

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR  
INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA  
MESTRADO EM RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA

Ricardo José de Luna Garcia

*A INFLUÊNCIA DA ADUBAÇÃO ORGÂNICA NOS MECANISMOS DE  
SORÇÃO DO COBALTO E DO CÉSIO EM SOLOS TROPICAIS.*

ORIENTADORA

Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman

CO-ORIENTADORA

Dra. Ana Cristina de Mello Ferreira

RIO DE JANEIRO

2008

# **Livros Grátis**

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

Milhares de livros grátis para download.

RICARDO JOSÉ DE LUNA GARCIA

A INFLUÊNCIA DA ADUBAÇÃO ORGÂNICA NOS MECANISMOS DE SORÇÃO  
DO COBALTO E DO CÉSIO EM SOLOS TROPICAIS.

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Radioproteção e Dosimetria do Instituto de Radioproteção e Dosimetria da Comissão Nacional de Energia Nuclear como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Radioproteção e Dosimetria.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

Instituto de radioproteção e Dosimetria – Comissão Nacional de Energia Nuclear

Coordenação de Pós-Graduação

2008

## Ficha Catalográfica

Garcia, Ricardo José de Luna  
A Influência da Adubação Orgânica nos Mecanismos de  
Sorção do Cobalto e do Césio em Solos Tropicais / Ricardo José de Luna  
Garcia. – Rio de Janeiro: IRD, 2008.  
xii, 96 f. : il., tab..

Orientador: Maria Angélica Vergara Wasserman.  
Dissertação (mestrado) – Instituto de Radioproteção e  
Dosimetria.

Referências bibliográficas: f. 88

1. Radioecologia. 2. Solos tropicais. 3. Césio. 4. Cobalto. I.  
Instituto de Radioproteção e Dosimetria. II. Título.

Ricardo José de Luna Garcia

A INFLUÊNCIA DA ADUBAÇÃO ORGÂNICA NOS MECANISMOS DE SORÇÃO  
DO COBALTO E DO CÉSIO EM SOLOS TROPICAIS.

Rio de Janeiro, 29 de fevereiro de 2008

---

Presidente: *Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman – IRD/CNEN*

---

*Dr. Carlos Eduardo Bonacossa de Almeida – IRD/CNEN*

---

*Dr. Daniel Vidal Pérez – EMBRAPA/SOLOS*

---

*Dr<sup>a</sup> Elaine Rua Rodriguez Rochedo – IRD/CNEN*

Dedico este trabalho a Deus, que colocou em meu caminho, pessoas que me ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

## Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, que me deu oportunidade de chegar até aqui, Ele colocou em meu caminho a Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman, que foi a grande responsável, para que eu terminasse este trabalho, me dando base para o conhecimento e me orientando na minha dissertação.

A Dra. Ana Cristina M. Ferreira, minha co-orientadora e responsável pelo Serviço de Análises Ambientais, no qual estou atualmente trabalhando, agradeço por ter me apoiado na realização do mestrado. A Dra Elaine Rochedo, pela revisão do trabalho.

Ao Dr. Wanderson, Dr. Claudio Conti e Dra. Maria Izabel, agradeço por me ajudarem na determinação dos meus resultados analíticos, pois sem eles este trabalho não seria concluído.

À bolsista DTI Flavia Padilha e às minhas colegas de mestrado Tatiane Pereira e Michele da Silva, que também tiveram um papel muito importante no meu trabalho, pois me ajudaram nas atividades de campo e laboratório.

Ao Dr. Daniel Vidal Perez e à Embrapa Solos, pelo apoio e dedicação nas análises químicas deste estudo.

E não poderia também deixar de agradecer a minha família, minha esposa Danielle e meus pais Pedro e Vera, que muito me apoiaram a todo o momento neste mestrado, além do meu filho Matheus, que me deu uma motivação a mais na reta final deste trabalho.

## RESUMO

Neste trabalho foram investigados os mecanismos envolvidos na sorção do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$  em função das propriedades físico-químicas de alguns tipos de solo brasileiros e das mudanças promovidas nestas propriedades pela adubação orgânica. Este estudo experimental foi conduzido em área controlada, onde vasos contendo diferentes tipos de solos (Latosolo Vermelho Amarelo, o Nitossolo e o Organossolo) e com diferentes doses de adubo orgânico (0; 2 kg.m<sup>-2</sup> e 4 kg.m<sup>-2</sup>) foram contaminados artificialmente pela rega com solução radiativa contendo  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$ . Nestes solos, com e sem adubo orgânico, foram realizados, através de experimentos em bateladas, estudos para se avaliar o efeito de variações no pH na mobilidade potencial do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$ . A biodisponibilidade efetiva foi avaliada através do cultivo de rabanete (*Raphanus sativus*, L.) nesses vasos e da posterior medida da concentração dos radionuclídeos nas raízes. As análises concomitantes de metais e nutrientes permitiram elucidar os mecanismos biogeoquímicos que interferem no padrão de dessorção dos solos e de absorção radicular do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$ . Os principais resultados revelam que, tanto o  $^{60}\text{Co}$  como o  $^{137}\text{Cs}$ , apresentam uma maior dessorção em valores extremos de pH, sendo que o  $^{60}\text{Co}$ , apresentou a maior dessorção em pH 0,7 (85%), enquanto a maior dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  foi de 13,4% no mesmo valor de pH. Este estudo também revelou que a adubação orgânica em solos tropicais reduz a dessorção dos radionuclídeos estudados. Este trabalho ainda evidenciou que nos Latossolos e Nitossolos estudados, a adição grandes quantidades de matéria orgânica foi capaz de reduzir os valores de fator de transferência solo/planta, evidenciando que, também a médio prazo, a adubação orgânica mantém os radionuclídeos menos disponíveis para a absorção pelas plantas.

## ABSTRACT

In this work were investigated the mechanisms involved in the sorption of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$  depending on the physicochemical properties of some types of soil Brazilians and changes in these properties promoted by organic amendment. This experimental study was conducted in controlled area, where pots containing different types of soils (Histosol, Ferralsol and Nitisol) and different doses of organic amendment (without amendment;  $2\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$  and  $4\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) were artificially contaminated by irrigation with a radioactive solution containing  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$ . In these soils the potential mobility of these radionuclides were studied through batch experiments in order to evaluate their potential desorption as a function of variations in pH. To evaluate the effective bioavailability of radionuclides, radish (*Raphanus sativus*, L) was cultivated in pots and the measurements of the radioactivity in the roots were done at the harvest period. The analysis of metals and nutrients in plants and soil extracts were done in order to elucidate biogeochemical mechanisms that could interfere in the root desorption pattern and absorption of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$ . The main results show that for both radionuclides greater desorption occurred at extreme values of pH. For  $^{60}\text{Co}$  the maximum of desorption (85%) occurred at pH 0.7 and for  $^{137}\text{Cs}$  the maximum desorption was 13.4%, and occurred at the same pH value. It was also possible to observe that the organic amendment was able to minimize the desorption of the studied radionuclides. This study also revealed that greater additions of organic matter were able to reduce soil to plant transfer factor in Ferralsol and Nitisol, showing that even at medium term, the organic amendment keeps the radionuclides less available for root uptake.

## SUMARIO

<b>1 – INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2 – OBJETIVOS</b>	<b>7</b>
<b>3 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS</b>	<b>8</b>
<b>3.1 – O SOLO</b>	<b>10</b>
<b>3.1.1 – OS MINERAIS</b>	<b>10</b>
<b>3.1.2 – A MATÉRIA ORGÂNICA</b>	<b>14</b>
<b>3.2 – REAÇÕES ENVOLVIDAS NA DINÂMICA DE POLUENTES NO SOLO</b>	<b>16</b>
<b>3.2.1 – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>3.2.2 – REDUÇÃO E OXIDAÇÃO</b>	<b>20</b>
<b>3.2.3 – PRECIPITAÇÃO</b>	<b>21</b>
<b>3.3 – MOBILIDADE E BIODISPONIBILIDADE DE POLUENTES</b>	<b>23</b>
<b>3.4 – A TRANSFERÊNCIA SOLO/PLANTA DOS RADIONUCLÍDEOS</b>	<b>25</b>
<b>3.5 – O COBALTO 60</b>	<b>29</b>
<b>3.6 – O CESIO 137</b>	<b>31</b>
<b>3.7 – OS TIPOS DE SOLOS USADOS NO EXPERIMENTO</b>	<b>33</b>
<b>4 – MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>35</b>
<b>4.1 – DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO EM VASOS</b>	<b>35</b>
<b>4.2 – PROCESSAMENTOS USADOS NOS SOLOS PARA O EXPERIMENTO</b>	<b>38</b>

<b>4.3 – CULTIVO E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS DE RABANETE</b>	<b>39</b>
<b>4.4 – O FATOR DE TRANSFERÊNCIA SOLO/PLANTA</b>	<b>40</b>
<b>4.5 – EXPERIMENTOS EM BATELADA</b>	<b>41</b>
<b>5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>42</b>
<b>5.1 – PROPRIEDADES FÍSICAS QUÍMICAS DOS SOLOS ESTUDADOS</b>	<b>42</b>
<b>5.2 – DESSORÇÃO DO <sup>60</sup>Co EM FUNÇÃO DE VARIAÇÕES NO pH</b>	<b>46</b>
<b>5.3 – DESSORÇÃO DO <sup>137</sup>Cs EM FUNÇÃO DE VARIAÇÕES NO pH</b>	<b>53</b>
<b>5.4 - DESSORÇÃO DOS ELEMENTOS TRAÇOS E MAIORES</b>	<b>58</b>
<b>5.5 – FATOR DE TRANSFERENCIA SOLO/PLANTA</b>	<b>72</b>
<b>6 – CONCLUSÕES</b>	<b>76</b>
<b>7 – ANEXOS</b>	<b>78</b>
<b>8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>88</b>

## LISTAS DE FIGURAS

<b>Figura 3.1: Representação dos horizontes dos solos</b>	<b>9</b>
<b>Figura 3.2: Representação do octaedro de alumínio (a) e da lâmina octaédrica (b), segundo BRUM (2005)</b>	<b>11</b>
<b>Figura 3.3: Representação de argilo minerais do tipo 2:1 (FARIA, 2000)</b>	<b>12</b>
<b>Figura 4.1: Área experimental IRD/SEAIA</b>	<b>35</b>
<b>Figura 4.2: Montagem dos vasos</b>	<b>37</b>
<b>Figura 4.3: Foto do cultivo de rabanete na área experimental</b>	<b>40</b>
<b>Figura 5.1 – Percentagem de dessorção do <sup>60</sup>Co dos Latossolos e do Organossolo</b>	<b>49</b>
<b>Figura 5.2: – Percentagem de dessorção do <sup>60</sup>Co dos Nitossolos e do Organossolo</b>	<b>51</b>
<b>Figura 5.3: Formação de quelantes pelos grupos carboxila dos ácidos húmicos com o íon Co (figura extraída de GHABBOUR <i>et al.</i>,2007)</b>	<b>52</b>
<b>Figura 5.4: Percentagem de dessorção do <sup>137</sup>Cs dos Latossolos e do Organossolo</b>	<b>54</b>
<b>Figura 5.5: Percentagem de dessorção do <sup>137</sup>Cs dos Nitossolos e do Organossolo</b>	<b>55</b>
<b>Figura 5.6: Partição geoquímica do <sup>137</sup>Cs em Latossolo (Lat) e Nitossolo (Nit) com doses variadas de composto, comparadas com a partição geoquímica do <sup>137</sup>Cs em Organossolo (extraído de WASSERMAN <i>et al</i> (2007).</b>	<b>56</b>
<b>Figura 5.7 – Percentagem de dessorção do Fe dos Latossolos e do Organossolo</b>	<b>60</b>
<b>Figura 5.8 – Percentagem de dessorção do Fe dos Nitossolos e do Organossolo</b>	<b>60</b>
<b>Figura 5.9 – Percentagem de dessorção do Al dos Latossolos e do Organossolo</b>	<b>61</b>
<b>Figura 5.10 – Percentagem de dessorção do Al dos Nitossolos e do Organossolo</b>	<b>61</b>
<b>Figura 5.11 - Percentagem de dessorção do Mn dos Latossolos e do Organossolo</b>	<b>62</b>
<b>Figura 5.12 – Percentagem de dessorção do Mn dos Nitossolos e do Organossolo</b>	<b>63</b>

<b>Figura 5.13 - Percentagem de dessorção de Ca dos Nitossolos e Organossolo</b>	<b>65</b>
<b>Figura 5.14 – Percentagem de dessorção de Mg dos Nitossolos e Organossolo</b>	<b>65</b>
<b>Figura 5.15 – Percentagem de dessorção de K dos Nitossolos e Organossolo</b>	<b>66</b>
<b>Figura 5.16 - Percentagem de dessorção de Ca dos Latossolos e Organossolo</b>	<b>66</b>
<b>Figura 5.17 - Percentagem de dessorção de Mg dos Latossolos e Organossolo</b>	<b>67</b>
<b>Figura 5.18 – Percentagem de dessorção de Cobre dos Nitossolos e Organossolo</b>	<b>68</b>
<b>Figura 5.19 – Percentagem de dessorção de Zinco dos Nitossolo e Organossolo</b>	<b>69</b>
<b>Figura 5.20 – Percentagem de dessorção de Cobre dos Latossolos e Organossolo</b>	<b>69</b>
<b>Figura 5.21 – Percentagem de dessorção de Cobre dos Nitossolos e Organossolo</b>	<b>70</b>
<b>Figura 5.22 – Valores de FT solo/planta do <sup>137</sup>Cs e <sup>60</sup>Co em Organossolos e Nitossolos e Latossolos com diferentes doses de adubo orgânico.</b>	<b>74</b>

## LISTAS DE TABELAS

<b>TABELA 4.1: Delineamento experimental.</b>	<b>37</b>
<b>TABELA 4.2: Descrição das condições operacionais para o experimento de dessorção em função do pH.</b>	<b>41</b>
<b>TABELA 5.1 – Resultados das análises químicas e físicas dos solos estudados.</b>	<b>42</b>
<b>TABELA 5.2: Valores médios e desvio padrão do fator de transferência solo-planta do <math>^{60}\text{Co}</math> e <math>^{137}\text{Cs}</math>, encontrados neste estudo e na literatura para rabanete e valores de pH encontrado nos solos.</b>	<b>74</b>



## 1 – INTRODUÇÃO

O homem sempre esteve exposto à radiação de origem natural, visto que radionuclídeos da série do urânio e do tório estão presentes na Terra desde a sua formação (TAUHATA, 2002). Já em relação os radionuclídeos de origem artificial a sua presença no meio ambiente se deve a liberações e posterior dispersão de material radioativo originário dos testes nucleares, de liberações rotineiras e controladas de instalações nucleares e de acidentes em instalações nucleares, como os que ocorreram em Windscale (Inglaterra, 1957) e Chernobyl (Ucrânia, 1986).

A radioatividade de origem artificial não chega a contribuir com 1% de toda a radioatividade à qual o homem é exposto (IAEA, 1994). As principais vias de exposição do homem relativas a radioatividade no meio ambiente são a exposição externa e a exposição interna, devido, principalmente à ingestão e à, inalação (ROCHEDO, 2003). Segundo relatório técnico da Agencia Internacional de Energia Atômica, os radionuclídeos mais importantes para a avaliação de uma possível contaminação agrícola, seriam o  $^{137}\text{Cs}$  e o  $^{90}\text{Sr}$ , devido a similaridades químicas com macronutrientes (potássio e cálcio, respectivamente), elevada mobilidade no ciclo hidrológico e elevada meia-vida física (30 anos para o  $^{137}\text{Cs}$  e 29 anos para o  $^{90}\text{Sr}$ ), o que favorece a absorção destes elementos pelas plantas e sua ciclagem no sistema solo-planta por um longo período (IAEA, 1989). No mesmo documento também são considerados como importantes o  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{131}\text{I}$  e o  $^{65}\text{Zn}$ , pois estes, quando são carregados para ambientes aquáticos, podem ser absorvidos por algas e plânctons, que servem de alimentos para várias espécies aquáticas, o que favorece a biomagnificação das concentrações de radionuclídeos nestas espécies, podendo constituir uma importante via de contaminação para o homem. A contaminação do meio aquático

também pode atingir o homem devido a processos de irrigação, com a conseqüente contaminação de áreas agrícolas. Este trabalho irá focar o estudo do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$ , devido à importância destes elementos para os ambientes terrestres ( $^{137}\text{Cs}$ ) e aquáticos ( $^{60}\text{Co}$  e  $^{137}\text{Cs}$ ).

Na maior parte dos acidentes e incidentes, a contaminação atmosférica é a principal via de contaminação do indivíduo, no entanto, em um segundo momento, a contaminação dos solos pode vir a ser relevante. Embora o solo possa atuar como barreira física e geoquímica na retenção de radionuclídeos liberados na atmosfera e posteriormente depositados em sua superfície, mudanças nas condições físico-químicas dos solos podem alterar o destino dos radionuclídeos neles depositados. As alterações podem ocorrer em função do uso da terra, de práticas agrícolas ou da evolução natural de um solo decorrente da pedogênese. As condições físico-químicas dos solos podem favorecer a dessorção dos radionuclídeos, possibilitando assim sua migração para camadas mais profundas ou ainda a assimilação biológica, como pode também favorecer a retenção do material radioativo nos vários componentes dos solos (WASSERMAN et al. 2007).

Assim, o transporte químico do radionuclídeo no solo, favorecido por práticas agrícolas ou condições ambientais naturais como o alagamento ou a acidificação de solos tropicais, pode levar à contaminação de águas subterrâneas, enquanto seu transporte físico, por meio do arraste ou erosão, pode favorecer a contaminação de ambientes adjacentes, terrestres ou aquáticos (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003).

A contaminação radioativa dos solos requer uma especial atenção, pois não se trata apenas da exposição externa do homem, mas também de todos os organismos que tiram do solo seus nutrientes. Deve-se considerar que os radionuclídeos podem ser assimilados pelas

raízes das plantas, a partir daí, serem transportados para a parte comestível destes vegetais, podendo contaminar toda a cadeia alimentar (WASSERMAN *et al.*, 2002b).

Para o homem, a contaminação dos solos pode comprometer não apenas seus hábitos alimentares, mas também afetar a vida econômica e cultural da região, tanto nos casos de agricultura de subsistência, como nos casos de monoculturas em escala comercial, cujo impacto pode afetar inclusive relações comerciais internacionais.

A transferência de radionuclídeos para as plantas é de extrema importância, conforme já citado anteriormente, devido à possibilidade de contaminação humana por meio da ingestão (WASSERMAN *et al.*, 2002b).

Nos modelos radioecológicos a transferência dos radionuclídeos do solo para as plantas é avaliada pelo Fator de Transferência solo-planta (FT) que é o parâmetro mais utilizado, em modelos de avaliação de dose, este fator descreve o quanto do radionuclídeo presente no solo pode ser transferido para a planta (WASSERMAN *et al.*, 2001). A variabilidade de solos e plantas cultivados no planeta determina também uma grande variabilidade nos valores de FT observados para um único radionuclídeo, o que sugere a necessidade de se obter valores regionais para este parâmetro, de modo que os modelos possam ser os mais coerentes possíveis com a realidade do processo no local avaliado.

No que se refere à mobilidade química de um determinado radionuclídeo nos solos, este processo pode ser avaliado experimentalmente através do contato do solo com diversas soluções químicas adicionadas em seqüência ou separadamente, que simulem as diferentes condições ambientais a que este solo possa ser submetido (RISE *et al.*, 1990; EHLKEN *et al.*, 2002; KALEMBKIEWICZ *et al.* 2007; QUEVAUVILLER *et al.*, 2002). A quantificação da concentração do poluente que entrou em solução após o contato com o reagente permite avaliar a mobilidade química potencial do elemento dentro das condições

ambientais simuladas pelo reagente. Esta avaliação normalmente é feita seguindo protocolos já estabelecidos de análise seqüencial (e.g.: TESSIER *et al.*, 1979; RAURET *et al.*, 2001; WASSERMAN *et al.*, 2005). Considera-se que, quanto maior for a atividade de um dado radionuclídeo na fase móvel, maior será sua tendência em seguir o fluxo das águas no solo, ou seja, maior será seu potencial de migração para camadas mais profundas ou de ser absorvido pelas raízes das plantas.

Além das condições físico-químicas as quais os solos estão sujeitos (pH, Eh e força iônica), algumas propriedades dos solos são bastante relevantes para determinar a maior ou menor mobilidade química dos radionuclídeos: a capacidade de troca catiônica (CTC), a quantidade de matéria orgânica presentes no solo e a mineralogia predominante. Vários autores têm evidenciado a importante afinidade do  $^{137}\text{Cs}$  por argilo-minerais, apresentando menor mobilidade em solos ricos em argilas, quando comparado aos demais tipos de solos. (D. LUX *et al.*, 1995, BERGAOUI *et al.*, 2005, EL-TAHAWY *et al.*, 1999, CHIU *et al.*, 1999).

Vários trabalhos também relatam a influência da matéria orgânica no comportamento geoquímico do  $^{137}\text{Cs}$  (EL-TAHAWY *et al.*, 1999, TAKENAKA *et al.*, 1998, KARADENIZ *et al.*, 2006, YOSHIDA *et al.*, 2004; PORTILHO, 2005; WASSERMAN *et al.*, 2007). Segundo PORTILHO (2005) o aumento do teor de matéria orgânica dos solos aumenta a capacidade de troca catiônica, devido à presença de cargas negativas livres dos ácidos húmicos e fúlvicos, oriundos da decomposição de matéria orgânica. Essas cargas negativas dos compostos orgânicos podem competir com as cargas negativas das argilas na retenção do  $^{137}\text{Cs}$ . Em solos de clima temperado com elevado teor de matéria orgânica, observou-se maior mobilidade dos radionuclídeos, tornando-os mais disponíveis para a absorção da planta e para ciclagem solo-planta por um período mais longo do que quando comparado

com a retenção efetuada por argilo-minerais (SALBU *et al.* 1994, COLLE & ROUSSEL-DEBET, 2000). Estas conclusões foram confirmadas em pesquisas na Ucrânia, Rússia e Bielorrússia (SALBU *et al.* 1994). Entretanto, dentre as várias contramedidas sugeridas para reduzir a transferência solo-planta do  $^{137}\text{Cs}$  encontra-se o uso de adubos orgânicos (IAEA, 1994).

Em relação ao  $^{60}\text{Co}$ , a literatura relata que, assim como o  $^{137}\text{Cs}$ , este poluente também fica retido nas camadas mais superficiais do solo, devido à sua grande afinidade pelos ácidos húmicos (PRADO *et al.*, 2003, TYLER *et al.*, 2004). As extrações sequenciais também verificam a sua baixa mobilidade (KALEMBKIEWICZ *et al.*, 2007), porém é possível perceber um aumento de concentração em horizontes mais profundos devido à afinidade química do cobalto com os óxidos de ferro e de alumínio (TYLER *et al.*, 2004).

Apesar do  $^{60}\text{Co}$  e do  $^{137}\text{Cs}$ , apresentarem uma leve semelhança no comportamento geoquímico, no que se refere a sua baixa mobilidade, referida em vários trabalhos, tem sido observado que, para o  $^{137}\text{Cs}$ , o fator de transferência (FT) sofre maior influência do tipo de solo, enquanto que para o  $^{60}\text{Co}$ , este mesmo parâmetro sofre maior influência do tipo de planta (GERZABEK *et al.*, 1998).

O manejo agrícola dos solos (e.g.: calagem, drenagem, irrigação, incorporação de matéria orgânica, etc.) promove perturbações geoquímicas que modificam a sua capacidade de reter nutrientes e outros elementos químicos estáveis ou radioativos. No Brasil a adubação orgânica tem sido uma das práticas agrícolas recomendadas para culturas de subsistência, por melhorar, a baixo custo, as propriedades físicas e químicas dos solos. Esta prática tem sido incentivada pela expansão comercial da agricultura orgânica, indicada como uma das tecnologias mais apropriadas para a agricultura sustentável. A adubação

orgânica tem sido também uma das práticas recomendadas como contramedida para solos contaminados com  $^{137}\text{Cs}$ .

Considerando que vários parâmetros podem influenciar na mobilidade do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$ , a avaliação de risco de uma contaminação radiológica ambiental coerente com a realidade dos possíveis cenários nacionais requer estudos experimentais que considerem também a amplitude das reações dentro dos possíveis cenários. Assim, este trabalho se propõe a avaliar a mobilidade química potencial do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$  em função de variações de pH possíveis de ocorrer em solos brasileiros, tanto sob condições naturais como provocadas pelo manejo agrícola dos solos ou, como nas condições extremas de pH, provocadas experimentalmente. A mobilidade química potencial do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$  avaliadas em função de variações de pH serão também avaliadas em solos que receberam adubação orgânica de modo a se verificar possíveis alterações na mobilidade potencial decorrente desta prática agrícola. Espera-se com esse trabalho oferecer informações regionais relevantes para o manejo de áreas agrícolas contaminadas, a gestão de resíduos e rejeitos e a recuperação de solos contaminados.

