

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS**

**Avaliação dos riscos ambientais pela  
acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados  
com dejetos de suínos**

**JULIANO SIMIONI**

**FLORIANÓPOLIS – SC**

**JUNHO DE 2001**

# **Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**

Dissertação submetida ao Curso de Mestrado em Agroecossistemas do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito para obtenção do grau Mestre em Agroecossistemas.

Orientador:

Prof. Dr. Jucinei José Comin

Co-orientadores:

Pesq. M Sc. Milton Antonio Seganfredo

Prof. Dr. Renato Irgang

**apresentada por**  
**Eng<sup>o</sup>. Agro. JULIANO SIMIONI**

**FLORIANÓPOLIS – SC**  
**JUNHO DE 2001**

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO (MESTRADO) EM AGROECOSSISTEMAS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**  
**FLORIANÓPOLIS –SC, BRASIL**

**DISSERTAÇÃO**

Submetida por *Juliano Simioni*  
como um dos requisitos para obtenção do Grau de  
**MESTRE EM AGROECOSSISTEMAS**

Aprovada em: 30/06/2001

---

Jucinei José Comin  
(Orientador)

---

Marília T. S. Padilha  
(Coordenadora PGAGR)

**BANCA EXAMINADORA:**

---

Dr. Darci O. P. Trebien (Presidente –CCA/UFSC)

---

Dr. Paulo A. V. de Oliveira (Embrapa Suínos e Aves)

---

Dr. Paulo Belli Filho (CTC/UFSC)

---

Dr. Luiz C. P. Machado F<sup>o</sup>. (CCA/UFSC)

Dedico,

Aos meus pais Vital e Lucila, que com dignidade criaram e educaram eu e meus irmãos Cleusa, Marcos, Sandra e Fabiano, em uma pequena propriedade familiar. Por isso a minha “causa” pela agricultura familiar.

E à Andréa, minha esposa, que me incentivou nesta caminhada.

*“Quando as mudanças no meio ambiente parecem representar ameaça a existência humana, não se deve esquecer que a causa do mal está, muitas vezes, dentro dos próprios homens.”*

*(Daisaku Ikeda)*

## AGRADECIMENTOS

Este é o momento agradecer a colaboração e a solidariedade de todos aqueles que ajudaram a construir esta obra. Alguns dos quais não precisavam colaborar, mas deram uma contribuição fundamental.

Façamos alguns registros:

Ao Prof. Dr. Jucinei José Comin, meu orientador, pela dedicação, incentivo, e principalmente, pela compreensão das dificuldades enfrentadas por um mestrando .

Ao Pesquisador Milton Antonio Seganfredo, Co-orientador, pelas longas discussões sobre o assunto que fizeram evoluir nosso conhecimento.

Ao Prof. Dr. Renato Irgang, grande conhecedor da suinocultura pelas valiosas sugestões.

Aos professores do curso de Pós Graduação em agroecossistemas que contribuíram para a compreensão da abrangente palavra sustentabilidade.

Aos colegas de mestrado, pela integração, trocas de experiências e incentivo.

À direção, pesquisadores e funcionários da Embrapa Suínos e Aves (em especial, do laboratório de análises físico-químicas), que muito contribuíram para a realização deste trabalho. Não faremos nomes para não tomar-mos todo este espaço.

Aos demais colaboradores, amigos pelos quais eu não perdi pela falta de tempo em curtir momentos de lazer.

## SUMÁRIO

<b>RELAÇÃO DE QUADROS E TABELAS</b>	<b>X</b>
<b>RELAÇÃO DE FIGURAS</b>	<b>XII</b>
<b>RESUMO</b>	<b>XV</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>XVI</b>
<b>1. APRESENTAÇÃO</b>	<b>17</b>
<b>2. INTRODUÇÃO</b>	<b>18</b>
<b>3. OBJETIVOS</b>	<b>20</b>
3.1. GERAL	20
3.2. ESPECÍFICOS	20
<b>4. HIPÓTESE</b>	<b>21</b>
<b>5. REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>22</b>
<b>5.1. IMPORTÂNCIA SÓCIO-ECONÔMICA DA SUINOCULTURA BRASILEIRA E CATARINENSE</b>	<b>22</b>
<b>5.2. A SUINOCULTURA E OS IMPACTOS AMBIENTAIS</b>	<b>27</b>
5.2.1. A PERCEPÇÃO DOS DANOS AMBIENTAIS	27
5.2.2. CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	29
5.2.3. PROLIFERAÇÃO DE INSETOS	30

