2 + (252)^2 = 1.868.837$$

$$t = 3 \times 2 = 6; \quad t_{\text{corretivo}} = 3; \quad t_{\text{Cana-de-açúcar}} = 2; \quad r = 3; \quad N = t \times r = 6 \times 3 = 18$$

$$G.L_{\text{tratamento}} = t - 1 = 6 - 1 = 5$$

$$G.L_{\text{blo cos}} = r - 1 = 3 - 1 = 2$$

$$G.L_{\text{resíduo}} = (t - 1)(r - 1) = (6 - 1)(3 - 1) = 10$$

$$G.L_{\text{total}} = tr - 1 = 6 \times 3 - 1 = 17$$

$$G.L_{\text{corretivo}} = t_{\text{corretivo}} - 1 = 3 - 1 = 2$$

$$G.L_{\text{Cana-de-açúcar}} = t_{\text{Cana-de-açúcar}} - 1 = 2 - 1 = 1$$

$$G.L_{\text{int eração (TC X Can)}} = (t_{\text{corretivo}} - 1)(t_{\text{Cana-de-açúcar}} - 1) = (3 - 1)(2 - 1) = 2$$

$$SQ \text{ Total} = \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{N} = 1.868.837 - \frac{(5.503)^2}{18} = 1.868.837 - 1.682.389 = 186.448$$

$$SQ \text{ Tratamentos} = \frac{\sum (T_{\text{Corretivo/Cana-de-açúcar}})^2}{r} - \frac{(\sum x)^2}{N} =$$

$$\frac{(1.132)^2 + (873)^2 + (1.112)^2 + (878)^2 + (845)^2 + (663)^2}{3} - \frac{(5.503)^2}{18} =$$

$$\frac{5.204.575}{3} - \frac{30.283.009}{18} = 1.734.858 - 1.682.389 = 52.469$$

$$SQ \text{ Blocos} = \frac{\sum B^2}{t} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(1.973)^2 + (1.697)^2 + (1.833)^2}{6} - \frac{(5.503)^2}{18}$$

$$\frac{10.132.427}{6} - \frac{30.283.009}{18} = 1.688.738 - 1.682.389 = 6.349$$

$$SQ \text{ Resíduo} = SQ \text{ Total} - (SQ \text{ Tratamentos} + SQ \text{ Blocos}) =$$

$$186.448 - (52.469 + 6.349) = 127.630$$

$$SQ \text{ Corretivos} = \frac{\sum (T_{\text{corretivo}})^2}{r \times t_{\text{Cana-de-açúcar}}} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(2.005)^2 + (1.990)^2 + (1.508)^2}{3 \times 2}$$

$$\frac{30.283.009}{18} = \frac{10.254.189}{6} - \frac{30.283.009}{18} = 1.709.032 - 1.682.389 = 26.643$$

$$SQ \text{ Cana-de-açúcar} = \frac{\sum (T_{\text{Cana-de-açúcar}})^2}{r \times t_{\text{corretivo}}} - \frac{(\sum x)^2}{N} = \frac{(3.089)^2 + (2.414)^2}{3 \times 3}$$

$$\frac{30.283.009}{18} = 1.707.702 - 1.682.389 = 25.313$$

$$SQ \text{ Interação (TC X Can)} = SQ \text{ tratamento} - (SQ \text{ corretivo} +$$

$$SQ \text{ cana-de-açúcar}) = 52.469 - (26.643 + 25.313) = 52.469 - 51.956 = 513$$

$$QM \text{ Resíduo} = \frac{SQ \text{ Resíduo}}{G.L \text{ Resíduo}} = \frac{127.630}{10} = 12.763$$

$$QM \text{ Corretivos} = \frac{SQ \text{ Corretivos}}{G.L \text{ Corretivos}} = \frac{26.643}{2} \cong 13.322$$

$$QM \text{ Cana-de-açúcar} = \frac{SQ \text{ Cana-de-açúcar}}{G.L \text{ Cana-de-açúcar}} = \frac{25.313}{1} = 25.313$$

$$QM \text{ Interação (TC X Can)} = \frac{SQ \text{ Interação (TC X Can)}}{G.L \text{ Interação (TC X Can)}} = \frac{513}{2} \cong 257$$

$$F_{\text{corretivo}} = \frac{QM \text{ Corretivo}}{QM \text{ Resíduo}} = \frac{13.322}{12.763} = 1,044$$

$$F_{\text{Cana-de-açúcar}} = \frac{QM \text{ Cana-de-açúcar}}{QM \text{ Resíduo}} = \frac{25.313}{12.763} = 1,983$$

$$F_{\text{Interação (TC X Can)}} = \frac{QM \text{ Interação (TC X Can)}}{QM \text{ Resíduo}} = \frac{257}{12.763} = 0,020$$

**Tabela 4.** Análise da variância dos dados cana-de-açúcar versus corretivo.

<b>Causa da variação</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>
Cana-de-açúcar	1	25.312	25.312	1,983
Corretivo	2	26.642	13.321	1,043
Interação (Can X TC)*	2	514	257	0,020
(Tratamentos)	5	52.467	-	-
Blocos	2	6.348	-	-
Resíduo	10	127.630	12.763	-
Total	17	186.448		

\*(Can X TC) = (Cana-de-açúcar versus Tipo de corretivo).

O valor de F tabelado (5%) para as amostras de cana-de-açúcar foi de 4,96, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F > 1$ . O valor de F tabelado (5%) para os corretivos foi de 4,10, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F > 1$ . O valor de F tabelado (5%) para a interação tipo de corretivo/cana-de-açúcar foi de 0,025, conforme tabela apresentada por Ferreira (1991) para  $F < 1$ .

#### Anexo 4. Cálculo do LSD

Foram realizadas comparações entre as médias das concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  nas amostras de solo e cana-de-açúcar. No caso das amostras de solo, e de acordo com a Tabela apresentada por Ferreira (1991), o valor 2,07 corresponde ao t-Student, com um nível de probabilidade de 5% e grau de liberdade do resíduo igual a 22. Assim, utilizando a equação 9, tem-se:

$$\text{LSD} = t \sqrt{\frac{2 \times \text{QM}_{\text{resíduo}}}{r}} = 2,07 \sqrt{\frac{2 \times 13}{3}} \therefore \text{LSD} = 6,1$$

Em relação às amostras de cana-de-açúcar, utilizando-se a mesma tabela, o valor 2,23 corresponde ao t-Student, com um nível de probabilidade de 5% e grau de liberdade do resíduo igual a 10. Semelhantemente:

$$\text{LSD} = t \sqrt{\frac{2 \times \text{QM}_{\text{resíduo}}}{r}} = 2,23 \sqrt{\frac{2 \times 12.763}{3}} \therefore \text{LSD} = 205,7$$