## 2 – OBJETIVOS

Esta dissertação tem como objetivo investigar a mobilidade química potencial do  $^{60}\text{Co}$  e do  $^{137}\text{Cs}$  em função de variações de pH promovidas em solos brasileiros (Latossolo Vermelho Amarelo, o Nitossolo e o Organossolo) que receberam diferentes doses de adubo orgânico (0;  $2\text{kg.m}^{-2}$  e  $4\text{ kg.m}^{-2}$ ). A biodisponibilidade potencial destes elementos e a absorção radicular observada em condições de equilíbrio químico são discutidas em função das propriedades dos solos e dos aportes de matéria orgânica,

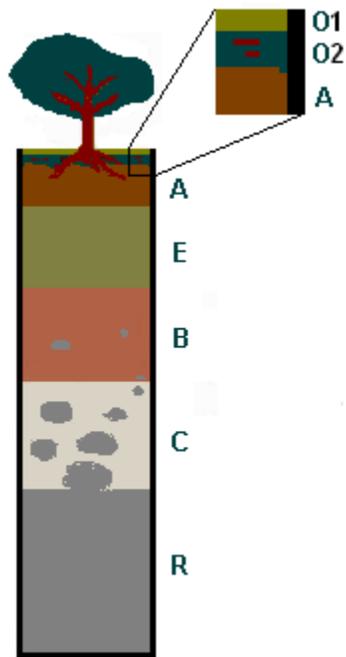
Mais especificamente este trabalho tratará de:

- Avaliar como  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  se comportam em situações de perturbações geoquímicas decorrentes de mudanças no pH dos solos, simuladas em experimentos de batelada nos solos contaminados artificialmente, considerando a influência a médio prazo da adubação orgânica ocorrida nestes solos 4 anos antes do presente estudo.
- Determinar o fator de transferência destes radionuclídeos para o rabanete, avaliando assim o comportamento destes elementos em médio prazo, visto que a contaminação ocorreu 4 anos antes do plantio.
- Elaborar conceitos que possam ser importantes para a elaboração de um plano de remediação de áreas no que se refere à contaminação de solos pelos radionuclídeos estudados.

### 3 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS

O solo é o principal produto do intemperismo químico, físico e biológico da rocha. Suas propriedades e perfil dependem das características do material de origem, do relevo, e do tempo de exposição da rocha aos agentes climáticos e biológicos. Estes fatores geram uma grande variabilidade de propriedades químicas e físicas, tanto na distribuição vertical de suas camadas (horizontes) quanto na sua distribuição espacial. Assim, segundo REZENDE *et al* (2007), entre os solos, as propriedades diferem na constituição, cor (função da mineralogia e regime hídrico), textura (função da granulometria), estrutura (agregação das partículas), cerosidade (existência ou não de filme de argilas no horizonte B), porosidade, consistência (função dos argilo-minerais), cimentação (aglomeração das partículas por agente cimentante), pedoclima (regime hídrico e térmico do solo) e pedoforma (função do relevo).

Os processos físicos, químicos e biológicos que agem nas rochas alterando os seus constituintes são os agentes que promovem as transformações nestes corpos minerais, formando o solo. Esta ação é feita de maneira diferenciada, resultando assim nas diversas camadas de solo, que por convenção, são chamadas de camadas O1, O2, A, E, B, C, R.



**Figura 3.1: Representação dos horizontes dos solos**

Como podemos observar na Figura 3.1, o horizonte mais próximo da superfície é o horizonte O1 (ou Oi), constituído pelo material orgânico depositado recentemente; já o horizonte orgânico O2 (ou Ao) está relacionado à matéria orgânica em estado de decomposição avançado. A camada A se refere à matéria orgânica misturada com material mineral dando um aspecto escuro à massa de solo, esta fase tem como característica ser rico em nutrientes. Por sua vez, a camada E se refere a um horizonte onde ocorrem perdas de argilas e óxidos de ferro e alumínio, além de apresentar elevada concentração de quartzo. Este horizonte normalmente apresenta cor clara, devido à eluviação máxima. Já o horizonte B é o horizonte de acúmulo de argilas e óxidos de ferro e alumínio. Este horizonte possui características especiais que auxiliam na identificação dos solos (horizonte de diagnóstico). O horizonte C se refere ao material pouco intemperizado, e o horizonte R, se refere a rocha de origem (PRADO, 2003).

O solo é um sistema trifásico, constituído por uma fase sólida, que ocupa cerca de 50% do total do solo, sendo representada por matéria orgânica (aproximadamente 5%) e mineral (aproximadamente 45%), uma fase líquida (solução do solo) e uma fase gasosa (ar do solo), que ocupam os poros (FONTES & FONTES 1992). A fase líquida e a fase gasosa ocupam o volume restante (aproximadamente 50% do volume total do solo) e, normalmente sua distribuição é função do regime hídrico, relevo e de propriedades como textura, porosidade e conteúdo de matéria orgânica. Assim, podem ocorrer situações nas quais os poros são ocupados por água a maior parte do tempo, em detrimento da fase gasosa, como ocorre, por exemplo, nos solos hidromórficos (BRADY *et al.*, 1989).

### **3.1 – O SOLO**

#### **3.1.1 – OS MINERAIS**

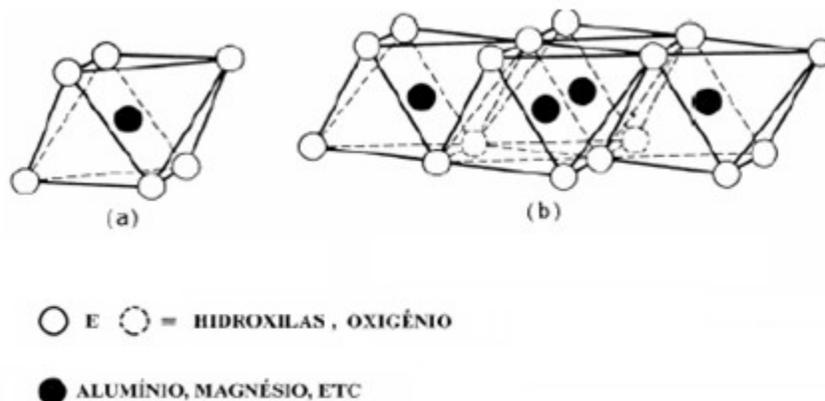
Os minerais dos solos podem ser classificados em minerais primários ou minerais secundários. Os minerais primários se referem aos componentes das rochas mais resistentes ao intemperismo químico e que, por isso, mantêm sua composição original, apesar de fragmentados pela ação do intemperismo físico (LEPSCH, 2002). Os minerais secundários provêm da decomposição química e dos minerais primários suscetíveis de se alterarem ou da precipitação dos produtos oriundos destes, como, por exemplo, os argilo-minerais neoformados (FONTES & FONTES, 1992).

Os minerais do solo possuem tamanhos variáveis, classificados como matacões (partículas > 200 mm), calhaus e cascalho (partículas de 200 - 2 mm), areias (partículas de 2 - 0,5 mm), silte (partículas de 0,5 - 0,002 mm) e argila (partículas < 0,002 mm)

A fração argilosa é composta principalmente de argilas silicatadas e óxidos hidróxidos e oxidróxidos de Fe e Al. Esta fração é uma das mais ativas no solo, pois quanto menor o tamanho das partículas, maior é a sua superfície específica e maior a quantidade de carga eletrostática na superfície das partículas, o que aumenta sua capacidade de reter e trocar íons (KIEHL, 1979).

As argilas se formam pelo arranjo de duas unidades básicas: os tetraedros de silício e os octaedros de alumínio, dispostos estruturalmente em camadas ou laminas.

A lâmina octaédrica consiste em duas folhas de um aglomerado de oxigênio ou hidroxilas, ligado ao alumínio, ou ligado ao ferro ou magnésio, que podem substituir o Al sem alterar a forma (substituição isomórfica), formando uma estrutura octaédrica, conforme ilustrado na Figura 3.2:

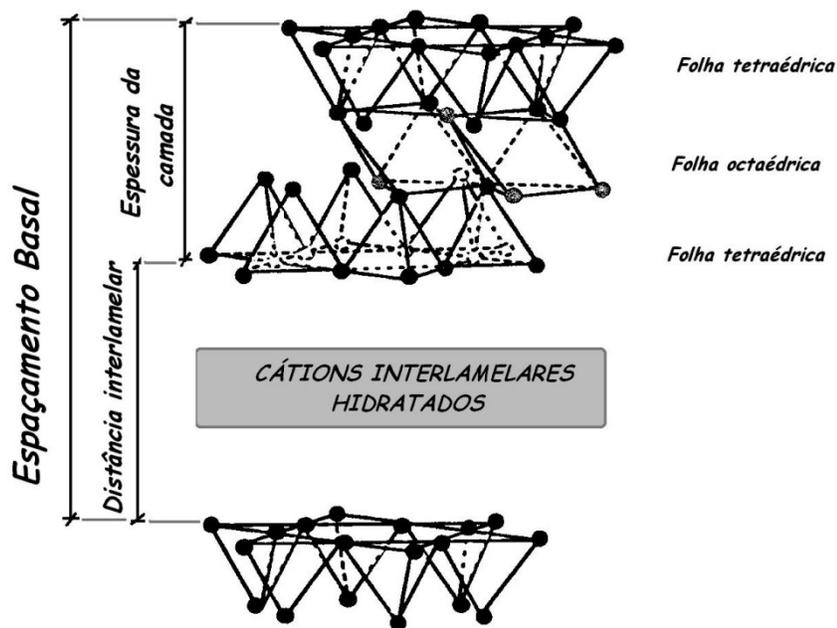


**Figura 3.2: Representação do octaedro de alumínio (a) e da lâmina octaédrica (b), segundo BRUM (2005)**

Já a segunda unidade é constituída de tetraedros de sílica, de modo que cada átomo de silício se mantém equidistante do oxigênio ou hidroxilas. Quando necessário, para balancear a estrutura, o átomo de silício é rearranjado para o meio. Os tetraedros de silício

são organizados em uma rede hexagonal, que se repete indefinidamente para formar uma folha de composição  $\text{Si}_4\text{O}_6(\text{OH})_4$  (GRIM, 1968). Os tetraedros são organizados de forma que as pontas se orientam para a mesma direção, e as bases se mantêm no mesmo plano (Figura 3.3).

Segundo KRAUSKOPF (1972), as estruturas básicas das argilas podem ser do tipo 1:1 (uma lamina octaédrica e uma lamina tetraédrica) que corresponde à estruturas mais simples ou trilaminares do tipo 2:1 (uma lamina octaédrica e duas laminas tetraédricas, conforme ilustrado na figura 3.3).



**Figura 3.3: Representação de argilo minerais do tipo 2:1 (FARIA, 2000)**

Assim, as partículas inorgânicas coloidais do solo são compostas basicamente por argilo-minerais, óxidos e hidróxidos de ferro, de alumínio e de manganês. Os argilo-minerais sofrem modificações estruturais durante o processo de intemperismo que provocam o aparecimento de cargas negativas em suas superfícies. Assim, a presença de

um átomo de  $\text{Al}^{3+}$  numa estrutura em que deveria estar um átomo de  $\text{Si}^{4+}$ , resulta no aparecimento de uma carga negativa. A substituição isomórfica do  $\text{Si}^{4+}$  pelo  $\text{Al}^{3+}$  na rede cristalina gera uma carga negativa que, por não depender nem do pH nem da concentração iônica da solução, é chamada de permanente (CAMARGO et al 2001).

Os minerais argilosos possuem capacidade de trocar íons na superfície exterior dos seus cristais, nos espaços intercamadas, estruturais ou localizados em outros espaços interiores mais acessíveis por outros íons existentes nas soluções aquosas envolventes. A capacidade de troca catiônica de um mineral argiloso é função do desequilíbrio de suas cargas elétricas. Este desequilíbrio deve-se a substituições isomórficas, quebra das lâminas ou dissociação das hidroxilas dos vértices, gerando cargas negativas em suas superfícies (MEIRA, 2001).

A troca de íons é um processo estequiométrico segundo o qual cada íon adsorvido pelo material provoca a liberação de outro anteriormente fixado (MEIRA, 2001), caracterizando um mecanismo de sorção.

Processos de formação e intemperização dos minerais são responsáveis pelo surgimento de cargas permanentes ou dependentes do pH. Os solos, por meio de seus mecanismos de sorção, podem regular o equilíbrio de cátions na solução do solo, que é de grande importância para a biodisponibilidade de cátions metálicos (ZIMDAHL, 1977).

A atividade das argilas, ou seja, sua capacidade de trocar cátions é função de sua estrutura e área específica. Assim, a caulinita, de estrutura mais simples (1:1), com área específica de  $10 - 20 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$  e CTC de  $3 - 15 \text{ cmol.kg}^{-1}$ , apresenta menor atividade do que a illita, de estrutura mais complexa (2:1), com área específica de  $70 - 120 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$  e CTC de  $10 - 40 \text{ cmol.kg}^{-1}$ , a vermiculita (2:1), com área específica de  $300 - 500 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$  e CTC de  $100 -$

150  $\text{cmol.kg}^{-1}$ , e a montmorilonita (2:1), com área específica de 700 - 800  $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$  e CTC de 60 - 150  $\text{cmol.kg}^{-1}$  (REZENDE *et al*, 2007).

Sendo assim, a fração de argila no solo é de grande importância na retenção de nutrientes, que são cátions metálicos essenciais para as plantas, evitando que eles se percam por lixiviação.

Os óxidos de ferro, alumínio, manganês e titânio constituem importantes componentes dos solos, principalmente nos mais intemperizados, como os solos tropicais de áreas com relevo mais suave e superfícies geomórficas mais antigas (REZENDE *et al*, 2007). Os óxidos de ferro e alumínio são ainda menos ativos que a caulinita, no que se refere à sua CTC. Segundo REZENDE *et al*. (2007), quanto mais intemperizado for o solo, menos ativa é a sua fração argilosa. Assim, os Latossolos apresentam baixa atividade em sua fração argilosa composta essencialmente de óxidos e caulinita, enquanto solos de regiões mais secas (menos intemperizados) apresentam argilas de elevada atividade.

### **3.1.2 – A MATÉRIA ORGÂNICA**

A matéria orgânica no solo é constituída por resíduos frescos e nos mais variados graus de decomposição de plantas, animais e microorganismos, e pelas substâncias húmicas, que é relativamente estável (REICHADT & TIMM, 2004). A composição e a estrutura do húmus do solo são bastante complexas, mas considera-se que o húmus seja constituído essencialmente por ácidos húmicos, ácido fúlvicos e humina. Os ácidos fúlvicos geralmente são solúveis em ácidos e bases, enquanto a humina é insolúvel tanto em meio básico como em meio ácido e os ácidos húmicos só são solúveis em bases. A composição

da matéria orgânica do solo é consequência de diversos fatores como o tipo de vegetação, topografia, clima (em especial temperatura e precipitação) e mineralogia (KIEHL, 1979). O acúmulo ou a destruição da matéria orgânica no solo é função da atividade dos microorganismos, que por sua vez, podem ser afetadas pelas condições de aeração, umidade, temperatura e pH do meio, além do suprimento de nutrientes e energia (KIEHL, 1979).

A condição física de um solo também influencia a dinâmica da matéria orgânica. Assim, a formação de agregados nos solos protege a matéria orgânica da decomposição acelerada, enquanto a quebra dos agregados expõe a matéria orgânica à atividade microbiana, reduzindo o conteúdo de carbono orgânico (COSTA, 2004). Solos que apresentam um elevado grau de intemperismo, com predomínio na fração argilosa de minerais com elevada área específica, que favorece maior interação destes minerais com a matéria orgânica no solo, possibilita maior resistência da fração orgânica à decomposição pelos microorganismos (MILENIZUK, 1999).

Segundo CAMARGO *et al.* (2001), a presença da matéria orgânica no solo pode alterar as relações de sorção do metal das seguintes maneiras: (i) inibindo a adsorção de íons, devido à sua complexação com moléculas orgânicas ou mesmo pela competição entre eles pelos mesmos locais de adsorção; (ii) aumentando a retenção do metal devido à formação de complexos com o material orgânico com alta afinidade pela superfície adsorvente; ou, (iii) não modificando, de modo perceptível, a retenção do metal se o ligante complexa fracamente o íon, e o complexo formado tem pouca afinidade com a superfície.

A decomposição da matéria orgânica geralmente favorece a formação de cargas elétricas negativas, o que aumenta a sua capacidade de reter cátions e evitar perdas por lixiviação.

## **3.2. – REAÇÕES ENVOLVIDAS NA DINÂMICA DE POLUENTES NO SOLO.**

A maior parte dos poluentes radioativos artificiais, quando liberados na atmosfera, se deposita na superfície do solo e tende a permanecer na camada arável do solo, ficando, portanto potencialmente disponível para ser assimilado pelas raízes das plantas. Assim como metais pesados, os radionuclídeos, quando adicionados aos solos, sofrem inúmeras reações, que produzem diferentes espécies químicas e determinam sua maior ou menor mobilidade química. Processos de formação e intemperização dos minerais são responsáveis pelo surgimento de cargas permanentes ou dependentes do pH, e os solos, por meio de seus mecanismos de sorção, podem regular o equilíbrio de cátions na solução do solo, que, por sua vez, regula a biodisponibilidade de cátions metálicos (ZIMDAHL, 1977).

### **3.2.1 – ADSORÇÃO E DESSORÇÃO**

A adsorção pode ser definida como o acúmulo de uma substância na interface existente entre a fase sólida e a fase líquida, sendo um dos fenômenos mais importante na disponibilidade e na mobilidade de metais pesados no meio ambiente (SPOSITO, 1982). Cátions, ânions e moléculas neutras são adsorvidos nas frações minerais e orgânicos do solo. Esse é o processo mais importante relacionado à disponibilidade de nutrientes e elementos tóxicos às plantas (CAMARGO *et al.*, 2001). A adsorção controla a concentração dos íons e complexos na solução do solo, influenciando na absorção de nutrientes e poluentes pelas raízes das plantas.

Segundo CAMARGO *et al* (2001), os cátions que envolvem as partículas de argila estão em agitação permanente devido à sua energia térmica e tendem a escapar da influência das cargas negativas, que por sua vez os atraem para a superfície. A interação dessas duas forças faz com que se forme uma nuvem catiônica ao redor da partícula, ao invés de uma monocamada (teoria da camada difusa dupla). Os cátions da nuvem são retidos pela superfície exclusivamente por forças eletrostáticas não específicas (adsorção não específica) e, por causa de sua agitação térmica e por sua exposição aos outros cátions da solução que não estão sob influência do campo elétrico da partícula, podem ser trocados por estes, daí o nome de troca iônica.

A troca iônica possui como características ser reversível, poder ser controlada pela difusão iônica, ser estequiométrica e, na maioria dos casos, haver uma seletividade ou preferência por um determinado íon, que está relacionada com o raio iônico hidratado e com a energia de hidratação dos cátions de mesma valência.

O grau de adsorção depende da eletronegatividade das partículas do solo e do potencial de ionização dos íons adsorvidos.

A adsorção dos cátions pelos solos é ponderada para ocorrer principalmente pela superfície específica de adsorção. Segundo SPOSITO (1984), no que se refere à estabilidade, a formação de um complexo, entre o íon e o grupo funcional da superfície das partículas do solo, pode ser classificada em dois grupos:

- Se o grupo funcional das partículas do solo estiver em contato direto com o cátion, então este complexo é chamado de complexo de esfera interna.
- Se uma ou mais moléculas proveniente da fase líquida do solo se encontrar entre o cátion e o grupo funcional, então este complexo será de esfera externa.

De um modo geral, os complexos de esfera externa envolvem ligações eletrostáticas, portanto são menos estáveis, enquanto os complexos de esfera interna envolve ligações iônicas ou covalentes ou a combinação de ambos, sendo por isso mais estáveis (BOLT, 1991).

A capacidade de argilo-minerais interagir quimicamente com água e solutos é devida a presença de cargas elétricas em sua superfície. A quantidade de carga e sua distribuição estão baseadas em grupos funcionais com diferentes reatividades: as interações com as hidroxilas das cavidades ditrigonal da camada tetraédrica e as interações com os grupos silanol (SiOH) e aluminol (AlOH), que favorecem reações de complexação. A protonação e desprotonação dos grupos silanol (SiOH) e aluminol (AlOH) podem gerar cargas, negativas ou positivas, que são dependentes do pH (MISSANA *et al.*, 2004). As reações de superfície com estes grupos contribuem significativamente para a dinâmica da sorção de determinados radionuclídeo nos solos. Ainda, nas argilas do tipo 2:1, os cátions são adsorvidos nas superfícies das partículas de argila e nas interfaces das camadas tetraédricas e octaédricas para neutralizar as cargas negativas da estrutura, que foram geradas por substituição isomórfica ou quebra de bordas (MISSANA *et al.*, 2004). Entretanto, a matéria orgânica presente no solo pode obstruir a adsorção de radionuclídeos por argilo-minerais (NAKAMARU *et al.*, 2007).

Outro tipo de mecanismo que envolve o aumento da concentração iônica na superfície de partículas minerais é a chamada adsorção específica, sendo um dos mais importantes mecanismos que controla a atividade iônica na solução do solo ou nos corpos de água. No caso da adsorção específica os íons perdem sua água de hidratação, parcial ou totalmente, formando complexos de esfera interna com a superfície de óxidos de ferro, de manganês, de alumínio, aluminossilicatos não cristalinos e mesmo com arestas quebradas

de argilo-minerais. Estes compostos apresentam um tipo similar de sítio de adsorção, ou seja, uma hidroxila ou uma molécula de H<sub>2</sub>O com valência insatisfeita, ligada a um íon metálico da rede cristalina (CAMARGO *et al.*, 2001).

Este tipo de ligação formada, sempre com certo grau de ligação covalente, é altamente dependente do pH, é seletiva, pouco reversível e pouco afetada pela concentração iônica da solução envolvente. Ela pode diminuir, aumentar, neutralizar ou reverter a carga do íon a ser adsorvido e ocorre independentemente da carga na superfície da partícula.

Embora a ligação entre metal e matéria orgânica possa ser vista como troca iônica entre H<sup>+</sup> de grupos funcionais e os íons metálicos, o alto grau de seletividade mostrado pelas substâncias húmicas por certos metais sugere que eles coordenam diretamente com aqueles grupos funcionais, formando complexos de esfera interna. Uma seqüência típica de seletividade tende a ser, em ordem decrescente: Cu > Fe = Al > Mn = Co > Zn (ALLOWAY, 1995). No entanto, segundo CAMARGO *et al.* (2001), ainda que esta seqüência possa ser questionada em função da natureza da matéria orgânica, do método usado para medir a ligação metálica e do pH do meio em que é feita essa medida, o elevado grau de seletividade dos compostos orgânicos é reconhecido. Na adsorção ou complexação de íons por matéria orgânica é importante que se considere a interação metal-ligante e a constante de estabilidade dos complexos formados.

A reação de sorção entre um metal e o material orgânico (ácidos orgânicos com baixo peso molecular, ácidos fúlvicos e húmicos) resulta numa estreita associação ao nível molecular entre o metal e um ou mais grupos funcionais no material húmico ou ligantes (átomo, grupo funcional ou molécula que está ligado a um átomo central de um composto de coordenação). A sorção inclui metais na nuvem difusa perto dos grupos funcionais periféricos ionizados e metais formando complexos de esfera externa e interna,

evidenciando que a natureza da ligação numa reação de sorção vai de ligação puramente eletrostática a fortemente covalente.

O processo de dessorção pode ser considerado o inverso do processo de adsorção, ou seja, a liberação de um elemento químico retido na interface sólido-líquido, e tem importância pautada nas taxas de mobilidade de poluentes em solos. A liberação iônica da superfície para a solução é tão importante quanto o acúmulo, assim, a velocidade de dessorção tem um papel tão significativo quanto a velocidade de adsorção, apesar de ser menos estudada. Normalmente a dessorção é um processo mais difícil e geralmente não há dessorção de todo íon ou molécula envolvida na ligação; ocorrendo algumas interações aparentemente irreversíveis (MATTIAS, 2006). Segundo MCBRIDE (1989) os metais  $Pb^{2+}$  e  $Cu^{2+}$ , tendem a ser rapidamente adsorvidos à matéria orgânica, no entanto sua dessorção ocorre bem lentamente, devido a alta energia de ativação necessária para quebrar a ligação metal-ligante formada. O processo de dessorção revela informações importantes para que sejam implantadas técnicas de remediação dos solos contaminados, bem como para a avaliação sobre a possibilidade de contaminação de ambientes aquáticos.

### **3.2.2 – REDUÇÃO E OXIDAÇÃO**

As reações de oxi-redução são processos que podem ser catalisados por microorganismos importantes para a transformação química. De fato muitas bactérias anaeróbicas costumam ser aceptoras de elétrons, que advêm de suas características metabólicas (ALEXAKHIN *et al*, 2001).

A fonte de redução está diretamente ligada com a energia do metabolismo do microorganismo, a chamada de redução dissimilatória, que ocorre, por exemplo, com a

*Shewanella putrefascies*, que usa o Mn (IV) e Fe (III), como aceptores finais de elétrons. Existem trabalhos que demonstram que eles também podem reduzir U (VI) para U (IV). A redução da bactéria *Desulfobrio vulgaris* também pode reduzir U (VI) para U (IV) em condições anóxicas. Algumas reduções também ocorrem em microorganismos que não estão ligados à sua energia metabólica. Estas reduções são chamadas de reduções não dissimilatórias e fazem parte de um mecanismo específico de desintoxicação ou de tolerância química. Por exemplo, *Dessulfovibrio dessulfuricans* reduzem Tc e U (ALEXAKHIN *et al*, 2001).