VII

5.2.4. LIBERAÇÃO DE GASES, ODOR E QUALIDADE DO AR	30
5.2.5. CONTAMINAÇÃO DO SOLO	30
<b>5.3. UTILIZAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS COMO FERTILIZANTE E O BALANÇO DE NUTRIENTES NO SOLO</b>	<b>32</b>
<b>5.4. O PADRÃO ATUAL DAS DIETAS DOS SUÍNOS E A EXCREÇÃO DE NUTRIENTES</b>	<b>37</b>
<b>5.5. OS DEJETOS DE SUÍNOS E O RISCO DE CONTAMINAÇÃO DOS AGROECOSSISTEMAS COM METAIS PESADOS CU E ZN</b>	<b>41</b>
<b>5.6. ASPECTOS QUÍMICOS DO CU E ZN NO SOLO</b>	<b>45</b>
5.6.1. GEOQUÍMICA DO CU E ZN	45
5.6.2. FATORES DE RETENÇÃO E DISPONIBILIDADE DE CU E ZN NO SOLO	46
5.6.3. INTERAÇÕES COM OUTROS NUTRIENTES DO SOLO	48
5.6.4. O PODER DE PROTEÇÃO DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS	50
<b>5.7. LEGISLAÇÃO VIGENTE SOBRE METAIS PESADOS</b>	<b>51</b>
5.7.1. LEGISLAÇÕES INTERNACIONAIS	51
5.7.2. A SITUAÇÃO NO BRASIL	54
<b>6. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>56</b>
<hr/>	
6.1. IDENTIFICAÇÃO	56
6.2. LOCALIZAÇÃO	56
6.3. CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS	57
6.4. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	58
6.5. SOLOS	59
6.6. TRATAMENTOS (T)	61
6.8. DEJETOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS	68
6.9. CICLOS E ESPÉCIES DE PLANTAS CULTIVADAS	70
6.10. IRRIGAÇÕES	71
6.11. VASOS CORRESPONDENTES	71
6.12. DIAGNOSE VISUAL	72
6.13. COLHEITA E OBTENÇÃO DE AMOSTRAS PARA ANÁLISES	72
6.14. VARIÁVEIS ANALISADAS ;	73
6.15. PROCEDIMENTOS ESTATÍSTICOS	74
<b>7. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>75</b>
<hr/>	
<b>7.1. PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA (MS)</b>	<b>75</b>
<b>7.2. TEORES DE CU E ZN NO SOLO E NOS TECIDOS VEGETAIS</b>	<b>83</b>

<b>7.3. AVALIAÇÃO VISUAL DE SINTOMAS</b>	<b>95</b>
<b>7.4. LIXIVIAÇÃO DE CU E ZN NAS ÁGUAS DE PERCOLAÇÃO</b>	<b>98</b>
<b>7.5. BALANÇO DE NUTRIENTES NOS SOLOS</b>	<b>99</b>
<b>7.6. AVALIAÇÃO DO RISCO DE TOXICIDADE DE CU E ZN NOS SOLOS DO OESTE CATARINENSE</b>	<b>102</b>
<b>7.7. EM BUSCA DE UMA ABORDAGEM PARA DETERMINAR LIMITES DE CU E ZN NOS SOLOS</b>	<b>103</b>
<b>7.8. A VISÃO DO PROBLEMA SOB DIFERENTES CONCEPÇÕES</b>	<b>108</b>
<b>7.9. O PRESENTE ESTUDO E A REALIDADE</b>	<b>110</b>
<b>8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b>	<b>116</b>
<b>8.1. CONCLUSÕES</b>	<b>116</b>
<b>8.2. RECOMENDAÇÕES</b>	<b>119</b>
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>122</b>
<b>10. ANEXOS</b>	<b>130</b>
<b>10.1. ANEXO 1 – CROQUI DO DELINEAMENTO EXPERIMENTAL</b>	<b>130</b>
<b>10.2. ANEXO 2 - FOTO CAPELA E BLOCO DIGESTOR</b>	<b>131</b>
<b>10.3. ANEXO 3 - FOTO LEITURA DE AMOSTRAS NO APARELHO DE ABSORÇÃO ATÔMICA</b>	<b>131</b>
<b>10.4. ANEXO 4 - QUADROS DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA</b>	<b>132</b>
<b>10.5. ANEXO 5 - CONTRASTES ENTRE TRATAMENTOS</b>	<b>139</b>