Outras reduções podem guiar a solubilização de certos radionuclídeos, por favorecer a destruição de matrizes do solo. Por exemplo, o cobalto e cério são solubilizados por bactérias ferroredutoras e o rádio e urânio são solubilizados por bactérias sulfato redutoras (ALEXAKHIN *et al*, 2001).

### 3.2.3 – PRECIPITAÇÃO

Após a redução, os radionuclídeos podem se precipitar como óxidos ou sulfetos (pela ação das bactérias redutoras de sulfato) ou como fosfatos (através de processos de fosforilação, que ocorrem em bactérias como as do gênero *Citrobacter*, conhecidas como agentes precipitantes de actínídeos tetravalentes, como Th (IV) e Pu (IV)).

Por exemplo, Np(V) pode ser removido pela ação da combinação da *Shewanella putrefaciens*, bioreduzindo Np(V) para Np (IV), e a *Citrobacter SP* que o precipita como fosfato. Esses processos podem ocorrer no interior dos microorganismos ou nas membranas celulares.

Minerais como as argilas têm um papel importante na solubilidade não só do ferro como do manganês como ainda de outros elementos que co-precipitam com eles, e ficam ocluídos (ROSA, 2006).

Em resumo, os processos de precipitação, dissolução, complexação com compostos orgânicos e, ou, inorgânicos e adsorção e dessorção, que ocorrem na interface sólido-líquido, são influenciados pelas propriedades físico-químicas dos solos, principalmente pH, textura e composição mineral (teor e tipos de argilas, teor de óxidos de ferro, alumínio e manganês), teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions (CTC), potencial de oxi-redução, composição da solução do solo e temperatura do ambiente (ALLOWAY, 1990; RANGEL, 2003).

### 3.3 – MOBILIDADE E BIODISPONIBILIDADE DE POLUENTES:

Embora a análise total destes elementos forneça evidências de possíveis contaminações, o conhecimento das formas químicas do metal no solo é fundamental para estimar sua mobilidade e biodisponibilidade no ambiente (BROEKAERT *et al.*, 1990). A disponibilidade dos elementos às plantas e aos microorganismos depende essencialmente de sua presença na solução do solo em formas possíveis de serem absorvidas. Esta presença é governada pela composição e reação do solo, pelas condições de oxi-redução e pela cinética das reações, que dependem de atributos do solo e de suas tendências para formar precipitados insolúveis e co-precipitados com outros minerais, formarem complexos com a matéria orgânica e adsorver aos minerais.

O impacto da liberação de radionuclídeos, em solos, depende principalmente da quantidade e da forma química em que se encontram: solúvel, trocável, ocluso ou fixado aos minerais, precipitado com outros compostos, na biomassa microbiana ou complexado à matéria orgânica (MCBRIDE, 1994). Tem-se verificado, por meio de métodos de extração seqüencial, que a solubilidade dos elementos adicionados ao solo decresce com o tempo. Em muitos casos, ocorre a passagem de formas químicas mais lábeis (por exemplo, solúvel, trocável e carbonato) para formas de estabilidade mais elevada, como os complexos de esfera interna com grupos funcionais das superfícies dos colóides dos óxidos de Fe e Mn e compostos orgânicos, de menor mobilidade e/ou biodisponibilidade (MCBRIDE, 1989; ALLOWAY, 1990).

Entretanto, o fato mais importante é o estado físico-químico dos radionuclídeos em questão. Este fator determina a transferência do radionuclídeo do solo para as plantas e, direta ou indiretamente, a incorporação na dieta humana. A determinação da especiação

química dos isótopos de radionuclídeos é complicada, porque normalmente sua massa na solução do solo é insignificante, portanto, de difícil detecção. Vários esquemas de extração para a determinação e a separação das fases geoquímicas do solo têm sido usados (e.g.: TESSIER *et al*, 1979; LAKE *et al*, 1984; KELLER & VÉDY, 1994; WASSERMAN *et al.*, 2005.). Por analogia, frações aquo-solúveis e trocáveis de radionuclídeos são consideradas como móveis e são facilmente disponíveis para a assimilação pelas raízes das plantas, enquanto parte da fração de radionuclídeos extraídos com ácidos diluídos é considerado potencialmente disponível, uma vez que pode ser mobilizado se as condições edafoclimáticas forem alteradas. A fração resistente ou residual se refere aos elementos oclusos em estruturas estáveis ou resistentes, que podem ser liberados em condições naturais considerando escalas de tempo pedológicas ou geológicas.

Todas as fases geoquímicas obtidas pelo uso de diferentes reagentes químicos são ditas operacionalmente definidas, pois as quantidades de radionuclídeos mobilizadas dependem da influência de muitos fatores (reagentes usados, razão sólido/líquido, condições e tratamento do solo) e os resultados correspondentes podem não necessariamente serem utilizados para uma interpretação quantitativa. Entretanto estes resultados fornecem uma informação confiável para detectar diferenças relativas no comportamento dos radionuclídeos em um dado solo, para se avaliar a influência de problemas de parâmetros ambientais (ALEXAKHIN *et al*, 2001). A extração sequencial tem sido preferida nos estudos de especiação da fase sólida do solo, pois permite a comparação entre fases quimicamente similares (QUEVAUVILLER, 2002).

### 3.4 – A TRANSFERÊNCIA SOLO/PLANTA DOS RADIONUCLÍDEOS

A liberação de radionuclídeos no ambiente pode ocorrer devido à operação normal de uma instalação ou devido à liberações acidentais. Em um primeiro momento o material liberado é disperso no meio ambiente. A partir da atmosfera, em um segundo momento, o material é depositado no solo e nos outros compartimentos do meio ambiente (corpos d'água, plantas e animais), por deposição seca (em ausência de chuvas) ou úmida (em presença de chuvas).

Assim a planta pode ser contaminada externamente tanto pela deposição seca e/ou úmida sobre a superfície de plantas como por meio de processos físicos de ressuspensão e respingos de solos contaminados. Esta contaminação é o mecanismo primário para a contaminação de alimentos por radionuclídeos de meia vida curta.

O radionuclídeo depositado na superfície do solo pode migrar para camadas mais profundas, por processos de lixiviação ou por infiltração, ficando fora do alcance do sistema radicular das plantas, porém tornando-se uma fonte inicial de contaminação para águas subterrâneas e/ou superficiais (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003). O arraste de camadas superficiais dos solos em áreas sujeitas a erosão eólica ou pluvial, pode favorecer a contaminação de ecossistemas vizinhos, tanto terrestres, como aquáticos.

Por processos de absorção fisiológica, o material radioativo presente no solo pode ser incorporado às plantas, microorganismos e animais, saindo do sistema por ocasião da colheita, movimento ou abate dos animais (ZHU & SHAW, 2000).

Durante o período pós-contaminação é difícil distinguir se o processo absorção vegetal de radionuclídeos sofre maior influência do tipo de solo ou das condições climáticas ocorridas durante o período de crescimento da planta (ressuspensão e respingo), pois ambos os fatores influenciam a transferência solo-planta (YERA *et al.*, 1999). A longo

prazo, os radionuclídeos sempre sofrem alguma migração no solo ou, no caso de solos agrícolas, são arados, diminuindo a contaminação superficial e, conseqüentemente, a contribuição de ressuspensão e respingos, tornando a incorporação pela raiz o processo mais relevante de contaminação de vegetais.

A biodisponibilidade e mobilidade de metais no solo dependem da concentração na solução, da natureza da associação com outras espécies iônicas solúveis e da habilidade do solo em fornecê-los para solução do solo em resposta à absorção pelas plantas (KRISHNAMURTI & NAIDU, 2002).

O processo de absorção radicular de íons presentes na solução do solo, ocorre por transporte ativo e passivo: o transporte passivo ocorre na zona radicular, por difusão ou por fluxo de massa, em função de um gradiente de concentração; o transporte ativo ocorre nas paredes da membrana celular e necessita ser mediado por um carreador seletivo (similar ao que ocorre em reações bioquímicas envolvendo determinadas enzimas), para que o íon penetre o interior da célula (ROSA, 2006).

Existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, nesta interface, ocorrem importantes reações químicas, com transferência de espécies de uma fase para a outra (MEURER, 2004).

A composição da solução do solo varia muito e depende do material de origem do solo, do pH, das condições de oxi-redução, do teor de matéria orgânica, da adição de produtos químicos e do seu manejo. Em geral, os elementos e espécies presentes na solução do solo, são mais prontamente biodisponíveis, porém os elementos retidos por mecanismos de adsorção, precipitação, oxi-redução ou complexação podem ser liberados lentamente na solução, ficando disponíveis para a absorção vegetal ou migração para camadas mais profundas (OULD-DADA *et al.*, 2001).

O pH do solo é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos nos solos, pois interfere diretamente nos mecanismos de sorção, precipitação, dissolução e complexação (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992, KASHPAROV *et al.*, 2000, FRISSEL *et al.*, 2002).

A maior disponibilidade de metais em pHs baixos, que ocorre em solos com carga variável, tais como os Latossolos, é causada pela possibilidade de predominância de cargas positivas no perfil, enquanto que em altos valores de pH, a geração de cargas negativas é favorecida (SILVEIRA, 2002). Em geral, a redução do pH do solo ocasiona menor adsorção dos metais, tornando-os mais biodisponíveis, por conta da competição com H<sup>+</sup>.

A estimativa de transferência de radionuclídeos entre diferentes compartimentos de um ecossistema é feita utilizando uma modelagem matemática. Nestes modelos, os valores que quantificam as interações entre diferentes compartimentos (água, ar, solo, planta, etc.) são referenciados como parâmetros dos modelos. Em agroecossistemas, o parâmetro que descreve a transferência de radionuclídeos entre o compartimento solo-planta, é o fator de transferência (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003). Este parâmetro é necessário para a construção de modelos de transferência ambiental, cuja aplicação se dá na predição da concentração do radionuclídeo em cultivos agrícola, para posterior estimativa dos impactos ambientais e de dose no homem (BAN-NAI *et al.*, 2002).

O fator de transferência solo-planta (FT) é obtido através da razão entre a atividade do radionuclídeo na parte comestível da planta (Ap), e a atividade nos primeiros 20 cm do solo (As) (IUR, 1989). Logo:

$$FT = \frac{Ap \text{ (Bq/kg de peso seco da planta)}}{As \text{ (Bq/kg de peso seco de solo)}}$$

A transferência de radionuclídeos no sistema solos-planta é um processo complexo, que envolve os parâmetros mais diversos: a quantidade e o tipo de argilo-mineral presente no solo; a quantidade de  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{K}^{+}$  e  $\text{NH}_4^{+}$  solúvel e trocável; o tipo de radionuclídeo e sua interação específica com o solo; a fixação dos radionuclídeos e sua especiação com a fase sólida; o nível de competição potencial entre as espécies sorvidas na solução do solo; e o tipo da planta pode ser citado como exemplos (YERA, 1999). A abundância ou escassez de determinados elementos ou nutrientes na solução do solo, pode afetar a absorção radicular de radionuclídeos que sejam análogos químicos de nutrientes devido à competição entre estes elementos químicos (ROSA, 2006).

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) tem compilado fatores de transferência (ou razão de concentração), de vários radionuclídeos (ou elementos) do solo para as partes comestíveis da planta (BAN-NAI *et al.*, 2002), porém a maioria destes dados é derivada principalmente de estudo em solos europeus ou norte-americanos. Visto que os fatores de transferência são influenciados pelas características dos solos, é necessário obter valores regionais para otimizar as avaliações de risco radiológico (BAN-NAI *et al.*, 2002).

### 3.5 – O COBALTO 60

O cobalto radioativo é um produto de ativação, presente nos efluentes líquidos de usinas nucleares, bem como no fallout do testes radioativos e de acidentes de usinas termo nucleares como, por exemplo, no caso do acidente de Chernobyl.

O cobalto possui a valência +2 e +3, sendo que a mais estável é a +2; entretanto é possível encontrar o cobalto com a valência +1, quando o mesmo se encontra ligado a alguns compostos orgânicos (COLLE *et al.*, 1996).

A concentração do cobalto na crosta terrestre é da ordem de 23 mg.kg<sup>-1</sup> sendo que esta concentração é mais alta em rocha ígnea rica em magnésio e mais pobre em rochas sedimentares calcárias. Já no solo, a concentração deve estar na faixa de 3 a 15 mg.kg<sup>-1</sup> (COLLE *et al.*, 1996).

O cobalto apresenta-se solúvel no meio ácido sob a forma química de Co<sup>+2</sup>; em condições neutras ou levemente alcalinas, a forma Co(OH)<sub>2</sub><sup>+</sup> é predominante, e, a partir do pH 8, os hidróxidos de cobalto começam a ser precipitados. A mobilidade do Co diminui com o aumento do pH, sendo que o Co possui grande afinidade pelos óxidos de Fe e Mn, o que explica a sua grande mobilidade no meio redutor (COLLE *et al.*, 1996).

Segundo COLLE *et al.*(1996), cerca de 90 a 80% do conteúdo de cobalto em solos se apresenta fracamente adsorvido às argilas e aos óxidos de Fe e de Mn, ou complexado por ácidos húmicos. Somente cerca de 5 a 10% do cobalto pode ser considerado biodisponível.

A migração depende das características dos solos, porém os horizontes ricos em matéria orgânica tendem a fixar fortemente o cobalto. Estima-se que 5% da fração de Co possa migrar em direção aos horizontes minerais num período de 2 a 12 meses (COLLE *et al.*, 1996).

A adsorção deste cátion pelo solo é importante para determinar sua biodisponibilidade e o seu movimento através dos solos. O cobalto é considerado essencial para algumas espécies vegetais devido ao fato de fazer parte da formação da vitamina B12, que, por sua vez, é essencial para a formação da hemoglobina, e também na formação de nódulos que estão diretamente relacionados à fixação de bactérias nos legumes (RAWART *et al.* 1996). Sua deficiência ou excesso pode provocar problemas em plantas verdes (RAWART *et al.* 1996). Assim, o cobalto é requerido por leguminosas como a soja e a alfafa, para a fixação do nitrogênio (RAWART *et al.* 1996) e, neste grupo de vegetais, a deficiência em cobalto promove sintomas de deficiência de nitrogênio.

Em alguns solos ricos em cobalto ou contaminados pelo mesmo, é possível encontrar plantas com concentração de cobalto em torno de 800 a 1000 mg.kg<sup>-1</sup> (COLLE *et al.*, 1996).

### 3.6 – O CÉSIO 137

O céσιο é um metal alcalino presente naturalmente em rochas ígneas e sedimentares que ocorre em concentrações em torno de  $3 \text{ mg.kg}^{-1}$  nos solos. Sua concentração nas plantas varia de 0 a  $26 \text{ mg.kg}^{-1}$  (COOK *et al.*, 2007).

Nos solos o céσιο ocorre tipicamente como isótopo estável ( $^{133}\text{Cs}$ ) na forma monovalente ( $\text{Cs}^+$ ), e, em concentrações naturais, é assimilado pelas plantas, apesar de não desempenhar nenhum papel nutritivo, sendo que, em condições de concentrações elevadas ( $> 200 \text{ mol.L}^{-1}$ ), o céσιο pode ser fitotóxico (COOK *et al.*, 2007). O céσιο apresenta similaridade química com o potássio, que é um importante nutriente, absorvido por plantas em grandes quantidades. Devido a esta similaridade, o céσιο presente nos solos, também poderá ser absorvido pelas plantas, em especial em solos deficientes de potássio, porque está sujeito aos mesmos processos de transferência de K. No caso de uma contaminação de plantas, com  $^{137}\text{Cs}$ , poderá favorecer a contaminação de seres humanos através da ingestão destes alimentos.

O interesse na distribuição do céσιο nas plantas e nos solos ocorreu na década de 50, quando diversos isótopos de céσιο, foram produzidos em decorrência do desenvolvimento de tecnologias nucleares, usadas para produção de armamentos e para a geração de energia.

Dos diversos isótopos produzidos, o  $^{137}\text{Cs}$  é um dos mais relevantes para a radioproteção, pois possui uma meia vida de 30,2 anos e grande mobilidade no ciclo hidrológico. Grandes áreas foram contaminadas com o  $^{137}\text{Cs}$  devido aos testes nucleares e devido ao acidente de Chernobyl. No acidente de Chernobyl, na Ucrânia, em 1986, o nível de atividade do  $^{137}\text{Cs}$ , no solo, próximo do local onde ocorreu o acidente, ficou muito superior ao conteúdo proveniente do fallout global proveniente dos testes atômicos (NAKAMARU *et al.*, 2007).

A interação entre o  $^{137}\text{Cs}$  e o solo é importante para controlar o processo de transferência deste radionuclídeo para as plantas. Ambos os componentes orgânicos e inorgânicos do solo mostram afinidades para o césio e, deste modo, restringem a migração descendente no solo. Determinados argilo minerais, tais como a illita, absorvem e fixam o césio; por outro lado, o césio é associado como um complexo de troca de íons em solos orgânicos (TOSO & VELASCO, 2001).

Medidas experimentais em diversos tipos de solo mostram que a atividade do  $^{137}\text{Cs}$  decresce exponencialmente com a profundidade (TOSO & VELASCO, 2001). A adsorção diminui a atividade do Cs na fase líquida do solo, resultando num baixo fluxo difusivo e uma pequena transferência de massa (NAKAMARU *et al.*, 2007). O césio é submetido a uma migração horizontal e vertical. A migração horizontal depende principalmente do “runoff” da água, da quantidade de radionuclídeos das camadas superficiais e de sua solubilidade na água. Quanto à migração vertical, este depende do estado físico-químico do césio, do tipo de solo, tipo de clima e das condições ambientais das áreas contaminadas (AL-MASRI, 2006).

Segundo TAKENAKA *et al* (1999), o césio depositado nas superfícies das árvores e plantas penetra nos tecidos das folhas, vindo a ser transferido para outros compartimentos.

Muitos dados analíticos mostram que as capacidades de troca catiônicas (CTC), advêm da matéria orgânica do solo, vindo a sugerir uma relação entre o  $^{137}\text{Cs}$  adsorvido e a matéria orgânica presente no solo (TANEAKA *et al.*, 1999).

No homem, a distribuição do césio é heterogênea, seguindo a distribuição do potássio, concentrando-se principalmente nos nervos e nos músculos.

### 3.7. TIPOS DE SOLOS USADOS NO EXPERIMENTO

Para este experimento selecionaram-se solos representativos de áreas agrícolas brasileiras, como o Latossolo e o Nitossolo.

O Latossolo representa a classe de solos profundos, com baixo gradiente de textura entre os horizontes A e B, baixa CTC, baixos teores ou teores nulos de minerais primários, decorrente do elevado grau de intemperização (PRADO, 2003).

No antigo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, os Latossolos Amarelos (LA) e os Vermelho-Amarelos (LVA) do Cerrado estavam agrupados sob um único nome: Latossolo Vermelho-Amarelo. O novo sistema dividiu-os em duas classes. O nome Latossolo Vermelho-Amarelo ficou reservado para os solos que possuem cor laranjada, com matiz Munsell entre 2,5 YR e 5 YR (EMBRAPA, 1999). Nos LA e LVA a coloração amarelada é causada por um mineral chamado goetita, um óxido de ferro. Juntos, LA e LVA ocupam 22% da área do Cerrado (LOPES, 1984).

Todos ou praticamente todos os LVA e LA do Cerrado são bastante ácidos e pobres em nutrientes. Contudo, quando corrigidos e adubados, tornam-se muito produtivos (EMBRAPA, 1999).

Os Nitossolos são solos constituídos por material mineral, que apresentam horizonte B nítico (reluzente), com argila de atividade baixa ou argila de atividade alta desde que conjugado ao caráter alumínico, imediatamente abaixo do horizonte A ou dentro dos primeiros 50 cm do horizonte B. Estes solos apresentam horizonte B bem expresso em termos de desenvolvimento de estrutura e de cerosidade, mas com inexpressivo gradiente de textura. Estes solos podem apresentar teor de nutrientes bastante elevados, como a conhecida terra rocha estruturada (EMBRAPA, 1999).

As amostras de Latossolo e Nitossolo foram coletadas no município de Pinheiral, localizado no Estado do Rio de Janeiro, ocupando, segundo MENEZES (1999 citado em PORTILHO, 2004), uma área de 81 km<sup>2</sup>, na região do Médio Vale do Paraíba Fluminense entre as latitudes 22°29'03" S e 22°35'27" S e as longitudes 43°54'49" W e 44°04'05" W e com uma altitude média em torno de 421 metros.

O Organossolo é um solo pouco evoluído, constituído por material orgânico proveniente da acumulação de restos vegetais com grau variável de decomposição, em ambientes mal drenados, ou em ambientes úmidos de elevada altitude, saturados com água durante os poucos dias do período de alta pluviosidade. Apresenta colorações pretas, cinzentas muito escuras ou marrons, e elevados teores de carbono orgânico, com grande proporção de resíduos vegetais em decomposição. Normalmente são solos bastante ácidos, apresentando alta capacidade de troca de cátions e baixa saturação por bases, com esporádicas ocorrências de saturação média ou alta. Estes solos normalmente se encontram em áreas baixas de várzeas, depressões e locais ressurgentes (EMBRAPA, 1999).

A distribuição dos Organossolos no contexto dos solos brasileiros é pequena se comparada com a distribuição de Latossolos e de Nitossolos, mas não se pode descartar a importância dos solos orgânicos quando se considera como parâmetros tanto o potencial agrícola quanto o econômico para algumas regiões do país. As amostras de Organossolo foram coletadas em Santa Cruz, zona oeste do município do Rio de Janeiro, cujos limites são definidos pelas coordenadas 22°51'23" S e 22°58'12" S, 43°36'29" W e 43°47'44" W.

## 4 – MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO EM VASOS

Os testes para avaliar a dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  em função da variação de pH nos solos, foram realizados em solos provenientes de um experimento em vasos preparados em 2003 para se avaliar o efeito da adubação orgânica na mobilidade de radionuclídeos.

O experimento foi realizado em vasos de  $0.25\text{ m}^2$  contendo Latossolo Vermelho Amarelo, Organossolo e Nitossolo, dispostos em suportes de concreto da área experimental controlada do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN) conforme ilustrado na Figura 4.1.



**Figura 4.1:** Área experimental IRD/SEAIA

Os vasos foram preparados colocando-se no fundo uma camada de brita e areia com cerca de 5 cm de altura para facilitar a drenagem da água de irrigação.

Em seguida, vaso por vaso, foram feitas as misturas das amostras de solo com diferentes doses de composto orgânico conforme apresentado na Tabela 4.1. O Latossolo e o Nitossolo receberam os seguintes tratamentos: composto orgânico na dose recomendada para o rabanete ( $2 \text{ kg.m}^{-2}$ ), o dobro da dose recomendada e sem adição de composto. O Organossolo foi selecionado como referência de solos naturalmente ricos na matéria orgânica. Cerca de 40 cm da mistura de solo foi adicionada aos vasos. Este solo foi fisicamente isolado do material de drenagem com tela plástica com malha de 0,5 cm (ver Figura 4.2). Na base dos vasos foi colocado um prato equipado com um dreno para facilitar a coleta da água de drenagem.

Para se avaliar o efeito da adição de matéria orgânica na transferência solo-planta de radionuclídeos os solos foram contaminados artificialmente com a rega de 1 L de solução contendo  $1,1\text{E}+04 \text{ Bq.L}^{-1}$  de  $^{137}\text{Cs}$  e  $7,4\text{E}+03 \text{ Bq.L}^{-1}$  de  $^{60}\text{Co}$ , diretamente na superfície dos solos de cada vaso.

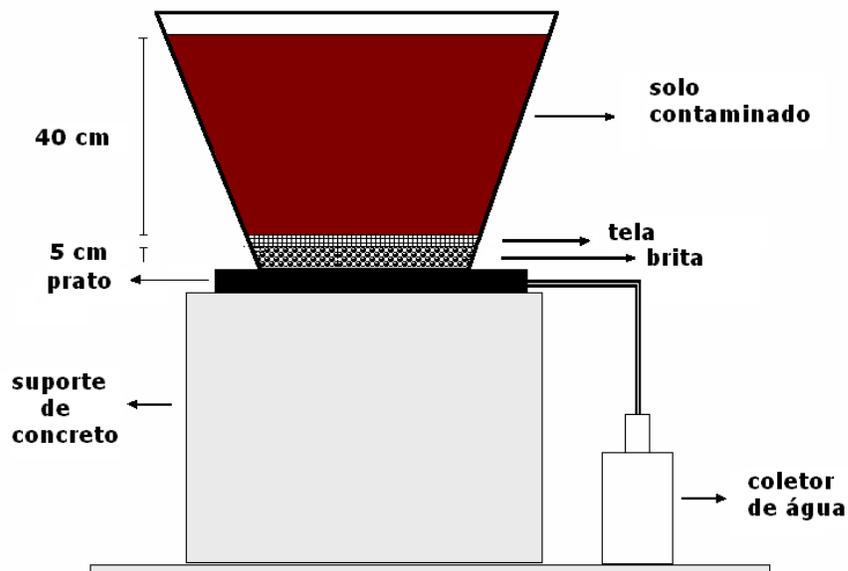
Esse experimento inicialmente foi realizado em duplicata, porém em maio de 2005 as duplicatas foram misturadas em um só vaso e foram então contaminadas também com  $^{241}\text{Am}$  e  $^{239}\text{Pu}$ , porém estes elementos ainda estão sendo analisados e não serão abordados no escopo desta dissertação.

**TABELA 4.1: Delineamento experimental**

Tipo de solo	Dosagem do composto orgânico adicionado
Latossolo Vermelho Amarelo	0
Latossolo Vermelho Amarelo	2 kg.m <sup>-2</sup>
Latossolo Vermelho Amarelo	4 kg.m <sup>-2</sup>
Nitossolo	0
Nitossolo	2 kg.m <sup>-2</sup>
Nitossolo	4 kg.m <sup>-2</sup>
Organossolo	0

Neste estudo foi utilizado o composto orgânico resultante da varredura de folhas das ruas do município de Pinheiral, realizada pela Unidade de Compostagem do Material Orgânico de Pinheiral (UCEMOP) e em convênio com o Colégio Agrícola Nilo Peçanha.

Durante os períodos sem cultivo, os vasos foram cobertos com saco plástico para protegê-los de possíveis perdas de solos contaminados (respingos e ressuspensão) devido a intempéries.



**Figura 4.2: Montagem dos vasos**

## **4.2. PROCESSAMENTOS USADOS NOS SOLOS PARA O EXPERIMENTO**

Conforme descrito anteriormente, para este experimento selecionaram-se solos representativos de áreas agrícolas brasileiras, como o Latossolo e o Nitossolo.

Após a montagem dos vasos, foram coletadas 4 amostras em diferentes profundidades. É importante lembrar que por se tratar de solos misturados, esta coleta não tem por finalidade avaliar a distribuição vertical dos radionuclídeos, mas sim realizar uma amostragem de quatro pontos distintos do vaso, de modo a construir uma média mais representativa do experimento.

Os solos coletados receberam o seguinte tratamento: logo após a coleta os solos foram pesados (peso úmido), depois levados à estufa por 3 dias a 80°C, para se obter o peso seco, e em seguida foram peneirados e colocados em geometria apropriada (potes tipo de sorvete com capacidade de 250g). Para as determinações por espectrometria gama foram utilizados detectores de cristal de germânio (Ge) hiper-puro com eficiências relativas de 20%, 25%, 30% ou 40%, dependendo da disponibilidade do laboratório.

Análises pedológicas dos solos foram realizadas segundo protocolo de rotina descrito no manual da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997), sendo determinados os seguintes parâmetros: granulometria, C, pH, CTC, teores de P, K, Ca, Mg, Si, Fe, Al e mineralogia das argilas. Estes dados permitirão verificar quais são as características dos solos relacionados à maior ou menor transferência para as plantas como os potenciais de solubilização de cada um dos radionuclídeos e elementos traços estudados.

### 4.3. CULTIVO E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS DE RABANETE

Para este experimento, a cultura escolhida foi o rabanete (*Raphanus sativus*, L.), pelo fato de ser uma espécie de cultivo fácil, de ciclo curto (30 dias), cuja parte comestível se desenvolve em contato direto com o solo contaminado, além do fato de ser consumido em diversos países do mundo (Figura 4.3).

Após a colheita as plantas receberam o seguinte tratamento: separação das folhas e raízes, lavagem das raízes para retirada do solo, secagem ao ar por três horas e pesagem para obtenção do peso úmido. Secagem a 105°C, por 24 horas, para obtenção do peso seco das amostras.

Após a calcinação das amostras secas, (400°C por 24 h), as amostras de cinza foram misturadas a 3 mL de ácido nítrico, deixando-se evaporar num intervalo entre 150°C e 200°C. Em seguida as amostras foram calcinadas a 400°C por 3 horas, o resíduo diluído a 250 mL de água bidestilada para medida direta do <sup>137</sup>Cs e do <sup>60</sup>Co por espectrometria gama com cristal de Ge hiper-puro no Serviço de Análise Ambiental do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (SEANA/IRD). Após as análises radiométricas as amostras foram encaminhadas para a determinação dos elementos estáveis por espectrofotometria de emissão atômica por indução de plasma (ICP-AES) na EMBRAPA/Solos.



**Figura 4.3: Foto do cultivo de rabanete na área experimental**

#### **4.4. O FATOR DE TRANSFERÊNCIA SOLO/PLANTA**

O fator de transferência solo/planta (FT) foi determinado considerando a razão entre o conteúdo total do radionuclídeo presente na parte comestível da planta, cultivada segundo recomendações agronômicas regionais, e o conteúdo total do radionuclídeo presente no solo (IUR, 1989):

$$FT = A_p/A_s,$$

Onde:

$A_p$  = Atividade na parte comestível da planta ( $Bq.kg^{-1}$  de peso seco)

$A_s$  = Atividade nos primeiros 20 cm do solo ( $Bq.kg^{-1}$  de peso seco).

#### 4.5. EXPERIMENTOS EM BATELADA

Os experimentos em batelada (*batch*) tiveram como objetivo o estudo da dessorção para diferentes condições dos solos (pH) estudados, utilizando metodologia similar àquela utilizada para determinação do Kd (COUGHTREY & THORME, 1983).

Foram utilizados cerca de 5 g de solo em contacto por 72 horas com reagentes capazes de modificar o pH do meio, de acordo com as condições operacionais descritas na Tabela 4.2. Medidas diretas da atividade do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$  nos extratos foram feitas por espectrometria gama com um detector de Ge no Serviço de Análises Ambientais do IRD. Após as análises radiométricas, os extratos de solo foram encaminhados para a determinação dos elementos estáveis por espectrofotometria de emissão atômica por indução de plasma (ICP-AES) na EMBRAPA Solos.

**TABELA 4.2: Descrição das condições operacionais para o experimento de dessorção em função do pH.**

<b>Experimento</b>	<b>Condições operacionais m=5g de solo; volume final =250mL</b>	<b>Variações de pH</b>
1	10mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 2mL HNO <sub>3</sub> (0,5 M); 88mL de H <sub>2</sub> O bidestilada	0 -1
2	10mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 80mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ;10mL H <sub>2</sub> O bidestilada	3 -4
3	10 mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 80mL de Hidroxilamina (0,1M)	3 – 4
4	10mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 90mL H <sub>2</sub> O bidestilada	3 – 6
5	100mL H <sub>2</sub> O bidestilada.	3 – 7
6	10mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 50mL NaOH (0,01M); 40mL H <sub>2</sub> O bidestilada.	8 – 11
7	10mL NaNO <sub>3</sub> (0,1M); 90mL NaOH (0,1M).	11 - 13

## 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 – PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS SOLOS ESTUDADOS

As principais propriedades físico-químicas dos solos estudados estão descritas na Tabela 5.1. De acordo com estes resultados podemos observar que estes solos diferem entre si principalmente no que se refere aos teores de nutrientes (Ca, K, P e Mg), ao conteúdo de matéria orgânica (MO) e quanto à capacidade de troca catiônica (CTC), ou seja, principalmente propriedades que podem afetar os mecanismos de sorção e absorção de radionuclídeos em solos (WASSERMAN *et al.*, 2002, PORTILHO, 2005). De acordo ainda com os resultados apresentados na Tabela 5.1, podemos observar que todos os solos estudados são ácidos e a maioria apresenta textura argilosa.

**TABELA 5.1 – Resultados das análises químicas e físicas dos solos estudados**

PARÂMETROS	Latossolo (Lat)	Nitossolo (Nit)	Organossolo (Org)
P (mg. kg <sup>-1</sup> )	1	12	16
K <sup>+</sup> (cmol.kg <sup>-1</sup> )	0,03	0,04	0,19
Ca <sup>+2</sup> (cmol.kg <sup>-1</sup> )	1,5	1,4	0,5
Mg <sup>+2</sup> (cmol.kg <sup>-1</sup> )	0,3	0,7	nd
Al <sup>3+</sup> (cmol.kg <sup>-1</sup> )	1,6	3	9,3
H <sup>+</sup> (cmol.kg <sup>-1</sup> )	3,5	5,4	26,2
pH (água)	4,9	4,7	4,5
pH (KCl)	3,7	3,7	3,4
MO (%)	3,8	4,7	22,7
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	49	155	41
MnO (g.kg <sup>-1</sup> )	0,08	0,34	0,08
CTC (cmol.kg <sup>-1</sup> )	5,9	10,6	37,4
<sup>137</sup> Cs (Bq.kg <sup>-1</sup> (p.s)± sd)	4810±463	6335±271	5955±307
<sup>60</sup> Co (Bq.kg <sup>-1</sup> (p.s)± sd)	2304±32	5689±88	4844±414
% argila	44	50	48
% areia	13	13	38
Textura	Argilo-siltosa	Argilosa	Argilosa
Mineralogia Predominante	Caulinita	Caulinita	Caulinita

O Latossolo Vermelho Amarelo deste estudo apresentou valores de pH muito baixos, textura argilo-siltosa, alto teor de matéria orgânica, média CTC e, com exceção do Mg, que apresentou teor médio, teores muito baixos ou baixos de nutrientes (P, K, Ca), considerando valores médios observados em solo brasileiros de acordo com SERRAT *et al* (2006). Os teores de H<sup>+</sup> encontrados foram elevados segundo os critérios de DA LUZ (1988) e a acidez de troca (Al<sup>3+</sup>) está na faixa prejudicial ao cultivo de plantas porque o seu teor de Al<sup>3+</sup> está acima de 0,5 cmol.kg<sup>-1</sup>.

Os Latossolos são formados por perfis de solos que sofreram o processo de latolização, anteriormente denominado de laterização. A latolização é um processo pedogenético típico de regiões quentes e úmidas, localizadas nos trópicos e subtropicais, onde a sílica e os cátions (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> etc.) são lixiviados, ocasionando concentrações de óxidos de ferro e alumínio. O principal agente de formação destes solos é o clima. A constante ocorrência de chuvas possibilita o processo de hidrólise dos minerais silicatados, formando os argilo-minerais e os sesquióxidos de ferro e alumínio. As altas temperaturas aceleram tais processos possibilitando a ocorrência de profundas camadas de solos com horizonte B evoluído (Latossolos). Assim, mais de 95% dos Latossolos são ácidos e distróficos, com baixo teor de minerais primários e pouca reserva de nutrientes para as plantas (DE-POLLI *et al.*,1988),

O Nitossolo deste estudo também apresentou valores de pH muito baixo, textura argilosa, alto teor de matéria orgânica, alta CTC e, com exceção do Mg, que apresentou teor médio, teores muito baixo ou baixo de nutrientes (P, K, Ca), considerando valores médios observados em solo brasileiros de acordo com SERRAT *et al* (2006). Os teores de H<sup>+</sup> encontrados foram elevados segundo os critérios de DA LUZ (1988) e a acidez de troca

(Al<sup>3+</sup>) está na faixa prejudicial ao cultivo de plantas porque o seu teor de Al<sup>3+</sup> está acima de 0,5 cmol<sub>c</sub>kg<sup>-1</sup>.

Embora os resultados de H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> dos solos estudados possam indicar a correção do pH com calagem para que o cultivo do rabanete apresentasse melhor produtividade, esta prática não foi utilizada para evitar interferência na avaliação das condições originais dos solos e do efeito da adubação orgânica (PORTILHO, 2005).

Já os Organossolos são solos ricos em matéria orgânica, originada de acumulações em grau variável de decomposição, depositada em ambientes mal a muito mal drenados, ou em ambientes úmidos de altitude elevada, que estão saturados com água por poucos dias no período de alta intensidade pluviométrica, de colorações pretas, cinzentas e elevados teores de carbono orgânico (IBGE, 2004). O elevado conteúdo de matéria orgânica confere elevada CTC ao solo evidenciando o elevado poder de sorção destes solos, muito embora, como se pode observar na Tabela 5.1, o complexo sortivo está saturado principalmente com H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup>, em detrimento da sorção de nutrientes essenciais (Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup> e K<sup>+</sup>), o que compromete a fertilidade destes solos.

Apesar do cuidado na padronização da contaminação, o teor total final dos radionuclídeos nos solos variou, tanto entre os diferentes tipos de solos (Tabela 5.1), como em profundidade (ver Anexo I): a rega manual dificultou a homogeneização na distribuição da solução radioativa; além disso, com algumas propriedades dos solos modificadas pela adubação orgânica, modificando, conseqüentemente a capacidade de sorção dos solos, a distribuição vertical dos radionuclídeos e o teor médio do radionuclídeo nos vasos variaram, mesmo com a mistura provocada pelo revolvimento da terra para o plantio. Segundo a IUR (1989) este procedimento de contaminação apresenta variações de até 30% do valor médio esperado no solo, considerando a concentração do elemento radioativo na

solução de rega. No entanto, as diferenças observadas nas concentrações dos radionuclídeos entre os vários vasos foram inferiores a 10% para um mesmo tipo de solo e inferiores a 25% entre solos, conforme os valores médios da concentração de  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  por tipo de solo e seus respectivos desvios, apresentados na Tabela 5.1.

## 5.2. A DESSORÇÃO DO $^{60}\text{Co}$ EM FUNÇÃO DE VARIAÇÕES NO pH

Para a compreensão básica dos mecanismos de sorção é necessário avaliar separadamente os efeitos de parâmetros físico-químicos mais importantes como o pH, a força iônica e a concentração dos radionuclídeos. Neste estudo apresentamos os resultados da dessorção de radionuclídeos em função de pH, com força iônica constante, padronizada pela adição de 10 mL de  $\text{NaNO}_3$  0,1M em todas as amostras e com a mesma concentração de radionuclídeos na solução utilizada para a contaminação dos solos nos vasos. Com a exceção do experimento que recebeu somente água destilada que não será discutido juntamente com os experimentos padronizados.

A Figura 5.1 apresenta os resultados da percentagem de dessorção do  $^{60}\text{Co}$  total em função de variações no pH induzidas por reagentes químicos diversos nos Latossolos com aporte de matéria orgânica, sem aporte de matéria orgânica e no Organossolo. De acordo com estes resultados, podemos observar que a maior sorção do  $^{60}\text{Co}$  no Latossolo ocorreu na faixa de pH entre 5 a 10. Ainda de acordo com esta figura podemos observar que em ambientes de elevada acidez, a dessorção do  $^{60}\text{Co}$  pode ser superior a 80% do total, tanto para os Latossolos, independente do teor de matéria orgânica presente neste solo, como no Organossolo. Em  $\text{pH} < 1$ , a dessorção pode ser associada à liberação do elemento em solução devido à destruição de algum componente do solo que seja instável neste valor de pH em temperatura ambiente, como os ácidos fúlvicos e óxidos de Fe e Mn. Podemos notar que condições alcalinas também são capazes de mobilizar teores de  $^{60}\text{Co}$  superiores a 20% do total, principalmente a pH12 (Figura 5.1), indicando que óxidos de Fe e ácidos húmicos também podem estar desempenhando um papel chave na sorção do  $^{60}\text{Co}$ , visto que estes compostos são destruídos em pH12 (WASSERMAN *et al*, 2005). O papel dos ácidos

húmicos pode ser melhor visualizado pela maior mobilização do  $^{60}\text{Co}$  observada nos valores de pH acima de 12 no Organossolo.

Em pH 12, os solos que receberam adubação orgânica apresentaram menor mobilização de  $^{60}\text{Co}$  em comparação com o solo que não recebeu nenhum aporte extra de matéria orgânica. Neste caso, a menor dessorção do  $^{60}\text{Co}$  em pH 12 em solos com aporte de matéria orgânica parece ser indicativo de que a complexação com compostos orgânicos, modifica a sorção do  $^{60}\text{Co}$ . Os resultados apresentados neste estudo de dessorção do  $^{60}\text{Co}$  foram bastante coerentes com os resultados obtidos por WASSERMAN *et al* (2006) no que se refere à partição geoquímica do  $^{60}\text{Co}$ , no mesmo experimento, porém em anos anteriores. WASSERMAN *et al* (2006) onde investigaram o comportamento biogeoquímico do  $^{137}\text{Cs}$  e do  $^{60}\text{Co}$  através da aplicação do protocolo de extração sequencial englobando 5 fases físico-químicas, operacionalmente definidas como: **fase ácida** [ $\text{CH}_3\text{COOH} + \text{CH}_3\text{COONa}$  1:1; elementos trocáveis e prontamente biodisponíveis]; **Fase facilmente redutível** [ $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$  (0,1 M); elementos associados aos óxidos de manganês e compostos lábil de ferro]; **Fase oxidável** [ $\text{H}_2\text{O}_2$  (30%) +  $\text{HNO}_3$ ; pH2; elementos associados à matéria orgânica lábil]; **Fase alcalina** [ $\text{NaOH}$  (0,1 M); elementos aos compostos de Fe e aos compostos orgânicos mais refratários]; **Fase resistente** [água régia a  $50^\circ\text{C}$ .30min $^{-1}$ ; elementos indisponíveis para processos de transferência]. Segundo estes autores, o  $^{60}\text{Co}$  no Latossolo encontrava-se principalmente associado aos óxidos de Mn e fracamente adsorvido aos componentes orgânicos e minerais do solo. Com a adição do composto orgânico, a partição geoquímica do  $^{60}\text{Co}$  no Latossolo foi modificada, aumentando sua concentração nas fases oxidáveis e alcalinas (ficando respectivamente associado à matéria orgânica mais lábil e refratária), reduzindo a fração biodisponível. Ficou assim evidenciado a afinidade do  $^{60}\text{Co}$  por compostos orgânicos e o papel desses compostos na imobilização do  $^{60}\text{Co}$  nos solos.

Na faixa de pH que variou de 3 a 5, duas condições experimentais diferentes obtiveram valores de pH muito próximos: o experimento 3, com hidroxilamina e o experimento 2, com água oxigenada (ver Anexo II). Segundo o protocolo de WASSERMAN *et al.*, 2005, que utiliza os mesmos reagentes também à temperatura ambiente, o experimento 3 se refere aos elementos associados aos óxidos de Mn e o experimento 2 se refere aos elementos associados à matéria orgânica facilmente oxidada. Corroborando estudos anteriores que evidenciam a importância dos óxidos de Mn no comportamento biogeoquímico do  $^{60}\text{Co}$  (PORTILHO, 2005 e ROSA 2006, WASSERMAN *et al* 2007), a maior mobilização do  $^{60}\text{Co}$  ocorreu associada ao experimento com hidroxilamina, ou seja, o cobalto foi liberado em solução com a provável destruição dos óxidos de Mn (49, 42 e 7%, respectivamente para Lat, Lat 2  $\text{kg.m}^{-2}$  e Lat 4  $\text{kg.m}^{-2}$ ). No entanto, ainda na faixa de pH de 2 a 4, o aumento da dessorção do  $^{60}\text{Co}$  no solo que recebeu maior aporte de matéria orgânica (23% de  $^{60}\text{Co}$  no Lat com 4  $\text{kg.m}^{-2}$ , ver Anexo II), em relação ao solo que não recebeu adubo (14% de  $^{60}\text{Co}$  no Lat experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$ , ver Anexo II), pode indicar que cerca de 10% do  $^{60}\text{Co}$  adicionado se associou aos compostos orgânicos. Em pH muito alcalino ( $\text{pH} > 12$ ) a dessorção pode ser associada à destruição dos óxidos de Fe e ácidos húmicos, conforme interpretação de WASSERMAN *et al.* (2005), para a extração alcalina, cuja condição experimental é semelhante ao experimento fortemente alcalino. Assim, a condição de  $\text{pH} > 10$  libera em solução elementos antes co-precipitados com óxidos de Fe ou complexados ou mesmo adsorvidos aos compostos orgânicos.

Os resultados da dessorção do  $^{60}\text{Co}$  em função do pH evidenciam a imobilização do  $^{60}\text{Co}$  nos Latossolos, principalmente na faixa de pH dos solos aceitável para o cultivo da maioria espécies vegetais, isto é, na faixa de 5 a 7.

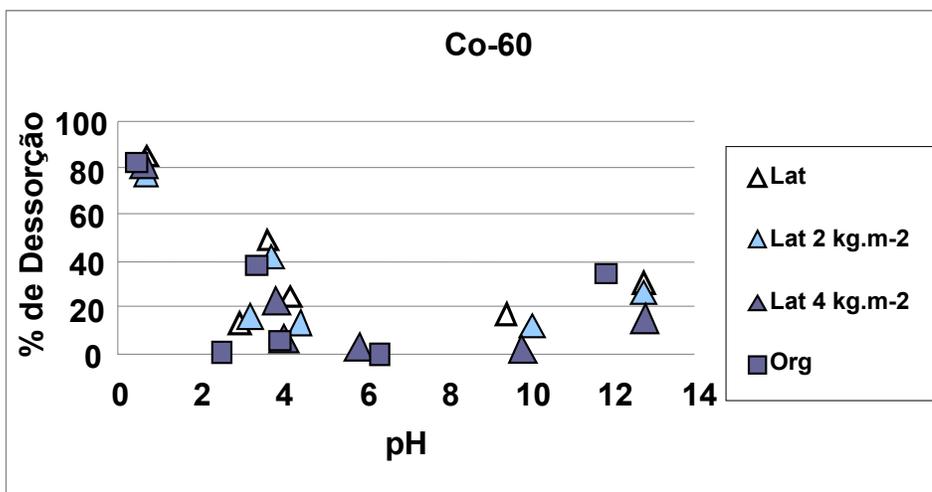
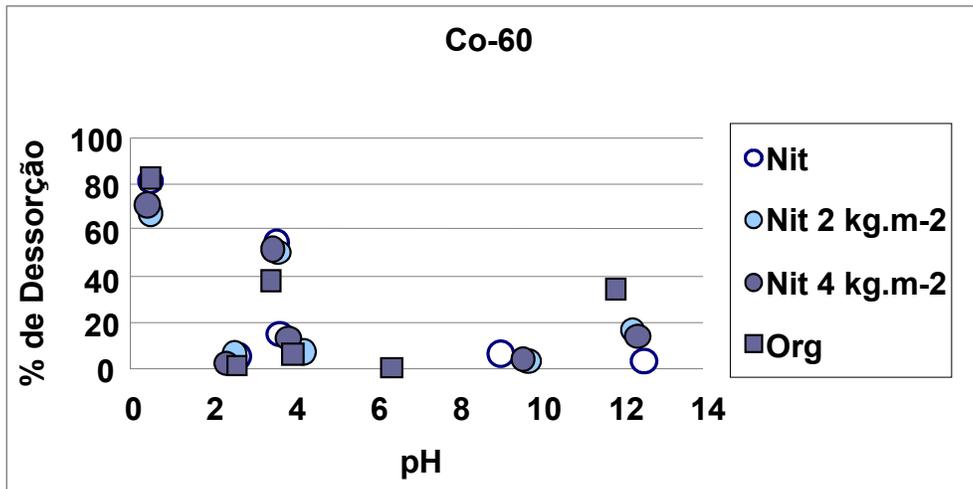


Figura 5.1 – Percentagem de dessorção do <sup>60</sup>Co dos Latossolos e do Organossolo.