## RELAÇÃO DE QUADROS E TABELAS

<b>Tabela 5.1.</b> Panorama da suinocultura mundial apresentando os principais países produtores de carne suína.	23
<b>Tabela 5.2.</b> Rebanho Brasileiro e dos Estados maiores produtores de Suínos com os respectivos abates e taxa de desfrute da atividade suinícola.	23
<b>Tabela 5.3.</b> Composição físico-química dos dejetos suínos encontrados por diferentes autores.	34
<b>Tabela 5.4.</b> Quantidade de nutrientes adicionados via dejetos de suínos e quantidades extraídas pela cultura do milho, para uma produtividade de 9 t ha <sup>-1</sup> .	34
<b>Tabela 5.5.</b> Rotas de transporte de poluentes e cenários de exposição para aplicação de lodos de esgotos consideradas pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana.	52
<b>Tabela 5.6.</b> Comparação entre limites máximos permitidos para elementos potencialmente tóxicos em solos manejados com lodos de esgoto nos Países da Comunidade Européia e Estados Unidos.	53
<b>Tabela 5.7.</b> Valores de referência e intervenção propostos para alguns elementos nos solos do Estado de São Paulo.	54
<b>Tabela 6.1.</b> Dados climáticos observados na estação experimental da EMBRAPA Suínos e Aves.	57
<b>Tabela 6.2.</b> Resultados da análise química dos 3 solos utilizados no experimento no estado da coleta no campo.	60
<b>Tabela 6.3.</b> Tratamentos utilizados nos experimentos para determinação da capacidade de suporte em Cu e Zn nos solos do Oeste de Santa Catarina.	61
<b>Tabela 6.4.</b> Ciclo 1 - Concentrações (mg Kg solo <sup>-1</sup> ) de N, P, K, Cu e Zn adicionados para cada tratamento na cultura da aveia ( <i>Avena strigosa</i> ), via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.	63
<b>Tabela 6.5.</b> Ciclo 2 - Concentrações (mg Kg solo <sup>-1</sup> ) de N, P, K, Cu e Zn adicionados na cultura do trigo ( <i>Triticum aestivum</i> ). via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.	64
<b>Tabela 6.6.</b> Ciclo 3 - Concentrações (mg Kg solo <sup>-1</sup> ) de N, P, K, Cu e Zn adicionados na cultura do milho ( <i>Zea mays</i> ) via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.	65

<b>Tabela 6.7.</b> Síntese das Concentrações de Cu e Zn (mg Kg solo <sup>-1</sup> ) adicionadas para cada tratamento por ciclo e ao final de 3 ciclos de experimentação.	66
<b>Tabela 6.8.</b> Combinações de dejetos produzidos para utilização nos experimentos para determinação da capacidade de suporte em Cu e Zn nos principais solos do Oeste de Santa Catarina.	68
<b>Tabela 6.9.</b> Composição Físico-química das 4 diferentes dietas fornecidas aos suínos para obtenção das 4 combinações de Cu e Zn nos dejetos utilizadas nos experimentos.	69
<b>Tabela 6.10.</b> Composição físico-química dos 4 dejetos utilizados nos experimentos.	70
<b>Tabela 7.1.</b> Produção de matéria seca em função do fator ciclo ou espécie.	76
<b>Tabela 7.2.</b> Efeito dos solos Cambissolo, Nitossolo e Latossolo, sobre a variável Matéria Seca.	78
<b>Tabela 7.3.</b> Efeito de solo sobre o comportamento das variáveis Cu e Zn total e trocável no solo e Cu e Zn nos tecidos vegetais.	83
<b>Tabela 7.4.</b> Efeito dos ciclos sobre as variáveis Cu e Zn totais e trocáveis no solo e Cu e Zn nos tecidos das plantas.	84
<b>Tabela 7.5.</b> Efeito dos tratamentos sobre as variáveis Cu total e trocável no solo e Cu nos tecidos vegetais.	85
<b>Tabela 7.6.</b> Efeito dos tratamentos sobre as variáveis Zn total e trocável nos solos e Zn nos tecidos vegetais.	86
<b>Tabela 7.7.</b> Balanço de entradas e saídas de Cu para o Cambissolo nos dezesseis tratamentos.	100
<b>Tabela 7.8.</b> Balanço de entradas e saídas de Zn para o Latossolo nos dezesseis tratamentos.	101
<b>Quadro 7.1.</b> Fluxograma das etapas para estudar os limites seguros de Cu e Zn nos solos do Oeste de Santa Catarina, que recebem dejetos de suínos como fertilizante do solo.	107