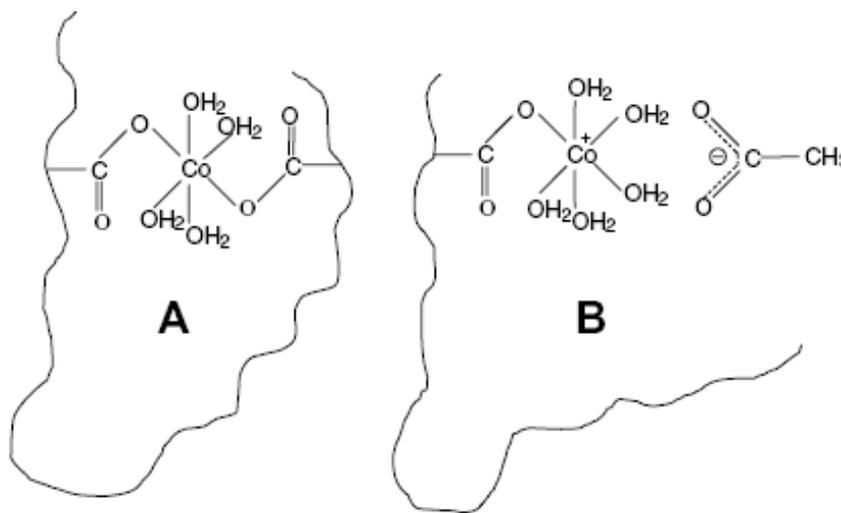
A Figura 5.2 apresenta os resultados da dessorção do <sup>60</sup>Co em função de variações no pH induzidas por reagentes químicos diversos nos Nitossolos com aporte de matéria orgânica, sem aporte extra de matéria orgânica e no Organossolo. Assim como ocorreu no Latossolo, o Nitossolo, também apresentou a maior sorção de <sup>60</sup>Co na faixa de pH entre 5 a 10. De acordo com os resultados apresentados na Figura 5.2, podemos observar que, em ambientes de elevada acidez, a dessorção do <sup>60</sup>Co pode ser superior a 80% do total, sendo que as maiores percentagens de dessorção em meio ácido ocorreram no Organossolo e no Nitossolo sem adubo orgânico e em pH inferior a 1. Neste valor de pH a dessorção pode ser associada à liberação do elemento em solução devido à destruição de algum componente do solo, instável em temperatura ambiente neste valor de pH, como os ácidos fúlvicos e óxidos de Fe, Mn e Al, conforme discutido anteriormente. A menor dessorção observada em meio ácido (6 a 2% do <sup>60</sup>Co) ocorreu no experimento com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, associado à destruição de matéria orgânica facilmente oxidada, indicando a menor influência da adição da matéria orgânica lábil na sorção do <sup>60</sup>Co nos Nitossolos. No Organossolo, somente 1% do <sup>60</sup>Co foi

liberado em solução no experimento com  $H_2O_2$  (ver Anexo II), enquanto o experimento com hidroxilamina, em teoria associado aos óxidos de Mn, liberou importantes teores de  $^{60}Co$  do Nitossolo (55, 50 e 52%, respectivamente para Nit, Nit 2  $kg.m^{-2}$  e Nit 4  $kg.m^{-2}$ ) do Organossolo (38%). A maior concentração de óxidos de Mn nas amostras do Nitossolo, comparada com a concentração no Organossolo e Latossolo, parece evidenciar a importância deste componente para a dinâmica geoquímica do  $^{60}Co$ . No entanto, podemos observar que condições alcalinas também são capazes de mobilizar teores de  $^{60}Co$  superiores a 20% do total, principalmente a pH12 e esta mobilização foi maior no Organossolo (34%) e nos Nitossolos com adubo orgânico (17 e 14% respectivamente para Nit 2  $kg.m^{-2}$  e Nit 4  $kg.m^{-2}$  ver Figura 5.2 e Anexo II). Segundo os resultados de extração sequencial de WASSERMAN *et al.* (2007), o  $^{60}Co$  no Nitossolo encontrava-se principalmente associado à fase ácida, indicando sua elevada disponibilidade potencial para absorção radicular e à predominância de  $^{60}Co$  trocável. O  $^{60}Co$  também encontrava-se bem distribuído nas outras fases avaliadas. Estes autores puderam observar que a adição do composto orgânico modificou a distribuição do  $^{60}Co$  no solo, reduzindo proporcionalmente a biodisponibilidade (fase ácida) e aumentando sua concentração nas fases alcalinas e oxidáveis. No estudo de WASSERMAN *et al.* (2007) foi observada a correlação significativa da concentração de  $^{60}Co$  na fase oxidável com os teores de matéria orgânica dos solos ( $n=7$ ;  $r = 0,850$ ,  $r_{0,995}=0,834$ ), indicando que a adição de matéria orgânica foi capaz de imobilizar o  $^{60}Co$  em suas estruturas, ao invés de deixar fracamente adsorvido e disponível para a absorção por plantas. O resultado da dessorção do  $^{60}Co$  em  $pH > 12$  confirma esse processo, visto que a maior dessorção foi observada nos solos com os maiores teores de matéria orgânica, matriz essa destruída nestes valores de pH.



**Figura 5.2:** Percentagem de dessorção do <sup>60</sup>Co dos Nitossolos e do Organossolo.

No que se refere ao <sup>60</sup>Co, GHABBOUR *et al.*(2007) e PAL *et al.*, (2007) observaram que o grupo carboxila dos composto orgânicos parece ser o grande responsável pela fixação do Co nos solos através da complexação do cobalto por dois grupos ácidos de uma mesma molécula (caso A) ou pela complexação do cobalto pela carboxila pertencente à outra molécula (caso B), comportamento este ligado ao efeito do pH na matéria orgânica, como é possível observar na Figura 5.3:



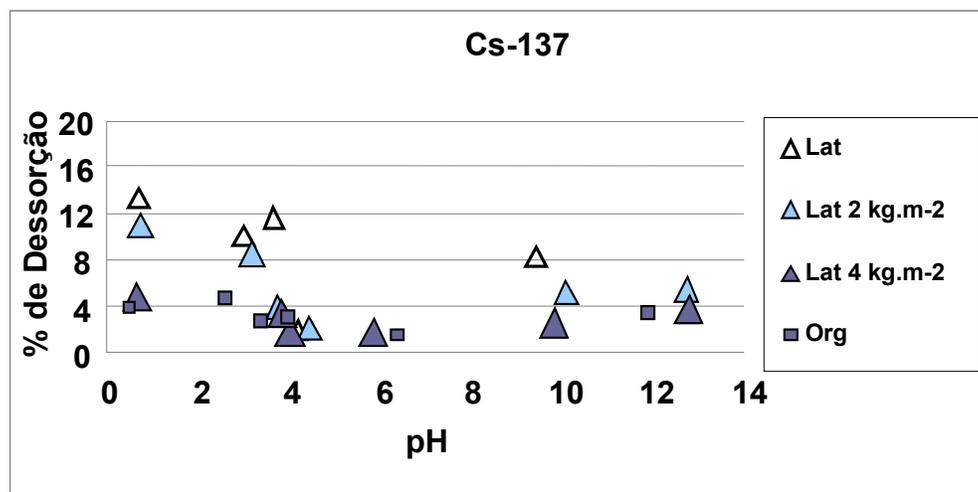
**Figura 5.3: Formação de quelantes pelos grupos carboxila dos ácidos húmicos com o íon Co (figura extraída de GHABBOUR *et al.* ,2007).**

A maior dessorção do  $^{60}\text{Co}$  pela água destilada (experimento 5) ocorreu no Latossolo sem adubo orgânico (9%) e no Nitossolo com  $4 \text{ kg.m}^{-2}$  de adubo (13%). No Organossolo, a água destilada foi capaz de mobilizar 3% do  $^{60}\text{Co}$ , conforme anexo II. Nos outros solos do experimento não foi possível observar nenhuma dessorção. Esses valores indicam a perda que pode ocorrer por lixiviação, considerando que os valores de pH do experimento 5 ficaram muito próximos dos valores de pH medido *in situ*.

### 5.3. DESSORÇÃO DO $^{137}\text{Cs}$ EM FUNÇÃO DE VARIAÇÕES NO pH:

A Figura 5.4 apresenta os resultados da dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  em função de variações no pH induzidas por reagentes químicos diversos nos Latossolos com aporte de matéria orgânica, sem aporte de matéria orgânica e no Organossolo. De acordo com estes resultados, podemos observar que nestes solos, a maior sorção do  $^{137}\text{Cs}$  ocorreu na faixa de pH entre 6 e 10. Podemos observar que em ambientes de elevada acidez ( $\text{pH} < 1$ ), a dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  foi de 13,4 % do total, sendo que este valor corresponde à dessorção máxima observada para o  $^{137}\text{Cs}$  e ocorreu no Latossolo sem aporte de composto orgânico. Como observado na discussão do item 5.2, nestes valores de pH ocorre a destruição de vários suportes minerais e orgânicos, mesmo à temperatura ambiente, não sendo possível atribuir essa dessorção a nenhum componente em especial, pelo menos com base nas análises realizadas no escopo deste trabalho. De acordo com os resultados apresentados na Figura 5.4 podemos notar que cerca de 8% do  $^{137}\text{Cs}$  adicionado foi mobilizado em condições alcalinas, sendo que a maior dessorção ocorreu nos solos com menor teor de matéria orgânica. Estes resultados evidenciam aqui o efeito dos óxidos de ferro na retenção do  $^{137}\text{Cs}$  em Latossolos, visto que, em pH levemente alcalino, esses compostos apresentam predominância de carga negativa e passam a reter muito mais os cátions, porém, com a destruição deste suporte, nos valores de pH próximo a 12, esses cátions retidos são facilmente mobilizados. Se este elemento estivesse associado à matéria orgânica que foi adicionada, com a destruição da matéria orgânica que também pode ocorrer nos valores de pH acima de 12, seria esperado que a maior dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  ocorresse principalmente nos Latossolos com os maiores teores de matéria orgânica, fato este que não foi observado.

Segundo os resultados de extração seqüencial de WASSERMAN *et al.* (2007), a biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  no Organossolo é baixa, e nestes solos o  $^{137}\text{Cs}$  encontra-se principalmente associado às fases oxidáveis e alcalinas, o que é esperado, face a representatividade dos compostos orgânicos nos Organossolos. Ainda de acordo com os resultados de WASSERMAN *et al.* (2007), foi possível observar que a adição do composto orgânico modificou a partição geoquímica do  $^{137}\text{Cs}$  em Latossolos, reduzindo proporcionalmente a biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  (fase ácida) e aumentando sua concentração na fase alcalina (elementos associados à matéria orgânica e aos óxidos de ferro). Neste estudo, a dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  em meio fortemente alcalino (experimento 7) mobilizou, no Organossolo, 3,5% do  $^{137}\text{Cs}$  e, nos Latossolos com adubo orgânico, 5,4 e 3,8 % respectivamente, para 2 kg.m<sup>-2</sup> e 4 kg.m<sup>-2</sup>, em comparação com 3,4% no Latossolo sem adubo orgânico (ver Anexo II e Figura 5.4).



**Figura 5.4: Percentagem de dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  dos Latossolos e do Organossolo**

Os resultados apresentados na Figura 5.5 para o Nitossolo evidenciam que muito pouco  $^{137}\text{Cs}$  foi mobilizado deste solo em uma ampla gama de pH. No Nitossolo sem adubo orgânico, a maior dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  ocorreu no experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$  (5,4%), seguida dos experimentos com ácido nítrico (4,3%) evidenciando o papel dos compostos orgânicos. Cerca de 3,3% do  $^{137}\text{Cs}$  também foi mobilizado com hidroxilamina, ressaltando ainda a importância do papel dos óxidos de Mn também na sorção do  $^{137}\text{Cs}$ . A retenção do  $^{137}\text{Cs}$  foi maior no Nitossolo do que no Latossolo, mesmo em meio ácido. Nos Nitossolos que receberam adubo orgânico na dosagem de  $2 \text{ kg.m}^{-2}$ , a maior dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  ocorreu no experimento mais alcalino (12,1%), seguida do experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$  (4,3%), o que evidencia o papel de compostos orgânicos, muito embora o papel dos óxidos de Fe e Mn na sorção do  $^{137}\text{Cs}$  não possa ser negligenciado, visto que, 3,5% do Cs foi dessorvido na presença de hidroxilamina e 2,9% em meio fortemente ácido. De acordo com os resultados de WASSERMAN *et al.* (2007), foi possível observar que a adição do composto orgânico também modificou a partição geoquímica do  $^{137}\text{Cs}$  em Nitossolos (ver Figura 5.6), reduzindo proporcionalmente a biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  (fase ácida) e aumentando sua concentração na fase alcalina (elementos associados à matéria orgânica e aos óxidos de ferro).

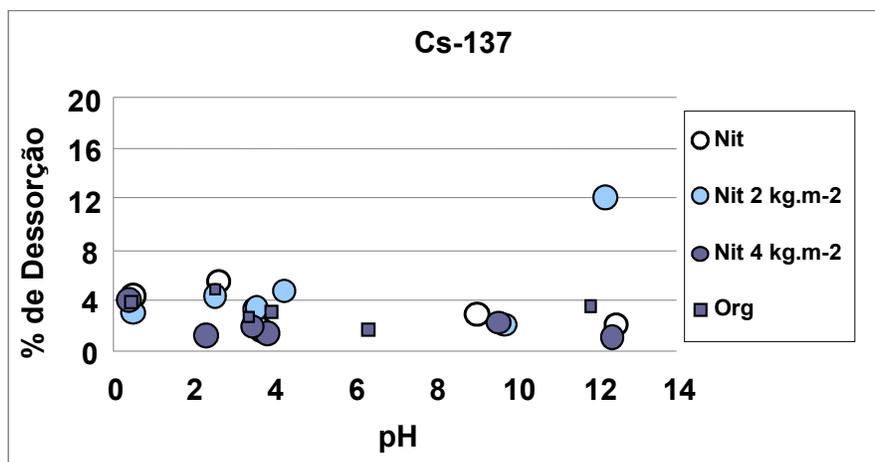
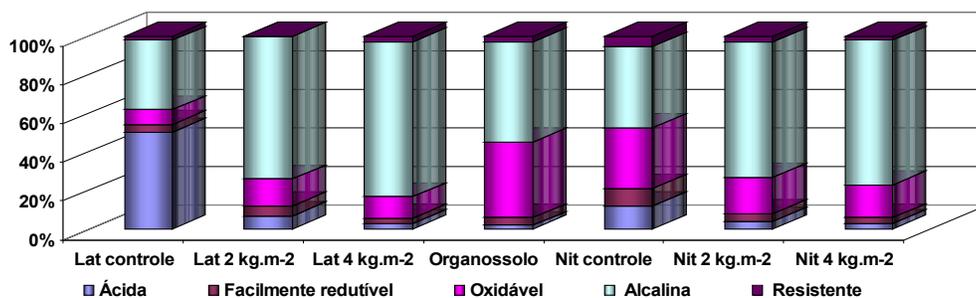


Figura 5.5: Percentagem de dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  dos Nitossolos e do Organossolo.



**Figura 5.6: Partição geoquímica do <sup>137</sup>Cs em Latossolo (Lat) e Nitossolo (Nit) com doses variadas de composto, comparadas com a partição geoquímica do <sup>137</sup>Cs em Organossolo (extraído de WASSERMAN *et al* (2007)).**

Foi possível observar que, quando o pH se encontra entre 5 e 6, a percentagem dessorvida do <sup>137</sup>Cs ficou abaixo do limite de detecção. Esta tendência também foi relatada em trabalhos feitos por NAKAMARU *et al.* (2007) e GIANNAKOPOULOU *et al.*(2007) para o <sup>137</sup>Cs, nos quais foi observado que quanto mais próximo de 7 for o pH, maiores são os valores de Kd, que significa, em termos práticos, uma menor dessorção.

Segundo SHIMMACK *et al.* (1994), tanto a mobilidade do <sup>137</sup>Cs como a do <sup>60</sup>Co podem ser modificadas pela matéria orgânica, sendo que neste processo o <sup>60</sup>Co é mais sensível que o <sup>137</sup>Cs. O <sup>60</sup>Co, quando se encontra livre dos sítios ativos orgânicos que o adsorvem, passa a ter alta mobilidade, enquanto que o <sup>137</sup>Cs, quando se encontra livre da fase orgânica, pode ser adsorvido em argilo-minerais (SHAWKY, 1999; LUX *et al.* 1995), reduzindo sua mobilidade. Ainda assim, a maior dessorção do <sup>137</sup>Cs em pH ácido, ao que se refere à fase inorgânica, se justifica pela competição ente o Cs<sup>+</sup> e o H<sup>+</sup>, nos sítios ativos na fase inorgânica (SHIMMACK *et al.* 1994; KUBICA *et al.*, 2007).

Os resultados obtidos nestes experimentos evidenciam maior sorção do <sup>137</sup>Cs do que do <sup>60</sup>Co, visto a dessorção máxima do <sup>60</sup>Co ter sido de 85%, enquanto a dessorção máxima

do  $^{137}\text{Cs}$  ter sido de 13,4% ambos radionuclídeos mobilizados em  $\text{pH} < 1$  e no Latossolo sem aporte de matéria orgânica.

Vale a pena mencionar que dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  pela água destilada (experimento 5) só ocorreu para o Nitossolo com  $2 \text{ kg.m}^{-2}$  de adubo (1,3%) e para o Latossolo com  $4 \text{ kg.m}^{-2}$  de adubo orgânico (1,1%, conforme Anexo II), enquanto no Organossolo, a água destilada não foi capaz de dessorver o  $^{137}\text{Cs}$ .

#### 5.4. DESSORÇÃO DOS ELEMENTOS TRAÇOS E MAIORES

O Fe, Al e Mn foram solubilizados principalmente em  $\text{pH} < 4$  em todos os tipos de solos, inclusive nos que receberam aporte de composto orgânico (Figuras 5.7 a 5.12). Segundo BUCKMAN & BRADY (1966) citados em MELLO *et al* (1983), se o pH de um solo for igual ou inferior a 5, as concentrações de Fe, Al e Mn na solução do solo aumentam e atingem níveis tóxicos para as plantas. Os resultados da dessorção do Fe, Al e Mn no Latossolo, Nitossolo e Organossolo, apresentados nas Figuras 5.7 a 5.12 indicam que a maior dessorção em pH ácido ocorreu no Organossolo e as menores, nos solos sem aporte de composto orgânico. Segundo MELLO *et al* (1983), a matéria orgânica em meio ácido pode reduzir óxidos, e aumentar a solubilização dos mesmos, o que explicaria os maiores valores de dessorção do Fe, Al e Mn nos Organossolos e nos solos com adubo orgânico. Neste estudo, as condições ácidas solubilizaram até 20% do Mn, 15% de Fe e até quase 5% do Al total observado no solo. Estas porcentagens indicam o potencial tóxico destes elementos em solos tropicais, principalmente considerando que estes elementos nos solos tropicais podem apresentar valores superiores a 15% de sua massa, e chegar a valores extremos de 60%, como no caso do Fe (MELLO *et al.*, 1983). O ambiente de elevada acidez, além de ser capaz de destruir a matéria orgânica, pode liberar parte do Al adsorvido, que se transforma em uma espécie hexahidratada, que é um complexo bastante móvel, sendo esta característica comum ao Fe, Mn e ao Co.

Segundo TYLER (2004), o comportamento o  $^{60}\text{Co}$  apresenta uma boa correlação com o Fe e o Al. Os dados de dessorção do  $^{60}\text{Co}$  dos Latossolos se correlacionam significativamente ( $n=21$ ;  $r=0,759$ ;  $p=99,9\%$ ; Anexo III), com os dados de dessorção do Fe dos Latossolos, apresentados na Figura 5.7, e significativamente ( $n=21$ ;  $r=0,630$ ;  $p=99,5\%$ ; Anexo III) com os dados de dessorção do Al, apresentados na Figura 5.9.

Os dados de dessorção do  $^{60}\text{Co}$  dos Nitossolos também se correlacionam significativamente ( $n=21$ ;  $p=99,5\%$ ), com os dados de dessorção do Fe, Al e do Mn, apresentados respectivamente na Figuras 5.8, 5.10 e 5.12 ( $r=0,873$ ,  $r=0,812$  e  $r=0,783$  respectivamente para o Fe, o Al e o Mn; Anexo III).

A dessorção do Fe e do Al em Latossolos (Figuras 5.7 e 5.9) também se correlacionam significativamente ( $p=99,5\%$ ), com os dados de dessorção do  $^{137}\text{Cs}$  ( $r=0,6932$  e  $r=0,6966$ , respectivamente para o Fe e o Al; Anexo III).

Em ambiente alcalino o Fe, o Al e o Mn se precipitam sob a forma de hidróxidos, diminuindo a disponibilidade destes elementos na solução do solo. Esta precipitação pode carrear outros metais e radionuclídeos, que podem ficar ocluídos nestas estruturas enquanto elas permanecerem estáveis.

A maior dessorção do Fe ocorreu em  $\text{pH} < 1$ , tanto para o Latossolo (1,79%), como para o Nitossolo (1,20%) conforme apresentado nas Figuras 5.7 e 5.8 e no Anexo IV. No Organossolo, a maior dessorção do Fe ocorreu no experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$ , indicando que a matéria orgânica pode reter concentrações importantes de Fe (14,5%), muito embora a condição de  $\text{pH} < 1$  também libere importante quantidade de Fe (11,4%), indicando a possibilidade dos óxidos de Fe serem destruídos neste pH. O Organossolo apresenta teor de óxido de Fe bastante semelhante ao Latossolo, conforme apresentado na Tabela 5.1, porém no Organossolo, o Fe apresentou maior mobilidade na gama de valores de pH estudado (Figura 5.7).

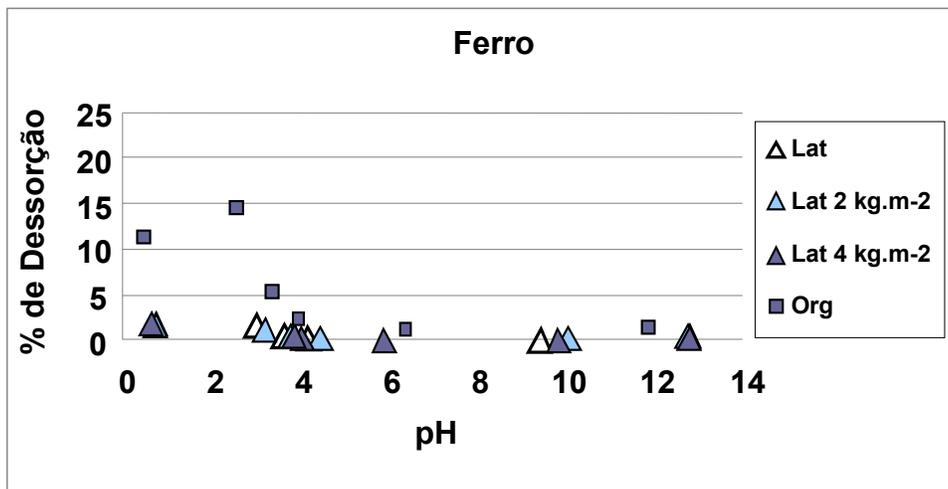


Figura 5.7 – Percentagem de dessorção do Fe dos Latossolos e do Organossolo.

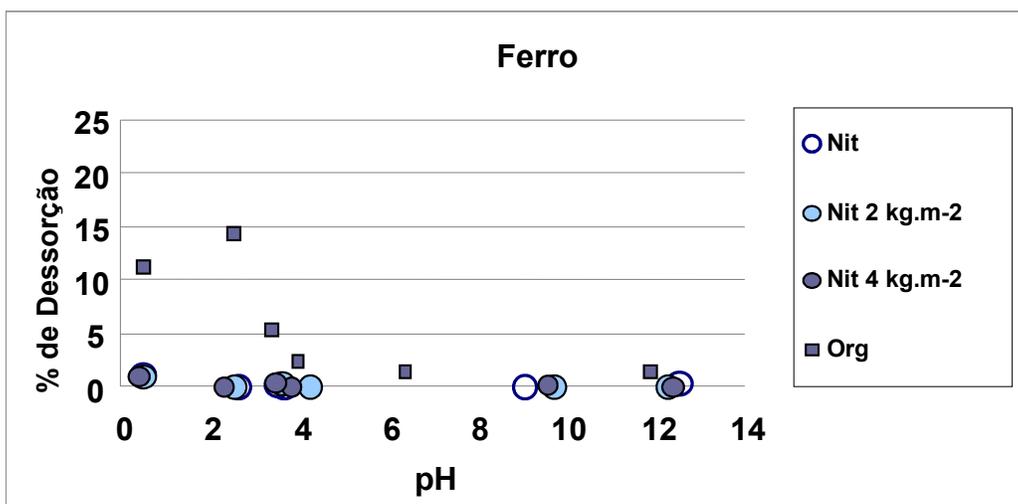


Figura 5.8 – Percentagem de dessorção do Fe dos Nitossolos e do Organossolo.

A maior dessorção do Al ocorreu em  $\text{pH} < 1$ , tanto para o Latossolo sem adubo orgânico (1,13%), como para o Nitossolo sem adubo orgânico (2,14%) e para o Organossolo (4,49%), conforme apresentado respectivamente nas Figuras 5.9, 5.10, 5.11 e no Anexo IV. Este resultado parece indicar a possibilidade de parte dos óxidos de Al também serem destruídos neste pH. No Organossolo, uma importante dessorção do Al também ocorreu no experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$ , indicando que a matéria orgânica pode reter concentrações importantes de Al (4,11%). No Latossolo e Nitossolo sem adubo orgânico,  $\text{pH} > 12$  também apresentou as maiores percentagens de dessorção do Al (respectivamente

0,84 e 0,56%), quando comparados com a dessorção pelos solos com adubo orgânico, muito embora o experimento com  $H_2O_2$  tenha apresentado valores similares. Estes resultados sugerem tanto a liberação de Al pela decomposição da matéria orgânica, como a possibilidade de destruição de óxidos de Fe em pH alcalino, visto que, neste caso, a maior dessorção ocorreu nos solos sem adubo.

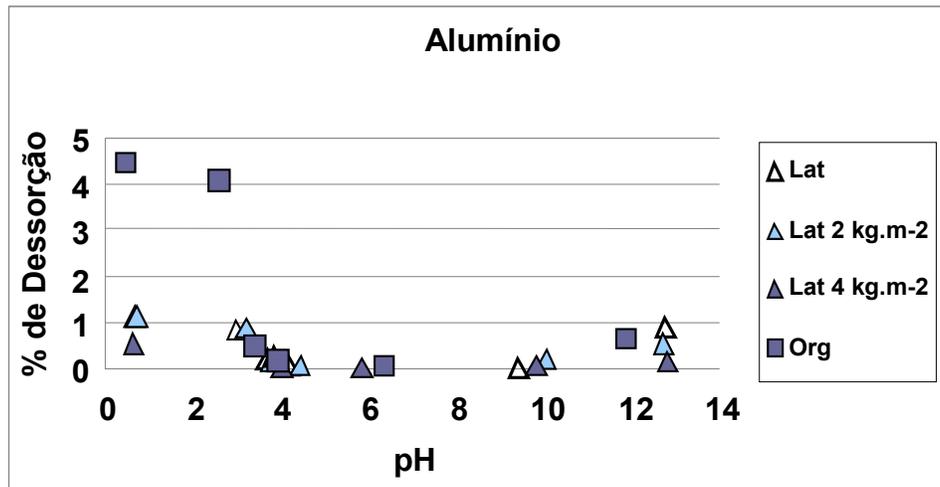


Figura 5.9 – Percentagem de dessorção do Al dos Latossolos e do Organossolo.

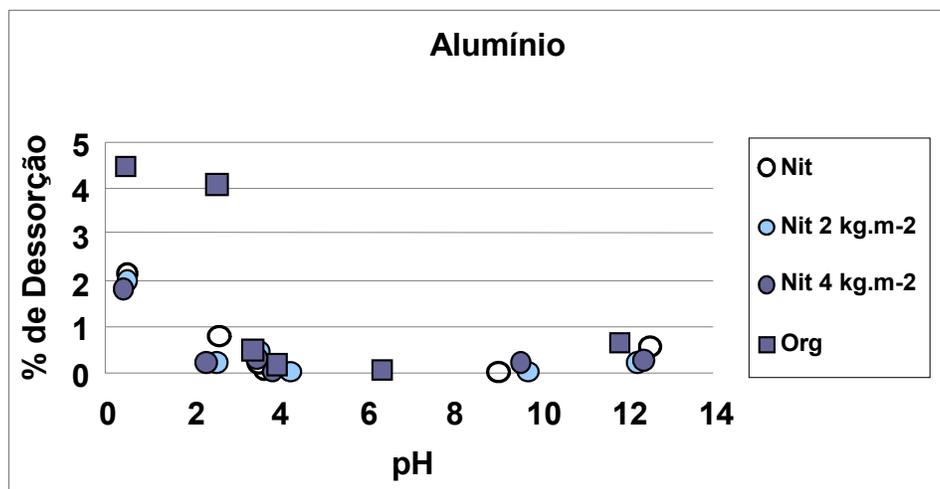


Figura 5.10 – Percentagem de dessorção do Al dos Nitossolos e do Organossolo.

A maior dessorção do Mn ocorreu em  $pH < 1$ , tanto para o Latossolo com aporte de 4  $kg.m^{-2}$  de adubo (16,3%), como para o Nitossolo com aporte de 4  $kg.m^{-2}$  de adubo (16,1%)

e Organossolo (21,1%), conforme apresentado nas Figuras 5.11 e 5.12 e no Anexo IV. O experimento com  $H_2O_2$  também liberou em solução importantes percentagens do Mn total, indicando que a matéria orgânica pode conter concentrações importantes de Mn (de 3,8% a 15,30% no caso deste estudo), sendo que as menores percentagens ocorreram no Nitossolo (ver Anexo IV). A destruição dos óxidos de Mn nas condições operacionais do experimento com hidroxilamina também deve ser considerada, visto que concentrações importantes de Mn foram liberadas (de 4,8% a 12,9% no caso deste estudo). Em quase todas as gamas de pH os solos que apresentaram menor dessorção do Mn foram os Latossolos e nitossolos sem adubo orgânico (Figuras 5.11 e 5.12).

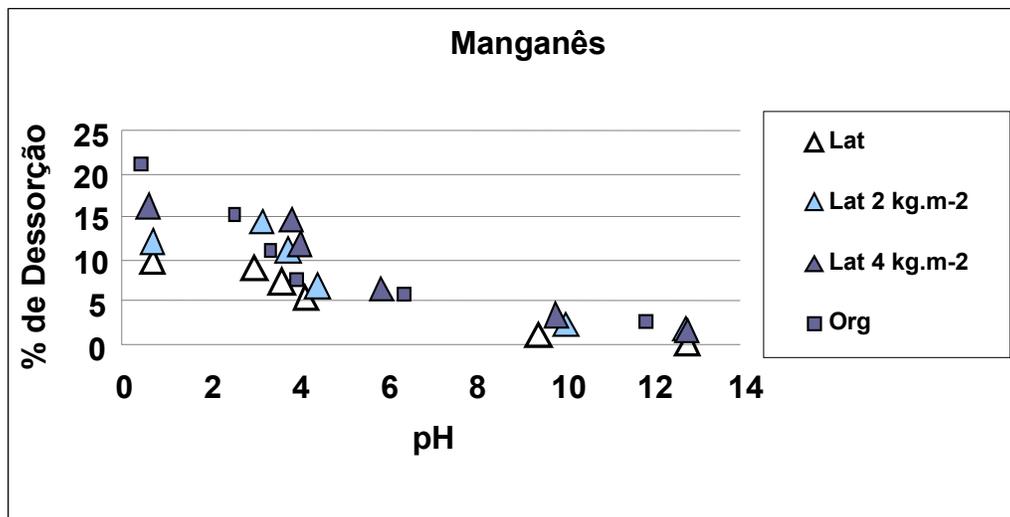
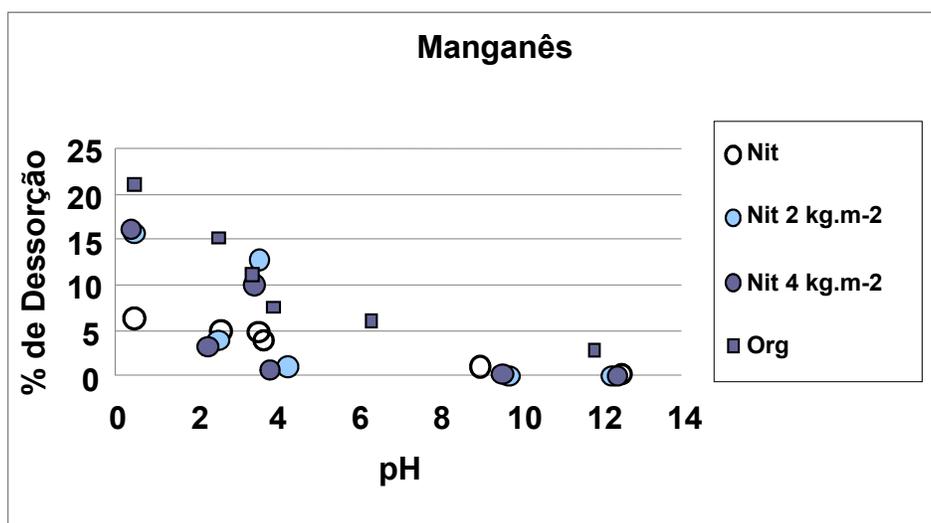


Figura 5.11 - Percentagem de dessorção do Mn dos Latossolos e do Organossolo

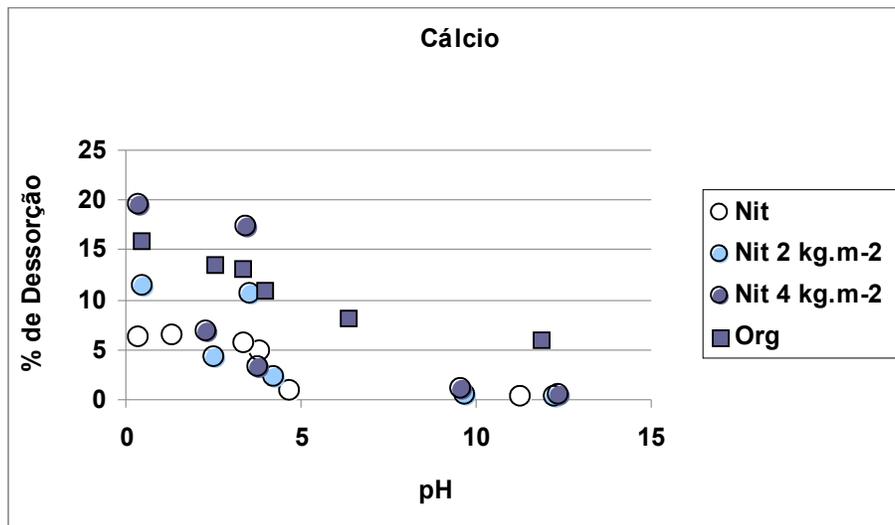


**Figura 5.12 – Percentagem de dessorção do Mn dos Nitossolos e do Organossolo**

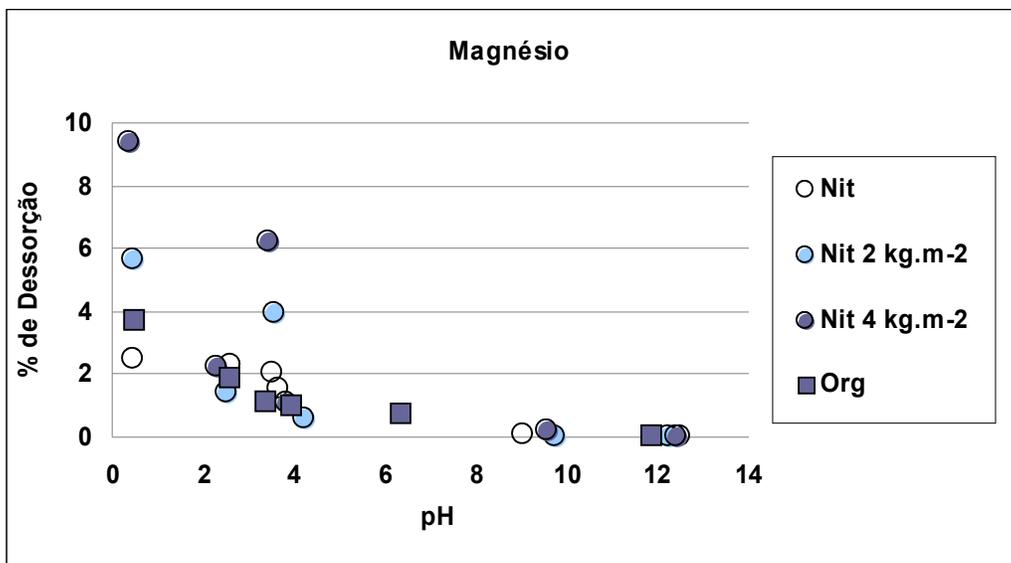
No que se refere aos macronutrientes Ca, K e Mg no Nitossolo, Organossolo e Latossolo, a maior dessorção ocorreu em pH ácido, sendo que estes valores foram maiores para os solos com aporte de composto orgânico e no Organossolo (ver Figuras 5.13, 5.14, 5.15, 5.16 e 5.17). Estes resultados são indicativos de que a matéria orgânica em meio de elevada acidez libera em solução tanto os metais adsorvidos trocáveis, como elementos estruturais como o Ca e o Mg, visto que em  $\text{pH} < 1$ , a matéria orgânica pode ser destruída. A maior dessorção de Ca e Mg observada nos solos que receberam adubo orgânico em comparação com solos sem aporte de matéria orgânica, também em experimento de dessorção em  $\text{pH} < 1$ , foi evidenciado igualmente por CORREA & WASSERMAN (2007), o que confirma a importância do adubo orgânico enquanto agente capaz de imobilizar temporariamente tanto elementos exógenos como elementos estruturais, minimizando por um lado, processos de lixiviação e perda de nutrientes e por outro lado minimizando a contaminação de águas subterrâneas. A dessorção do K no Latossolo não foi apresentada em figura, pois foi inexistente na gama dos experimentos padronizados, sendo possivelmente este resultado reflexo do elevado grau de lixiviação que este elemento sofre

naturalmente em Latossolos, visto a deficiência de potássio trocável nos Latossolos Vermelho Amarelo. No entanto, a dessorção do K, apesar de mínima ocorreu no experimento que continha apenas água bidestilada (de 0,70 a 1,37% - ver Anexo IV).

A dessorção do Ca e K e do Mg no Nitossolo (ver Figuras 5.13, 5.14 e 5.15) apresentou correlação positiva e significativa ( $n=21$ ;  $p=99,5\%$ ) com a dessorção do  $^{60}\text{Co}$  ( $r=0,739$ ,  $r=0,684$   $r=0,722$  respectivamente), sugere que os mesmos fatores que governam o comportamento do  $^{60}\text{Co}$  no Nitossolo podem estar controlando os mecanismos de sorção destes elementos, principalmente os divalentes, como Ca e o Mg. No Latossolo essas correlações não foram observadas, possivelmente porque a baixa CTC dos Latossolos limita a adsorção e dessorção dos elementos estáveis, porém não deve interferir nos elementos radioativos de concentração em massa desprezível quando comparados a dos estáveis. Já nos Nitossolos, a maior CTC permite melhor visualização da resposta aos parâmetros que interferem nos mecanismos de sorção, tanto dos elementos estáveis como dos elementos radioativos. As únicas propriedades que diferenciam estes solos se referem aos teores de óxidos de Fe e Mn e a CTC, que foram maiores no Nitossolo do que no Latossolo. No caso do Fe, Mn e Al nos Latossolos, foi possível observar as correlações com a dessorção dos radionuclídeos devido ao fato destes elementos, em suas formas de óxidos (Fe, Mn e Al), serem responsáveis por importantes sítios de troca e pela oclusão de radionuclídeos em suas estruturas, devido à precipitação e co-precipitação desses óxidos em meio alcalino. Assim, alterações em suas estruturas sistematicamente provocam uma resposta nos mecanismos de sorção, tanto do  $^{60}\text{Co}$  como do  $^{137}\text{Cs}$ , devido à afinidade destes elementos por estes suportes.



**Figura 5.13 - Percentagem de desorção de Ca dos Nitossolos e Organossolo**



**Figura 5.14 – Percentagem de desorção de Mg dos Nitossolos e Organossolo**

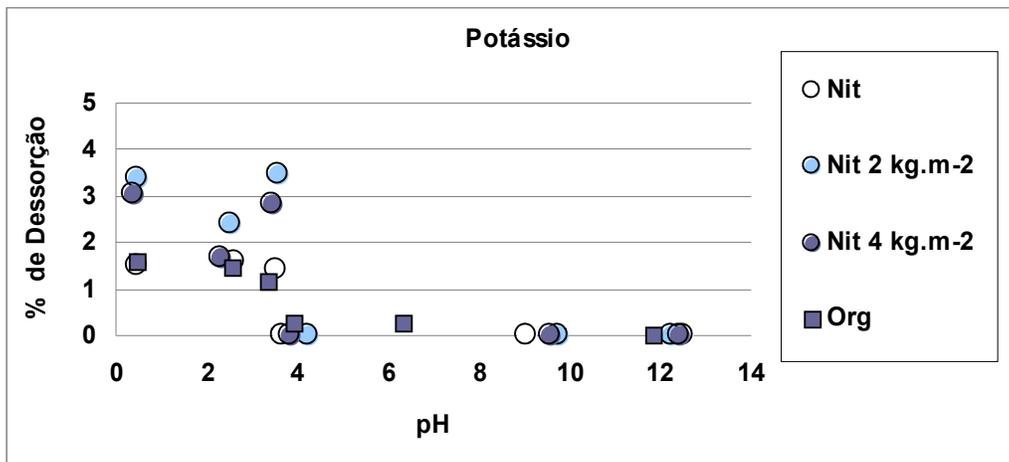


Figura 5.15 – Percentagem de desorção de K dos Nitossolos e Organossolo

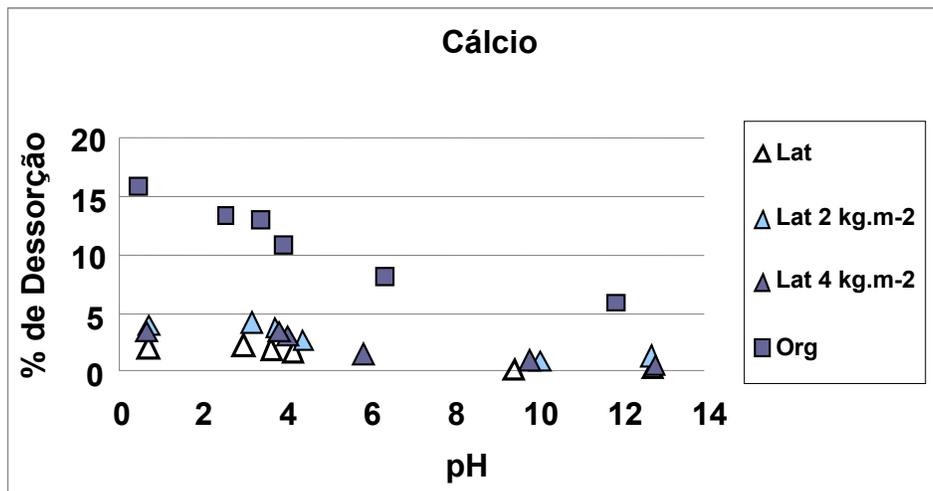
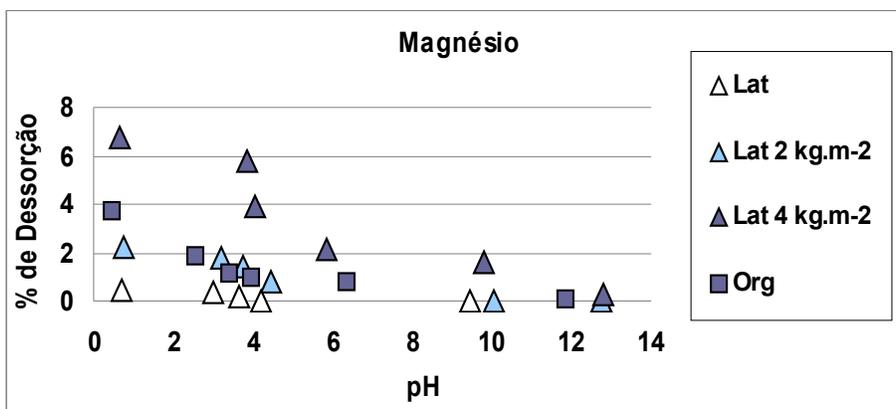


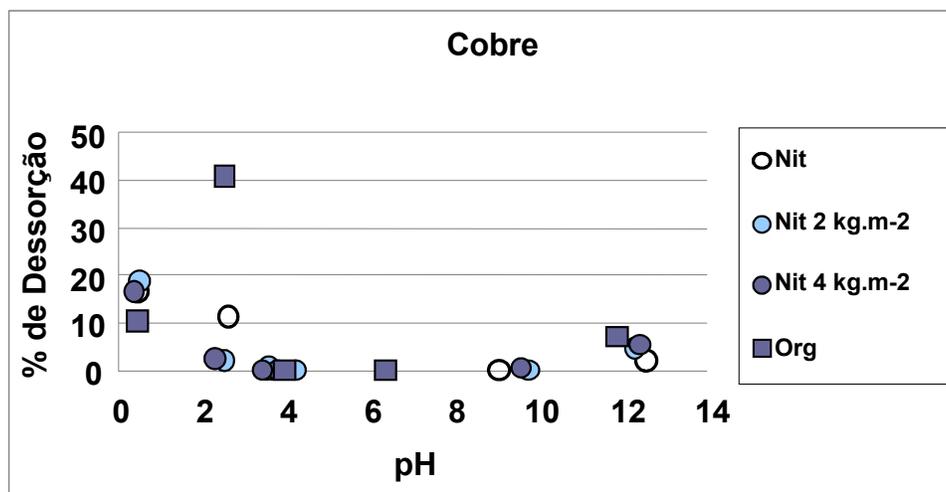
Figura 5.16 - Percentagem de desorção de Ca dos Latossolos e Organossolo



**Figura 5.17 - Percentagem de dessorção de Mg dos Latossolos e Organossolo**

A dessorção do Zn e do Cu no Nitossolo (ver respectivamente Figuras 5.18 e 5.19) e no Latossolo (ver respectivamente Figuras 5.20 e 5.21) não se correlacionaram com a dessorção dos radionuclídeos, com exceção do Cu com o  $^{137}\text{Cs}$  no Latossolo ( $n=21$ ;  $p=99,9\%$ ;  $r=0,82$ ) e do Cu com o  $^{60}\text{Co}$  no Nitossolo ( $n=21$ ;  $p=99,5\%$ ;  $r=0,656$ ). O Zn manteve a mesma faixa de dessorção tanto no Latossolo quanto no Nitossolo ( $<10\%$ ). O cobre, por sua vez, obteve maior dessorção no experimento com  $\text{H}_2\text{O}_2$ , tanto nos Latossolos como no Organossolo (40,8% do teor total de cobre (ver Figura 5.17 e Anexo IV), corroborando a grande afinidade deste elemento por compostos orgânicos, reconhecida pela comunidade científica. No entanto, no Nitossolo, a maior dessorção ocorreu principalmente em  $\text{pH} < 1$  (entre 16,7 e 18,5%), o que pode ser indicativo da predominância do papel dos óxidos de Fe e Al no controle destes elementos, visto que estes componentes são abundantes no Nitossolo e se correlacionaram significativamente com o Cu ( $r=0,819$  e  $r=0,949$ , respectivamente para  $n=21$  e  $p=99,9\%$ ). A importante dessorção do cobre em  $\text{pH} > 12$  também confirma o papel de compostos orgânicos e dos óxidos de Fe e Al na sorção do Cu, bem como na sorção do  $^{60}\text{Co}$ . A ausência de correlação significativa entre o Cu e Co

no Nitossolo, possivelmente se deve ao papel fundamental dos óxidos de Mn no comportamento do Co e do papel menos relevante deste composto nos mecanismos de sorção do Cu. A adubação orgânica modificou de modo significativo a dessorção do Cu de origem natural no Latossolo, visto que, sem adubo, o Cu neste solo não apresentou dessorção detectável em nenhum valor de pH. No Latossolo, a adubação orgânica na dosagem de 4 kg.m<sup>-2</sup> aumentou significativamente a concentração total de Zn (489% maior do que no solo sem adubo) e a concentração total de Cu em relação à dosagem de 2 kg.m<sup>-2</sup>, (1610% maior do que no solo sem adubo) enquanto que, no Nitossolo, o teor desses elementos era naturalmente maior e a contribuição devido ao aporte de adubo orgânico não ficou em evidência (ver dados da concentração total de metais no Anexo V). Parece claro que a aplicação de adubo orgânico pode modificar a longo prazo os mecanismos de sorção em solos com baixa capacidade de troca catiônica, e reter elementos exógenos, que, como o Cu, apresentam grande afinidade por compostos orgânicos.



**Figura 5.18 – Percentagem de dessorção de Cobre dos Nitossolos e Organossolo**

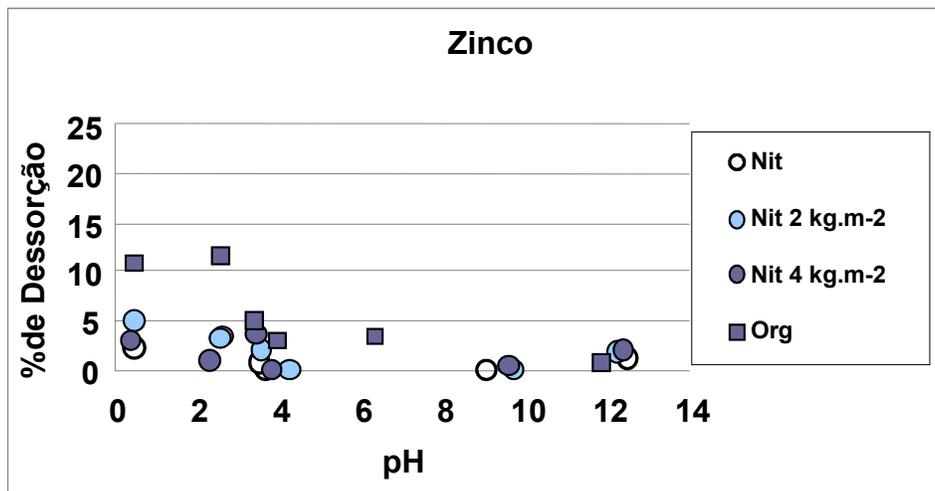


Figura 5.19 – Percentagem de desorção de Zinco dos Nitossolo e Organossolo.

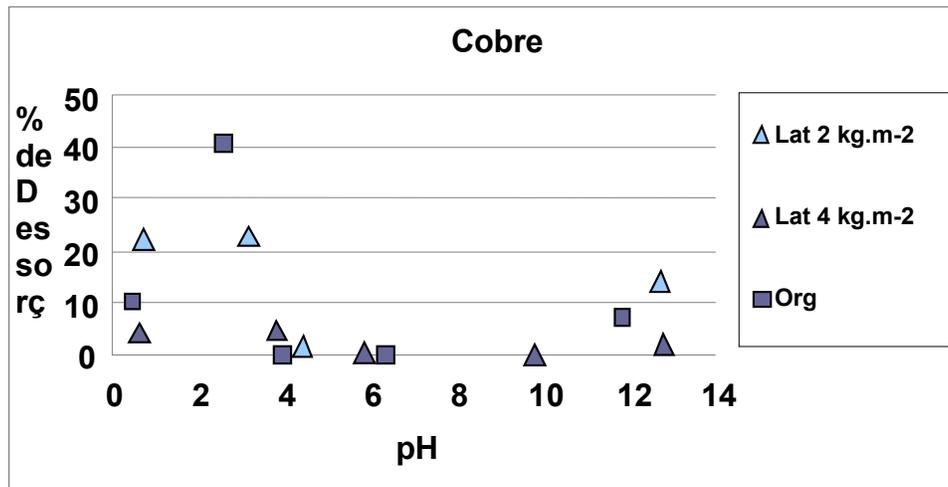
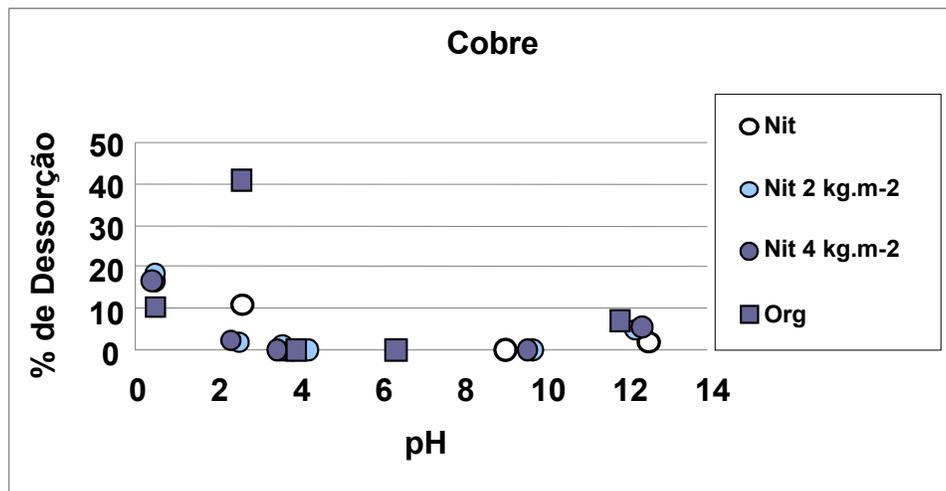


Figura 5.20 – Percentagem de desorção de Cobre dos Latossolos e Organossolo



**Figura 5.21** – Percentagem de dessorção de Cobre dos Nitossolos e Organossolo

A dessorção mínima observada para macro e micro nutrientes em pH alcalino pode ser devido à precipitação do Fe, do Al e do Mn sob a forma de hidróxidos, carreando outros metais e radionuclídeos, que podem ficar ocluídos nestas estruturas enquanto elas permanecerem estáveis. Assim como observamos para os radionuclídeos, os macros e micronutrientes apresentaram maior sorção no pH próximo do neutro e a maior dessorção foi observada em pH ácido. Estes resultados indicam que os solos em condições agrícolas dentro dos padrões recomendáveis (pH entre 5,5 e 6,5) estão menos sujeitos à mobilização de radionuclídeos e outros metais de origem exógena.