## RELAÇÃO DE FIGURAS

<b>Figura 5.1.</b> Agricultores da região Oeste de SC para os quais a suinocultura possui parcela significativa na formação da renda da família	25
<b>Figura 5.2.</b> Esquema demonstrando as possíveis perdas de nutrientes (NPK) dos estercos desde a excreção até a absorção pelas plantas (Brandjes <i>et al.</i> , 1996).	36
<b>Figura 5.3.</b> Fator de adsorção de Zn sugerido por Bolland <i>et al.</i> (1977), caracterizado por uma interação entre o íon fosfato e o Zn da solução do solo, formando um complexo na superfície da <i>Goetita</i> .	48
<b>Figura 6.1.</b> Visualização externa da área em que foram realizados os experimentos de campo na Embrapa Suínos e Aves.	57
<b>Figura 6.2.</b> Visualização interna do abrigo, demonstrando a disposição dos vasos sobre as bancadas e a cobertura dos mesmos com filme de polietileno.	58
<b>Figura 6.3.</b> Ilustração de uma unidade experimental disposta sobre bancada de ferro e com sistema coletor de águas percoladas.	67
<b>Figura 6.4.</b> Demonstração das baias individuais com o sistema coletor de fezes e urina.	69
<b>Figura 6.5.</b> Croqui da distribuição das cultivares de milho em cada parcela.	71
<b>Figura 7.1.</b> Resultados médios de produção de matéria seca (g) observados para os 16 tratamentos nos três ciclos de cultivo.	76
<b>Figura 7.2.</b> Efeito de tratamentos por solo. Solo 1 – Cambissolo, Solo 2 – Nitossolo, Solo 3 – Latossolo.	79
<b>Figura 7.3.</b> Produção de MS de Aveia ( <i>Avena Strigosa</i> ) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos.	80
<b>Figura 7.4.</b> Produção de MS de Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> ) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos.	81
<b>Figura 7.5.</b> Produção de MS de milho ( <i>Zea Mays</i> ) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos.	82
<b>Figura 7.6.</b> Relações entre concentrações de Cu trocável observadas e esperadas para os três solos utilizados nos 16 tratamentos.	88
<b>Figura 7.7.</b> Relações entre concentrações de Zn trocável observadas e esperadas para os três solos utilizados nos 16 tratamentos.	89

<b>Figura 7.8.</b> Teores de Cu nos tecidos vegetais nos solos – 1) Cambissolo, 2) Nitossolo e 3) Latossolo.	93
<b>Figura 7.9.</b> Teores de Zn nos tecidos vegetais para os solos 1) Cambissolo, 2) Nitossolo e 3) Latossolo.	94
<b>Figura 7.10.</b> Foto ilustrando plantas de milho com sintomas de clorose generalizada e algumas folhas com pontas necrosadas.	96
<b>Figura 7.11.</b> Plantas de milho apresentando cor arroxeadada no caule e em algumas folhas, considerado um sintoma típico de deficiência de P.	97
<b>Figura 7.12.</b> Efeito dos tratamentos sobre a variável P nos tecidos na cultura do milho.	98

## RELAÇÃO DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**ABCS** – Associação Brasileira de Criadores de Suínos

**ABIECS** – Associação Brasileira de Exportadores de Carne Suína

**ACARESC** – Associação de Crédito e Assistência Rural de Santa Catarina

**ACCS** – Associação Catarinense de Criadores de Suínos

**CASAN** – Companhia Catarinense de Água e Saneamento

**CETESB** – Companhia de Água e Saneamento de São Paulo

**cmol<sub>c</sub>** - Centi mol de carga

**CNPMS** – Centro Nacional de Pesquisas em Milho e Sorgo

**CNPISA** – Centro Nacional de Pesquisas em Suínos e Aves

**CO<sub>2</sub>** – Dióxido de Carbono

**CTC** – Capacidade de Troca de Cátions

**EMBRAPA** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

**EPAGRI** – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

**FAO** – Food and Agriculture Organization of the United Nations

**FATMA** – Fundação de Amparo à Tecnologia e ao Meio Ambiente

**IBGE** – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

**ICEPA** – Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina

**ISO** – International Standardization Organization

**LAFQ** – Laboratório de Análises Físico-Químicas

**MO** – Matéria orgânica

**MS** – Matéria Seca

**N<sub>2</sub>** - Gás nitrogênio

**pH** – Potencial Hidrogeniônico

**PTEs** – Elementos potencialmente tóxicos

**ROLAS** – Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e Plantas

**USDA** – United States Department of Agriculture

**USEPA** – United States Environmental Protection Agency

## RESUMO

A suinocultura é a segunda atividade agropecuária em importância econômica de Santa Catarina. Contudo, o sistema de produção adotado tem gerado impactos ambientais nas regiões produtoras devido a concentração do rebanho suíno, da característica poluidora dos dejetos, associado ao manejo inadequado. A utilização como fertilizante no solo apresenta limitações pelo desbalanço de elementos nutrientes e a presença elevada dos metais pesados Cu e Zn.

Este estudo tem como objetivo avaliar a capacidade de suporte em Cu e Zn dos principais solos do Oeste de Santa Catarina, expostos a utilização de dejetos de suínos como fertilizante e fornecer subsídios para o estabelecimento de uma legislação ambiental para limites destes metais pesados nos solos.

Foram selecionados três solos (Cambissolo háplico eutroférico, Nitossolo vermelho eutroférico e Latossolo vermelho distroférico) e aplicados 16 tratamentos com concentrações variáveis de Cu e Zn. O experimento foi realizado com vasos e planejado para ser realizado em ciclos continuados de cultivo. No trabalho foram realizados e analisados três ciclos de experimentação (aveia, trigo e milho).

Os resultados demonstram que até o presente não há efeitos dos tratamentos de Cu e/ou Zn sobre as culturas. Entre os solos, foi observado diferenças significativas na resposta das plantas à aplicação dos tratamentos; no controle da disponibilidade desses elementos; e na absorção de Cu e Zn pelas plantas. Na avaliação das águas percoladas dos vasos, as concentrações encontradas foram muito baixas. No balanço de entradas e saídas de Cu e Zn do sistema, foi observado que as retiradas são insignificantes diante das entradas, havendo com isso um processo muito forte de acumulação no solo. Por outro lado, o risco de contaminação de outros ecossistemas é baixo. Para as próximas etapas de experimentação sugere-se a avaliação de mais componentes, bem como diversificar as espécies vegetais e cultivá-las até o final de seu ciclo.

Destaca-se a necessidade de medidas em nível dos sistemas de produção de suínos, a fim de diminuir o alto poder poluente dos dejetos. Dessa forma danos ambientais irreversíveis, como a contaminação de ecossistemas com metais pesados, poderão ser evitados, sob pena de inviabilizar certas explorações agrícolas nas regiões de alta densidade de suínos.

## ABSTRACT

Raising pigs is the second most important farmactivity in Santa Catarina. Nevertheless, the system of production has generated environmental impacts in the region of production, due to the concentration of pigs and the polluting characteristic of the wastes, associated to inadequate management. The use of the pigs wastes as fertilizer in the soil, presents limitations due to the imbalance of nutrient elements and the high amount of heavy metals Cu and Zn.