Em relação aos elementos estáveis em Latossolos, o  $^{137}\text{Cs}$  apresentou correlação positiva e significativa com o Cu, com o Fe e com o Al, enquanto que, nos Nitossolos, o  $^{137}\text{Cs}$  não apresentou correlação relevante com nenhum dos elementos estáveis, indicando que, nestes solos, o mecanismo de sorção do  $^{137}\text{Cs}$  se diferenciou dos demais elementos. Nos Latossolos, vimos que o aporte de matéria orgânica pode aumentar o teor de alguns nutrientes e modificar os mecanismos de sorção destes solos; já no Nitossolo, esses efeitos foram menos evidente em função dos maiores teores destes elementos nos solos e da maior

capacidade de troca do complexo sortivo. Por esta razão, elementos exógenos como o Cs e o Co radiativos e os nutrientes adicionados em grande quantidade no Latossolos se comportaram de modo semelhante. Nestes solos, o principal suporte são os óxidos de Fe e Al, mas a adição de grande quantidade de composto orgânico pode modificar esta tendência, em função da afinidade de elementos como o Cs e o Cu por compostos orgânicos. Nos Nitossolos esses mecanismos não puderam ser identificados posto que a concentração naturalmente elevada dos metais nestes solos, mascara os impactos a curto prazo da adubação orgânica para os metais.

## 5.5 – FATOR DE TRANSFERENCIA SOLO/PLANTA:

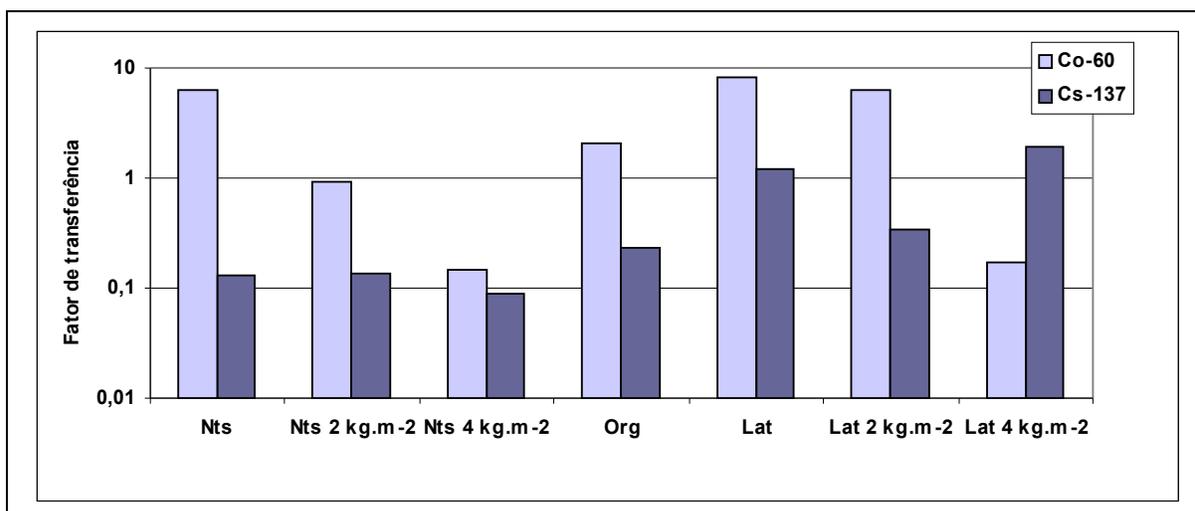
De um modo geral os valores de Fator de Transferência solo/planta (FT) observado para  $^{137}\text{Cs}$  em solos de clima temperado é baixo e tende a reduzir com o tempo devido ao fenômeno de fixação do  $^{137}\text{Cs}$  que ocorre nas camadas internas das argilas do tipo 2:1. Porém, em alguns solos de clima temperado, tem-se observado que a adição de matéria orgânica aumenta a transferência do  $^{137}\text{Cs}$  às plantas (STAUNTON *et al.*, 2002). Uma das possíveis explicações para este comportamento, segundo STAUNTON *et al.* (2002), se deve à associação do  $^{137}\text{Cs}$  com compostos orgânicos, impedindo a fixação do  $^{137}\text{Cs}$  na camada interna das argilas tipo 2:1. Este comportamento poderia impedir o uso da adubação orgânica em situação de contaminação em áreas agrícolas. Porém, em estudos prévios em Latossolos, Nitossolos e Organossolos, PORTILHO (2004) observou que a adubação orgânica reduziu a transferência solo/planta do  $^{137}\text{Cs}$ , ao contrário do observado nos solos de clima temperado. Segundo PORTILHO (2004), na maioria dos solos agrícolas brasileiros, a argila do tipo 2:1 está ausente, ou ocorre como o mineral traço, cimentado pelos óxidos livres, evitando a adsorção específica do  $^{137}\text{Cs}$ . Assim, na ausência do material orgânico, o  $^{137}\text{Cs}$  fica fracamente adsorvido às partículas de solos e, portanto, disponível para processos de transferência. Porém, com a adição de matéria orgânica ocorrem reações nos solos capazes de imobilizar o  $^{137}\text{Cs}$  em compostos orgânicos lábeis ou mais refratários, ao invés de ficar fracamente adsorvido como visto no item 5.3.

No presente estudo os valores de Fator de transferência solo/planta (FT) obtidos no experimento em vasos refletem a consequência, a médio prazo, da adubação orgânica na transferência solo/planta, visto que a contaminação ocorreu em 2003 e o cultivo do rabanete deste estudo ocorreu em 2006. De acordo com estudos em solos de clima temperado, este

tempo seria suficiente para ocorrer importante redução nos valores de FT devido à fixação do  $^{137}\text{Cs}$ . Os valores usados para o cálculo do FT apresentados na Figura 5.22 estão no Anexo VI.

De acordo com os dados apresentados na Figura 5.22 podemos observar a tendência que o Latossolo e o Nitossolo apresentaram para reduzir em quase 2 ordens de grandeza os valores de FT do  $^{60}\text{Co}$  em solos que receberam o dobro da dose recomendada de adubo orgânico, comparados aos solos que não receberam nenhum adubo. No Nitossolo os valores de FT para o  $^{137}\text{Cs}$  não foram afetados pela adubação orgânica e estes valores foram menores que os valores observados no Organossolo, um solo naturalmente rico em matéria orgânica. No Latossolo, os valores de FT para o  $^{137}\text{Cs}$  também não foram afetados pela adubação orgânica e estes valores foram maiores que os valores observados no Organossolo, como possível reflexo da baixa fertilidade destes solos, o que favorece a transferência solo/planta deste elemento (WASSERMAN *et al.*, 2007).

Na Tabela 5.2 são apresentados os valores de FT do  $^{60}\text{Co}$  e  $^{137}\text{Cs}$ , obtidos neste estudo para o rabanete e os valores observados na literatura e os respectivos valores de pH dos solos. De acordo esta tabela, podemos observar que os valores de FT para  $^{60}\text{Co}$ , obtidos recentemente, comparados aos valores de FT obtidos 3 anos antes (WASSERMAN *et al.*, 2006) apresentaram uma redução importante. Este comportamento indica que podem ocorrer eficientes mecanismos de sorção do Co, mesmo com baixos teores de matéria orgânica, porém, estes valores continuam elevados considerando valores reportados na Literatura para o  $^{60}\text{Co}$  (Tabela 5.2).



**Figura 5.22** – Valores de FT solo/planta do <sup>137</sup>Cs e <sup>60</sup>Co em Organossolos e Nitossolos e Latossolos com diferentes doses de adubo orgânico.

**TABELA 5.2:** Valores médios e desvio padrão do fator de transferência solo-planta do <sup>60</sup>Co e <sup>137</sup>Cs, encontrados neste estudo e na literatura para rabanete e valores de pH encontrado nos solos.

Solo	<sup>60</sup> Co ± SD	<sup>137</sup> Cs ± SD	pH	Referência
Latossolo Vermelho Amarelo Nitossolo	14E+00 ± 2,4E+00	4,4E-01 ± 1,2E-01	3,7	WASSERMAN <i>et al</i> (2006)
Nitossolo	11E+00 ± 5,0E+00	3,0E-01 ± 3,2E-01	3,7	WASSERMAN <i>et al</i> (2006)
Organossolo	2,6E+00 ± 1,0E-01	1,1E-01 ± 0,2E-01	3,4	WASSERMAN <i>et al</i> (2006)
Latossolo	8,27E+00	1,18E+00	3,7	Este estudo
Nitossolo	6,35E+00	1,32E-01	3,7	Este estudo
Organossolo	2,03E+00	2,32E-01	3,4	Este estudo
Andosol	1,8E-03 ± 1,1E-03	3,9E-02 ± 2,6E-02	5,8	BAN-NAI, (2002)
Cambissolo Eutrófico	1,4E-02 ± 3,2E-02	2,2E-02 ± 2,6E-02	8,1	GERZABEK <i>et al</i> (1998)
Cambissolo Distrófico	3,9E-02 ± 6,8E-02	1,2E-01 ± 1,2E-01	5,1	GERZABEK <i>et al</i> (1998)
Cambissolo Distrófico	3,2E-02 ± 4,2E-02	7,0E-03 ± 1,6E-02	5,3	GERZABEK <i>et al</i> (1998)

(Elevado teor de K)

Com relação ao <sup>137</sup>Cs, enquanto os valores de FT diminuíram para o Nitossolo, no Latossolo e no Organossolo eles aumentaram com o tempo, sendo esse um indicativo de que a tendência de fixação do <sup>137</sup>Cs observada em solos de clima temperado, não está sendo

observada aqui. Vários autores relatam que a quantidade de argila é diretamente proporcional a sorção de Cs, (CHIU *et al.*, 1999; MISSANA *et al.*, 2004; BERGAOUI *et al.*, 2005), porém, como os solos estudados possuem teores de argila semelhantes, e o tipo de argila presente nestes solos não possui a estrutura 2:1, podemos acreditar que o principal motivo para a menor retenção do  $^{137}\text{Cs}$  em Latossolo, e conseqüentemente maior transferência para plantas, seja principalmente o baixo conteúdo de K trocável, aumentando assim a probabilidade do  $^{137}\text{Cs}$  ser assimilado ao invés do K.

## 6 – CONCLUSÕES

Neste estudo foi possível observar que a maior sorção do  $^{60}\text{Co}$  em Latossolo, Nitossolo e Organossolo ocorreu na faixa de pH entre 5 a 10. Porém, em ambientes de elevada acidez, a dessorção do  $^{60}\text{Co}$  pode ser superior a 80% do total, tanto para os Latossolos, independente do teor de matéria orgânica presente neste solo, como no Organossolo. Condições alcalinas (pH > 12) também são capazes de mobilizar teores importantes de  $^{60}\text{Co}$  (> 20% do total), indicando que os óxidos de Fe e Al e os ácidos húmicos também podem estar desempenhando um papel chave na sorção do  $^{60}\text{Co}$ , visto que estes compostos são destruídos em pH12. Os solos que receberam adubação orgânica apresentaram menor mobilização de  $^{60}\text{Co}$  em comparação com o solo que não recebeu nenhum aporte extra de matéria orgânica. Este comportamento foi refletido na transferência do  $^{60}\text{Co}$  para plantas, visto que o menor fator de transferência do  $^{60}\text{Co}$  ocorreu nos solos que receberam 4 kg.m<sup>-2</sup> de adubo orgânico.

Os resultados obtidos nestes experimentos evidenciam maior sorção do  $^{137}\text{Cs}$  do que do  $^{60}\text{Co}$ , visto a dessorção máxima do  $^{60}\text{Co}$  foi de 85%, enquanto a dessorção máxima do Cs foi de 13,4%, ambos radionuclídeos mobilizados em pH < 1 e no Latossolo sem aporte de matéria orgânica. Os valores de Fator de transferência solo/planta foram uma ordem de grandeza menor para o  $^{137}\text{Cs}$  em relação ao  $^{60}\text{Co}$ , refletindo a maior sorção observada para o Cs nos solos deste estudo. Essa maior sorção foi atribuída essencialmente ao papel dos óxidos de Fe e Al e outros argilo-minerais do complexo coloidal dos solos.

Estes resultados indicam que em caso de contaminação simultânea com  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  em solos tropicais, condições extremas de pH devem ser evitadas para minimizar os processos de transferência no solo. Porém, devido à afinidade dos dois elementos pela

matéria orgânica, quanto maior for o aporte orgânico, menor será a dessorção destes poluentes em pH ácido e alcalino.

Assim como foi observado para o Co, os macros e micronutrientes tiveram a sua sorção máxima na faixa de pH de 5 a 10, sendo que a maior dessorção foi observada em pH ácido: na faixa de pH de 2 a 4 a dessorção pode ser devida principalmente ao mecanismo de troca catiônica devido a forças eletrostáticas não específicas; assim, o excesso de  $H^+$  desloca das superfícies das partículas os cátions retidos e os libera em solução. Em meio ácido, os óxidos de Fe e Al apresentam predominantemente cargas positivas, o que facilita dessorção de cátions em solução. Em pH inferior a 1, a dessorção pode ser associada à liberação do elemento em solução devido à destruição de componentes do solo instável neste valor de pH em temperatura ambiente, como os ácidos fúlvicos e os óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn.

Em pH muito alcalino a dessorção mínima que ocorreu para os macros e micronutrientes pode ser associada à destruição dos óxidos de Fe, Al e ácidos húmicos, liberando em solução elementos antes co-precipitados aos primeiros ou complexados ou mesmo adsorvidos aos compostos orgânicos.

A aplicação de adubo orgânico pode modificar, a médio prazo, os mecanismos de sorção em solos com baixa capacidade de troca catiônica, e reter elementos exógenos que apresentem grande afinidade por compostos orgânicos.

7 – ANEXOS

**ANEXO I – ATIVIDADE NOS SOLOS DOS VASOS DA ÁREA EXPERIMENTAL  
(Bq/kg peso seco)**

ORIGEM	PROFUNDIDADE COLETADA	<sup>60</sup> Co	erro	<sup>137</sup> Cs	erro
Latossolo	( 0 - 5)	4,50E+02	2,55E+01	4,22E+02	2,48E+01
Latossolo	( 5 - 10)	6,51E+02	3,57E+01	1,37E+03	7,69E+01
Latossolo	( 10 - 15)	6,91E+02	3,78E+01	1,76E+03	9,89E+01
Latossolo	(15 - 20)	5,73E+02	3,09E+01	9,95E+02	5,51E+01
Organossolo	( 0 - 5)	1,34E+03	1,71E+02	1,72E+03	2,19E+02
Organossolo	( 5 - 10)	1,58E+03	1,13E+02	1,99E+03	1,44E+02
Organossolo	( 10 - 15)	1,41E+03	1,65E+02	1,89E+03	2,21E+02
Organossolo	(15 - 20)	1,55E+03	1,93E+02	2,18E+03	2,73E+02
Nitossolo	( 0 - 5)	8,84E+02	1,14E+02	7,94E+02	1,03E+02
Nitossolo	( 5 - 10)	1,94E+03	2,03E+02	2,51E+03	2,62E+02
Nitossolo	( 10 - 15)	8,17E+02	1,01E+02	6,86E+02	8,53E+01
Nitossolo	(15 - 20)	1,40E+03	1,74E+02	1,51E+03	1,89E+02
Latossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 0 - 5)	6,73E+02	6,21E+00	6,90E+02	7,06E+00
Latossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 5 - 10)	1,31E+03	8,43E+00	1,53E+03	1,34E+01
Latossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 10 - 15)	1,28E+03	6,73E+00	1,35E+03	9,23E+00
Latossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	(15 - 20)	1,47E+03	9,65E+00	1,90E+03	1,33E+01
Nitossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 0 - 5)	1,66E+03	5,22E+01	1,66E+03	5,60E+01
Nitossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 5 - 10)	1,56E+03	4,89E+01	1,64E+03	5,26E+01
Nitossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	( 10 - 15)	6,04E+02	1,98E+01	6,11E+02	2,13E+01
Nitossolo 2 kg.m <sup>-2</sup>	(15 - 20)	1,49E+03	4,64E+01	1,56E+03	5,00E+01
Latossolo 4 kg.m <sup>-1</sup>	( 0 - 5)	8,73E+02	6,26E+00	1,45E+03	1,40E+01
Latossolo 4 kg.m <sup>-1</sup>	( 5 - 10)	1,31E+03	9,71E+00	2,17E+03	2,21E+01
Latossolo 4 kg.m <sup>-1</sup>	( 10 - 15)	1,17E+03	8,94E+00	1,95E+03	1,44E+01
Latossolo 4 kg.m <sup>-1</sup>	(15 - 20)	7,94E+02	7,10E+00	1,31E+03	1,11E+01
Nitossolo 4 kg.m <sup>-2</sup>	( 0 - 5)	1,17E+03	6,54E+00	1,43E+03	8,46E+00
Nitossolo 4 kg.m <sup>-2</sup>	( 5 - 10)	1,52E+03	7,89E+00	1,76E+03	1,04E+01
Nitossolo 4 kg.m <sup>-2</sup>	( 10 - 15)	1,68E+03	1,02E+01	1,91E+03	1,67E+01
Nitossolo 4 kg.m <sup>-2</sup>	(15 - 20)	1,53E+03	9,79E+00	1,78E+03	1,58E+01

**ANEXO II – Teor de Dessorção do <sup>137</sup>Cs e do <sup>60</sup>Co no Solo**

ORIGEM	EXPERIMENTO	PH INICIAL	<sup>137</sup> Cs (Bq.kg <sup>-1</sup> )	ERRO	% DESSORÇÃO
Lat	1	0,7	1,52E+02	1,78E+01	13,4
Lat	2	2,99	1,15E+02	1,51E+01	10,1
Lat	3	3,65	1,32E+02	1,62E+01	11,6
Lat	4	4,19	nd	nd	0,0
Lat	5	4,44	nd	nd	0,0
Lat	6	9,44	9,37E+01	1,52E+01	8,2
Lat	7	12,77	3,89E+01	1,20E+01	3,4
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	1	0,73	1,50E+02	1,86E+01	11,0
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	2	3,20	1,17E+02	1,56E+01	8,5
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	3	3,75	5,41E+01	6,26E+00	4,0
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	4	4,43	nd	nd	0,0
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	5	4,40	nd	nd	0,0
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	6	10,07	7,03E+01	1,51E+01	5,1
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	7	12,73	7,43E+01	1,46E+01	5,4
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	1	0,65	8,29E+01	1,62E+01	4,8
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	2	3,84	6,01E+01	1,17E+01	3,5
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	3	4,03	2,96E+01	4,77E+00	1,7
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	4	5,86	nd	nd	0,0
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	5	6,37	1,97E+01	5,31E+00	1,1
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	6	9,82	4,51E+01	5,47E+00	2,6
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	7	12,8	6,48E+01	5,55E+00	3,8
Org	1	0,47	7,52E+01	1,24E+01	3,9
Org	2	2,56	9,32E+01	3,15E+00	4,8
Org	3	3,38	nd	nd	0,0
Org	4	3,95	nd	nd	0,0
Org	5	3,55	nd	nd	0,0
Org	6	6,36	nd	nd	0,0
Org	7	11,85	6,75E+01	5,80E+00	3,5
Nit	1	0,49	5,88E+01	1,37E+01	4,3
Nit	2	2,62	7,44E+01	1,23E+01	5,4
Nit	3	3,53	4,50E+01	5,14E+00	3,3
Nit	4	3,67	nd	nd	0,0
Nit	5	4,27	nd	nd	0,0
Nit	6	9,06	nd	nd	0,0
Nit	7	12,52	nd	nd	0,0
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	1	0,50	3,95E+01	1,05E+01	2,9
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	2	2,55	5,82E+01	1,32E+01	4,3
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	3	3,59	4,72E+01	1,09E+01	3,5
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	4	4,25	nd	nd	0,0
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	5	4,29	1,83E+01	nd	1,3
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	6	9,74	nd	nd	0,0
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	7	12,26	1,65E+02	1,90E+01	12,1
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	1	0,40	6,82E+01	1,47E+01	4,0
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	2	2,33	nd	nd	0,0
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	3	3,46	3,23E+01	8,95E+00	1,9
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	4	3,83	nd	nd	0,0

Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	5	3,82	nd	nd	0,0
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	6	9,58	nd	nd	0,0
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	7	12,41	1,85E+01	2,72E+00	1,1

---

Origem	Experimento	pH inicial	<sup>60</sup> Co (Bq.kg <sup>-1</sup> )	erro	% dessorção
Lat	1	0,7	5,00E+02	3,34E+01	85
Lat	2	2,99	8,13E+01	1,23E+01	14
Lat	3	3,65	2,88E+02	2,40E+01	49
Lat	4	4,19	1,47E+02	1,00E+01	25
Lat	5	4,44	5,20E+01	5,43E+00	9
Lat	6	9,44	1,00E+02	1,42E+01	17
Lat	7	12,77	1,82E+02	1,87E+01	31
Lat 2 kg.m-2	1	0,73	1,02E+03	5,73E+01	77
Lat 2 kg.m-2	2	3,2	2,10E+02	2,00E+01	16
Lat 2 kg.m-2	3	3,75	5,55E+02	2,43E+01	42
Lat 2 kg.m-2	4	4,43	1,84E+02	1,10E+01	14
Lat 2 kg.m-2	5	4,4	4,34E+01	5,18E+00	3
Lat 2 kg.m-2	6	10,07	1,59E+02	1,77E+01	12
Lat 2 kg.m-2	7	12,73	3,52E+02	2,59E+01	27
Lat 4 kg.m-2	1	0,65	8,44E+02	4,89E+01	81
Lat 4 kg.m-2	2	3,84	2,38E+02	2,05E+01	23
Lat 4 kg.m-2	3	4,03	6,89E+01	6,20E+00	7
Lat 4 kg.m-2	4	5,86	nd	nd	0
Lat 4 kg.m-2	5	6,37	nd	nd	0
Lat 4 kg.m-2	6	9,82	nd	nd	0
Lat 4 kg.m-2	7	12,8	1,57E+02	6,43E+00	15
Org	1	0,47	1,21E+03	5,99E+01	82
Org	2	2,56	1,85E+01	1,74E+00	1
Org	3	3,38	5,61E+02	3,50E+01	38
Org	4	3,95	8,73E+01	1,38E+01	6
Org	5	3,55	4,81E+01	1,90E+01	3
Org	6	6,36	nd	nd	0
Org	7	11,85	5,06E+02	1,09E+01	34
Nit	1	0,49	1,02E+03	5,36E+01	81
Nit	2	2,62	6,81E+01	1,12E+01	5
Nit	3	3,53	6,89E+02	1,21E+01	55
Nit	4	3,67	1,80E+02	6,23E+00	14
Nit	5	4,27	nd	nd	0
Nit	6	9,06	7,16E+01	1,12E+01	6
Nit	7	12,52	nd	nd	0
Nit 2 kg.m-2	1	0,5	8,91E+02	4,92E+01	67
Nit 2 kg.m-2	2	2,55	nd	nd	0
Nit 2 kg.m-2	3	3,59	6,68E+02	4,02E+01	50
Nit 2 kg.m-2	4	4,25	nd	nd	0
Nit 2 kg.m-2	5	4,29	nd	nd	0
Nit 2 kg.m-2	6	9,74	nd	nd	0
Nit 2 kg.m-2	7	12,26	2,23E+02	2,07E+01	17
Nit 4 kg.m-2	1	0,4	1,05E+03	5,48E+01	71
Nit 4 kg.m-2	2	2,33	nd	nd	0
Nit 4 kg.m-2	3	3,46	7,62E+02	4,45E+01	52
Nit 4 kg.m-2	4	3,83	1,90E+02	6,33E+00	13
Nit 4 kg.m-2	5	3,82	1,90E+02	6,33E+00	13

Nit 4 kg.m-2	6	9,58	nd	nd	0
Nit 4 kg.m-2	7	12,41	2,09E+02	4,81E+00	14

<b>experimento</b>	Condições operacionais para 10g de solo
1	10mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 2mL HNO <sub>3</sub> + 88mL de H <sub>2</sub> O bidestilado
2	10mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 80mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> + 10mL H <sub>2</sub> O bidestilado
3	10 mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 80mL de Hidroxilamina 0,1M
4	10mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 90mL H <sub>2</sub> O bidestilado
5	100mL H <sub>2</sub> O bidestilado
6	10mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 50mL NaOH 0,001M + 40mL H <sub>2</sub> O bidestilado
7	10mL NaNO <sub>3</sub> 0,1M + 90mL NaOH 0,1M

**ANEXO III – Valores de correlação dos macro e micronutrientes e dos radionuclídeos nos solos.**

	<b>n</b>	<b>pH</b>	<b>Zn</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>	<b>Al</b>	<b>Ca</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>
<sup>60</sup> Co no Nitossolo	21	-0,537	<b>0,580</b>	<b>0,657</b>	<b>0,873</b>	<b>0,812</b>	<b>0,783</b>	<b>0,739</b>	<b>0,684</b>	<b>0,767</b>
<sup>137</sup> Cs no Nitossolo	21	0,005	0,509	0,419	0,239	0,258	0,332	0,201	0,289	0,221
<sup>60</sup> Co do Latossolo	21	-0,390	0,113	0,475	<b>0,759</b>	0,520	<b>0,630</b>	0,474	-0,329	0,305
<sup>137</sup> Cs do Latossolo	21	-0,339	0,428	<b>0,897</b>	<b>0,693</b>	0,350	<b>0,697</b>	0,318	-0,419	-0,049
<sup>60</sup> Co no Organossolo	7	-0,155	0,394	-0,043	0,351	0,610	0,498	0,527	0,464	0,685
<sup>137</sup> Cs no Organossolo	7	-0,016	-0,108	-0,015	-0,038	-0,237	0,124	-0,274	-0,450	-0,144

**ANEXO IV – Teor de Dessorção dos Metais nos Solos (%) e valor de pH:**

Solo	pH	Zn	Cu	Fe	Mn	Al	Ca	K	Mg
Nit	0,49	2,25E+00	1,67E+01	1,20E+00	6,37E+00	2,14E+00	6,08E+00	1,51E+00	2,49E+00
Nit	2,62	3,44E+00	1,11E+01	7,36E-02	5,07E+00	7,69E-01	6,43E+00	1,58E+00	2,30E+00
Nit	3,53	8,51E-01	nd	1,82E-01	4,80E+00	2,09E-01	5,60E+00	1,42E+00	2,03E+00
Nit	3,67	nd	1,11E-01	6,17E-02	3,91E+00	3,65E-02	4,75E+00	nd	1,54E+00
Nit	4,27	nd	1,85E-02	1,46E-02	1,00E-01	1,20E-02	1,35E-01	6,11E-01	nd
Nit	9,06	nd	nd	1,15E-02	1,15E+00	3,95E-03	7,42E-01	nd	5,55E-02
Nit	12,52	1,26E+00	2,08E+00	2,79E-01	1,64E-01	5,58E-01	2,46E-01	nd	nd
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	0,5	4,97E+00	1,85E+01	8,70E-01	1,56E+01	1,98E+00	1,12E+01	3,40E+00	5,61E+00
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	2,55	3,26E+00	1,96E+00	1,21E-02	3,84E+00	1,94E-01	4,23E+00	2,38E+00	1,40E+00
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	3,59	1,95E+00	7,49E-01	4,07E-01	1,29E+01	4,52E-01	1,05E+01	3,47E+00	3,93E+00
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	4,25	nd	2,08E-02	3,75E-03	1,15E+00	5,59E-03	2,12E+00	nd	5,99E-01
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	4,29	9,89E-02	6,24E-02	1,03E-02	2,20E-01	1,26E-02	3,46E-01	5,84E-01	nd
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	9,74	nd	nd	6,52E-03	4,77E-02	5,16E-03	3,18E-01	nd	nd
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	12,26	1,76E+00	4,59E+00	1,41E-02	2,08E-02	2,17E-01	2,54E-01	nd	nd
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	0,4	3,12E+00	1,69E+01	9,91E-01	1,61E+01	1,80E+00	1,95E+01	3,04E+00	9,35E+00
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	2,33	9,82E-01	2,62E+00	1,45E-02	3,35E+00	2,15E-01	6,74E+00	1,65E+00	2,21E+00
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	3,46	3,66E+00	nd	3,32E-01	1,01E+01	3,17E-01	1,72E+01	2,82E+00	6,18E+00
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	3,83	nd	1,18E-01	6,27E-03	7,28E-01	3,92E-03	3,21E+00	nd	1,08E+00
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	3,82	nd	nd	1,26E-02	2,08E-01	1,44E-02	8,29E-01	6,20E-01	nd
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	9,58	4,69E-01	2,17E-01	1,75E-01	1,11E-01	1,96E-01	9,15E-01	nd	1,63E-01
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	12,41	2,03E+00	5,58E+00	1,16E-02	3,38E-02	2,40E-01	4,77E-01	nd	nd
Lat	0,7	9,86E-01	nd	1,79E+00	9,65E+00	1,13E+00	2,12E+00	nd	4,41E-01
Lat	2,99	6,50E+00	nd	1,56E+00	8,97E+00	8,40E-01	2,22E+00	nd	3,83E-01
Lat	3,65	8,64E-01	nd	4,98E-01	7,35E+00	1,85E-01	1,92E+00	nd	1,94E-01
Lat	4,19	3,86E-01	nd	3,13E-01	5,47E+00	5,70E-02	1,67E+00	nd	nd
Lat	4,44	nd	nd	1,95E-01	5,53E-01	2,18E-01	2,52E-01	1,00E+00	nd
Lat	9,44	nd	nd	4,75E-02	1,06E+00	2,15E-02	1,97E-01	nd	nd
Lat	12,77	2,25E+00	nd	4,22E-01	3,17E-01	8,41E-01	2,74E-01	nd	nd
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	0,73	3,65E+00	2,21E+01	1,54E+00	1,21E+01	1,11E+00	3,92E+00	nd	2,21E+00
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	3,2	1,35E+01	2,29E+01	1,16E+00	1,44E+01	8,47E-01	4,19E+00	nd	1,78E+00
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	3,75	3,06E+00	nd	4,00E-01	1,11E+01	1,41E-01	3,76E+00	nd	1,39E+00
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	4,43	nd	1,70E+00	1,78E-01	6,93E+00	2,80E-02	2,77E+00	nd	8,22E-01
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	4,4	nd	3,40E+00	5,30E-02	4,87E-01	6,58E-02	2,96E-01	1,37E+00	nd
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	10,07	4,57E-01	nd	2,10E-01	2,20E+00	1,82E-01	8,98E-01	nd	nd
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	12,73	2,54E+00	1,42E+01	3,36E-01	1,93E+00	5,29E-01	1,32E+00	nd	nd
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	0,65	2,14E+00	4,32E+00	1,73E+00	1,63E+01	5,02E-01	3,43E+00	nd	6,80E+00
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	3,84	2,64E+00	4,70E+00	5,06E-01	1,45E+01	2,78E-01	3,44E+00	nd	5,74E+00
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	4,03	1,12E+00	nd	2,85E-01	1,19E+01	1,03E-02	3,01E+00	nd	3,90E+00

Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	5,86	nd	2,46E-01	6,77E-02	6,54E+00	1,07E-02	1,59E+00	nd	2,17E+00
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	6,37	nd	2,11E-01	2,87E-01	3,78E-01	1,78E-01	1,52E-01	7,03E-01	0,00E+00
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	9,82	nd	1,06E-01	9,12E-02	3,44E+00	3,96E-02	1,09E+00	nd	1,64E+00
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	12,8	5,61E-01	2,07E+00	1,44E-01	1,65E+00	1,38E-01	5,56E-01	nd	2,43E-01
Org	0,47	1,10E+01	1,05E+01	1,14E+01	2,11E+01	4,49E+00	1,59E+01	1,56E+00	3,74E+00
Org	2,56	1,17E+01	4,08E+01	1,45E+01	1,53E+01	4,11E+00	1,34E+01	1,43E+00	1,87E+00
Org	3,38	5,02E+00	nd	5,33E+00	1,12E+01	4,63E-01	1,31E+01	1,15E+00	1,16E+00
Org	3,95	2,93E+00	1,72E-01	2,40E+00	7,66E+00	1,71E-01	1,08E+01	2,58E-01	9,83E-01
Org	3,55	nd	1,59E+00	1,54E-01	1,03E+00	4,06E-02	1,90E+00	6,17E-01	nd
Org	6,36	3,41E+00	nd	1,41E+00	6,10E+00	6,03E-02	8,14E+00	2,72E-01	7,72E-01
Org	11,85	8,88E-01	7,12E+00	1,43E+00	2,78E+00	6,46E-01	5,98E+00	nd	9,16E-02

**ANEXO V – Valores concentração total dos macro e micronutrientes nos solos.**

origem	Zn mg. kg <sup>-1</sup>	Cu mg. kg <sup>-1</sup>	Fe mg. kg <sup>-1</sup>	Mn mg. kg <sup>-1</sup>	Al mg. kg <sup>-1</sup>	Ca mg. kg <sup>-1</sup>	K mg. kg <sup>-1</sup>	Mg mg. kg <sup>-1</sup>
Lat	55	nd	26694	75	79414	3744	1485	1089
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	38	2	25724	74	76219	4528	1602	1196
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	270	36	38771	222	234766	22814	1661	1929
Nit	99	68	80763	413	90542	5106	2747	2704
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	90	60	75263	422	82733	5730	2790	2375
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	107	63	77123	451	86811	5741	2798	2721
Org	61	36	18500	100	163514	1998	6453	1952

**ANEXO VI – Valores Utilizados Para o Cálculo do Fator de Transferência:**

Origem	<sup>60</sup> Co (solo)		<sup>60</sup> Co (rabanete)	
	Bq.kg <sup>-1</sup>	erro	Bq.kg <sup>-1</sup>	erro
Nit	1,26E+03	5,21E+02	8,00E+03	6,42E+01
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	1,33E+03	4,87E+02	1,25E+03	1,78E+01
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	1,48E+03	2,16E+02	2,19E+02	7,80E+00
Org	1,47E+03	1,13E+02	2,99E+03	6,12E+01
Lat	5,91E+02	1,06E+02	4,89E+03	1,07E+02
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	1,18E+03	3,51E+02	7,48E+03	5,71E+01
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	1,04E+03	2,45E+02	1,80E+02	6,47E+00

Origem	<sup>137</sup> Cs (solo)		<sup>137</sup> Cs (rabanete)	
	Bq.kg <sup>-1</sup>	erro	Bq.kg <sup>-1</sup>	erro
Nit	1,37E+03	8,38E+02	1,81E+02	1,38E+01
Nit 2 kg.m <sup>-2</sup>	1,37E+03	5,06E+02	1,88E+02	9,17E+00
Nit 4 kg.m <sup>-2</sup>	1,72E+03	2,03E+02	1,52E+02	2,16E+01
Org	1,94E+03	1,95E+02	4,50E+02	1,53E+02
Lat	1,14E+03	5,70E+02	1,35E+03	2,10E+02
Lat 2 kg.m <sup>-2</sup>	1,37E+03	5,04E+02	4,59E+02	3,87E+01
Lat 4 kg.m <sup>-2</sup>	1,72E+03	4,05E+02	3,36E+03	4,98E+01

## 8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXAKHIN, R. M.; KROUGLOV S.V. (2001), “Soil as the main compartment for radioactive substances in terrestrial ecosystems”, *Radioactive Pollutants, Impact on the environment*, Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire, 2001, pg.: 149-174

AL-MASRI M.S. (2006), “Vertical distribution and inventories of  $^{137}\text{Cs}$  in the Syrian soils of the eastern Mediterranean region”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 86, 187-198.

BAN-NAI T., MURAMATSU Y. (2002), “Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 63, 251–264.

BERGAOUI, L.; LAMBERT, J.F.; PROST, R. (2005), “Cesium adsorption on soil clay: macroscopic and spectroscopic measurements”, *Applied Clay Science*, 29, 23– 29

BOLT, G. H.; MCBRITE, M. B.; BOODT M. F., et .al. (1991), *Interactions at the Soil Colloid-Soil Solution Interface*, vol. 190, Editora Kluwer.

BRADY, N.C. (1989), *Natureza e propriedades dos solos*, 7ª Ed., Rio de Janeiro, editora Freitas Bastos.

BRUM, J.C. (2005), *Estudo do Inchamento de Betonitas Sódicas e Avaliação do Desempenho de inibidores de Difração de Raios X*, 2005, Tese de D.Sc., UFRJ, Rio de Janeiro.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. & CASAGRANDE, J.C. “Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo”. **In:** FERREIRA, M.E., ed. *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal, CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

CHIU C, LAI S., LIN Y., et al. (1999), “Distribution of the radionuclide  $^{137}\text{Cs}$  in the soils of a wet mountainous forest in Taiwan”, *Applied Radiation and Isotopes*, 50, 1097-1103.

COLLE C., DEBET S. R., REAL J. (1996), “Transferts des radiocobalt en milieu terrestre”, *Radioprotection*, 31 (3): 343-353.

COLLE, C., ROUSSEL-DEBET, S. (2000), “Sols et végétaux”, **In** *Le Césium : de l’environnement à l’Homme*. Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire, EDP Sciences, 1<sup>a</sup> Ed.: 63-92.

COOK, L.L., INOUE, R.S., MCGONIGLE, T.P., et al. (2007), “The distribution of stable cesium in soils and plants of the eastern Snake River Plain in southern Idaho”, *Journal of Arid Environments*, 69: 40–64

COSTA, F. DE S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J. A. FONTOURAS. M. V. (2004), “Aumento de matéria orgânica num latossolo bruno em plantio direto”. *Ciência Rural*, Santa Maria, 34, 2, 587-589.

CURI, N. (1993), *Vocabulário de ciência do solo*, Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

DE-POLLI, H.; ALMEIDA, D. L.; FREIRE, L. R. (1988). *Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro*. 2<sup>a</sup> Ed., Seropédica-RJ. Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

EHLKEN, S., KIRCHNER, G. (2002), "Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review", *Journal of Environmental Radioactivity*, 58, 97-112.

FARIA, D. L. A., CONSTANTINO, V. R. L., DIAS P. M. (2000), "Argilas saturadas com tetra (N-metil-4-piridil) porfirina: influência das características dos filossilicatos nos deslocamentos batocrômicos da banda Soret", 23ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, artigo 184, Poços de Caldas-RJ, maio de 2000.

FONTES, L.E.F; FONTES, M.P.F. (1992). *Glossário de Ciência do Solo*. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Viçosa. MG.

GHABBOUR E.A.; SCHEINOST A. C. & DAVIES G." XAFS studies of cobalt (II) binding by solid peat and soil-derived humic acids and plant-derived humic acid-like substances". *Chemosphere*, v. 67 (2), 2007, pp: 285-291.

GIANNAKOPOULOU, F., HAIDOUTI, C., CHRONOPOULOU, *et al.* (2007), "Sorption behavior of cesium on various soils under different pH levels", *Journal of Hazardous Materials*, 149, 553–556

GERZABEK M. H., STREBL F., TEMMEL B. (1998), "Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments, " *Environmental Pollution*" 99, 93-103.

GRIM, R. E. (1968), *Clay Mineralogy*, 2<sup>nd</sup> edition, New York, McGraw-Hill Book Company.

IAEA – INTERNACIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1989), "Measurement of radionuclides in food and the environment: a guidebook, *Technical Report Series*", nº 295, Vienna.

IAEA – INTERNACIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1994). Guidelines for agricultural countermeasures following and accidental release of radionuclides, *Technical Report Series*, nº 363, Vienna.

IUR – INTERNACIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS (1989), “Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors”, *In: VI Report of the Working Group Soil to Plant Transfer Factor*, International Union of Radioecologists. Bilthoven, Netherlands.

KALEMBKIEWICZ, J.; SOĆO, E. (2007), “Investigations of chemical fraction of Co and Ni in industrial fly ash and mobility of metals in environmental conditions”, *Chemosphere*, 67, 359–364

KARADENIZ, O.; YAPRAK, G. (2006), “Dynamic equilibrium of radio cesium with stable cesium within the soil mushrooms system in Turkish pine forest”, *Environmental Pollution*, 148, 319-324

KELLER, C.; VÉDY, J. C. “Distribution of copper and cadmium fractions in two forest soils.” *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 23, n. 5, 1994. p. 987- 989.

KIEHL, E.J. (1979). *Manual de Edafologia: Relações Solo/Planta*. Editora Agronômica CERES, São Paulo.

KOMOSAA (2002), “Study on geochemical association of plutonium in soil using sequential extraction procedure”, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 252, 121–128

KRAUSKOPF, K.B. *Introdução à geoquímica*. São Paulo: EDUSP, Polígono, 1972. v.1, 294p.

KUBICA, B., SKIBA, M., SKIBA, S., *et al.* (2007), “Dislocation of the  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  radionuclides in the podzol profiles of the Tatra mountains soil (South Poland)”, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 266, 3–9.

LOPES, A.S. (1984), *Solos sob cerrado: Características, propriedades e manejo. POTAFOS*, 162.

LUX D, KAMMERER L, RÜHM W, WIRTH E. (1995), “Cycling of Pu, Sr, Cs and other long living radionuclides in forest ecosystems of the 30-km zone around Chernobyl”, *Science of Total Environment*, 173-174: 375-384.

MALAVOLTA, E. (1987), *Manual de química agrícola: adubos e adubação*. Ed. Ceres, São Paulo, 606.

MATIAS, J. L. (2006), *Metais Pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em bacias hidrográficas em Santa Catarina*, Tese de D.Sc., Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

MCLAREN R.C. AND CRAWFORD DV. (1973) “Studies on soil copper. I. The fractionation of copper in soils”, *Journal Soil Sci.*, 24, 172-171.

MEIRA, J. M. L., (2001), *Argilas: o que são, suas propriedades e classificações, Comunicações Técnicas*, Visa Consultoria.

MISSANAT., GARCÍAGUTIÉRREZM., ALONSOU. (2004), “Kinetics and irreversibility of cesium and uranium sorption onto bentonite colloids in a deep granitic environment”, *Applied Clay Science*, 26, 137– 150.

NAKAMARU, Y.; ISHIKAWA, N.; TAGAMI, K.; *et al.* (2007), “Role of soil organic matter in the mobility of radiocesium in agricultural soils common in Japan”, *Colloids and Surfaces, A Physicochemical. Engineering Aspects*, 306, 111–117.

OULD-DADA, Z., FAIRLIE, I. & READ, C. (2001). "Transfer of radioactivity to fruit: significant radionuclides and speciation". *J Environ Radioact.*, 52 (2-3):159-174.

PORTILHO, A. P., (2005), *A Influencia da Adição de Composto Orgânico na Mobilidade e Biodisponibilidade do <sup>137</sup>Cs e do <sup>60</sup>Co em Solos Tropicais*, Dissertação de M.Sc., IRD, Rio de Janeiro, RJ.

PRADO, A.G.S. & AIROLDI C. (2003). "Humic acid-divalent cation interactions", *Thermochimica Acta*, 405: 287–292

PRADO, H., (2003), "Solos do Brasil: Gênese, Morfologia, Classificação, Levantamento, Manejo", 3ª Ed., Piracicaba-SP, Fundação Biblioteca Nacional.

QUEVAUVILLER, P. (2002), *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge & UK.

RAURET, G., LOPEZ-SANCHEZ, J. F., LUCK, D., et al. (2001), BCR-701 Information Reference Material, European Commission, Brussels & Belgium

RAWAT J. P., IRAQI S.M.U., SINGH R. P. (1996), "Sorption equilibria of cobalt (II) on two types of Indian soils - the natural ion exchangers", *Colloids and Surfaces, A. Physicochemical and Engineering Aspects*, 117, 183-188.

REICHARDT, K; TIMM, L. C. (2004), *Solo planta e atmosfera: conceito, processo e aplicações*. Manole, Barueri, pp:478.

REZENDE, M., N. CURI, J. C, KER, S. B. DE REZENDE (2007). *Pedologia; base para distinção de ambientes*. 5ª ed. Editora UFLA, Lavras (MG).

RIISE, G., LIEN, H.N.; OUGHTON D.H. et al. (1990), "A Study on Radionuclide Association with Soil Components Using a Sequential Extraction Procedure", *Journal Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 142, 531-538.

ROCHEDO, E. R. R., 2003, *Notas de Aula do Curso de Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental*, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, RJ.

ROCHEDO, E. R. R & WASSERMAN M. A., 2003, “Transferência no meio Terrestre”, **In:** ROCHEDO, E. R. R., *Avaliação de impacto Radiológico Ambiental*, 1ª Ed. Capitulo 5, Rio de Janeiro, CPG/IRD.

ROSA, F.B. (2006); *Avaliação das propriedades dos solos que influenciam na mobilidade do <sup>60</sup>Co em solos tropicais*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SCHIMMACK, W., BUNZL, K., DIETL, F., *et al.* (1994), “Infiltration of Radionuclides with Low Mobility (Cs-137 and Co-60) into Florest Soil. Effect of Irrigation Intensity”, *Journal Environmental Radioactivity*, 24, 53-63.

SALBU, B.; OUGHTON, D. H.; RATNIKOV, A. V. *et al.* (1994). “The Mobility of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in Agricultural Soils in The Ukraine, Belarus, and Russia”, *Health Physics*, 67, 518-528.

SERRAT, B. M., LIMA, M. R. L., SIRTOLI, E. S., (2006), *Diagnostico e Recomendações de Manejodo Solo: Aspectos teóricos e metodológicos*, UFPR, Curitiba, Brasil.

SPOSITO, G.; LUND, L.J. & CHANG, A.C. (1982), “Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solis phases.”, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 260-264,.

SPOSITO, G. (1984), *The Surface Chemistry of Soil*, *Oxford University Press*, New York. 248p.

STAUNTON, S.; DUMAT, C. & ZSONAY, A. (2002). "Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils". *Journal of Environmental Radioactivity* (58): 163-173.

SHAWKY, S.; EL-TAHAWY, M. (1990), "Distribution pattern of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the Nile delta and the adjacent regions after Chernobyl accident", *Applied Radiation and Isotopes*, 50, 435-443.

TAKENAKA, C., ONDA Y., HAMAJIMA Y. (1999), "Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils; Correlation with the contents of organic carbon", *The Science of the Total Environment*, 222, 193-199

TAUHATA, L., SALATI, I.P., DI PRINZIO *et al.* (2001), *Radioproteção e Dosimetria; Fundamentos*, IRD, CNEN, Rio de Janeiro R.J.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. AND BISSON M. (1979) "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals", *Anal. Chem.*, 51, 844-851.

TYLER G. (2004), "Vertical distribution of major, minor, and rare elements in a Haplic Podzol", *Geoderma* ,119, 277–290

TOSO, J.P. & VELASCO, R.H., (2001), "Describing the observed vertical transport of radiocaesium in specific soils with three time-dependent models", *Journal of Environmental Radioactivity*, 53, 133-144.

WASSERMAN, M. A., PEREZ, D. V., CONTI C. C., *et al.* (2002). *Transfer and Mobility of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$  in Oxisol and Alfisol*. In: VI National Meeting on Nuclear Applications, august de 2002. Rio de Janeiro 2002. CD-ROM.

WASSERMAN, M.A., PEREZ, D.V., BARTOLY, F. (2002a). *Biogeochemical behavior of  $^{137}\text{Cs}$   $^{60}\text{Co}$  in tropical and soils*. In: Bréchnac F. (Ed.), *The Radioecology e*

Ecotoxicology of Terrestrial and Estuarine Environments. Radioprotection - Colloques, vol. 37-C1:277-282.

WASSERMAN, M.A., PEREZ, D.V., BOURG, A. (2002b). "Behaviour of  $^{137}\text{Cs}$  in some Brazilian oxisols". *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33, 1335-349.

WASSERMAN, M.A.; PÉREZ, D.V.; PORTILHO, A.P.; BARTOLY, F.; SILVA, M.M.; FERREIRA, A.C.M; PADILHA, F.( 2007) *Biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  em solos tropicais sob adubação orgânica*. In: XI Congresso Brasileiro de Geoquímica. Atibaia, SP. CD-ROM.

WASSERMAN, M. A.. (2005), *Apostila de Radioecologia de Ecossistema Terrestres, Mestrado de Radioproteção e Dosimetria*, IRD, CPG, Rio de Janeiro.

YERA T. S., VALLEJO V.R., VALCKE E., *et al.* (1999), "  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  root uptake prediction under close-to-real controlled conditions", *Journal of Environmental Radioactivity*, 45: 191-217

YOSHIDA S., MURAMATSU Y., DVORNIK A.M., *et al.* (2004), "Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems", *J. Environ. Radioactivity*, 75: 301–313

ZIMDAHL, R.L., SKOGERBOE, R.K. (1977), *Behaviour of lead in soil*. *Environmental Science and Technology*, 11, 1202–1207

# Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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