This study aims to evaluate the soil's capacity to support Cu and Zn applications on the main soils in the west in Santa Catarina, which are exposed to the use pig waste as fertilizer and moreover, supplying subsidy to the establishment of an environmental legislation to the limits of these heavy metals on the soils.

In this research, three soils were selected (*Cambissolo háplico eutroférico*, *Nitossolo vermelho eutroférico*, *Latossolo vermelho distroférico*) and 16 treatments with variable concentration of Cu and Zn. The experiment was accomplished with pots in continual cycle of cultivation of oat, wheat and maize.

The results show that there aren't effects of the treatments of Cu and or Zn on the cultivations. Among the soils, there were significant differences in the reaction to the application of the treatments; the available control of these elements; and in the absorption of Cu and Zn by plants. In the evaluation of the percolated waters of the pots, the concentrations found were very low. Much more Cu and Zn entered the system, than was removed, so there is a very intense process of accumulation in the soil. In the other hand, this process decreased the risk of contamination of other ecosystems. To the next stages of experimentation, this study suggests the evaluation of more components, as well as changing the vegetable sorts and cultivate them until the end of their cycle.

The necessity of measures in level of the production systems of pigs, is pointed out in order to decrease the high polluting power of pig waste. Thus irreversible environmental damages, like the contamination of ecosystems with heavy metals can be avoided, as long as some agricultural explorations in the regions of high density of pigs are prevented.

## 1. APRESENTAÇÃO

A atividade suinícola em Santa Catarina é reconhecida atualmente como a maior fonte poluidora do ambiente rural. Vários impactos têm se manifestado sobre a região Oeste Catarinense decorrentes da alta densidade da população de suínos aliada às condições inadequadas de manejo dos dejetos. Destacam-se geralmente os impactos sobre os recursos hídricos, a presença exagerada de insetos e os odores causados pelas granjas próximas dos centros urbanos. Além destas, outras conseqüências também afetam a qualidade de vida atual e futura da população.

Das opções de manejo dos dejetos de suínos, a utilização dos mesmos como fertilizante do solo é uma das práticas mais viáveis. No entanto, devido ao grande volume de dejetos gerados, aliado a alta concentração em nutrientes, há, muitas vezes, aporte maior de nutrientes do que a necessidade das culturas, provocando o acúmulo no solo. Com isso, todas as conseqüências que o excesso de certos elementos químicos podem causar nos ecossistemas. Ressalta-se neste trabalho, os riscos da acumulação dos metais pesados cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo, sobre os componentes de um ecossistema que recebe dejetos de suínos como fertilizante do solo.

No presente estudo são abordados alguns aspectos relacionados aos impactos ao ambiente decorrentes da atividade suinícola em Santa Catarina. Foram estudados os efeitos da utilização intensiva e continuada de dejetos de suínos como fertilizante sobre as culturas, solo e recursos hídricos. O estudo foi realizado na estação experimental da Embrapa Suínos e Aves, avaliando-se os três solos mais representativos do Oeste Catarinense, quanto à capacidade dos mesmos em tolerar altas concentrações de Cu e Zn, sem o comprometimento de seus componentes. O objetivo do presente estudo, foi avaliar a atividade suinícola na região Oeste de Santa Catarina sob a ótica da sustentabilidade dos solos que recebem dejetos de suínos como fertilizante, e em especial, determinar a capacidade de suporte de Cu e Zn no solo, aplicados via dejetos de suínos, sem que haja o comprometimento destes componentes. Além disso, o trabalho pretende gerar informações para auxiliar na elaboração de normas que disciplinam a prática da utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo, de maneira sustentável.

## 2. INTRODUÇÃO

O estado de Santa Catarina destaca-se como o maior produtor nacional de suínos, com um rebanho superior a 5 milhões de animais e uma produção de carne suína correspondendo a mais de 30% da produção nacional. A região Oeste de Santa Catarina detém 84% da produção estadual. No estado, existe um complexo agro-industrial muito bem estruturado, que representa 45% dos abates inspecionados de suínos no País, ou seja, mais de 7 milhões de suínos foram abatidos em 2000. Levantamentos realizados por órgãos ligados à agricultura demonstram que a suinocultura é a segunda atividade agropecuária de maior importância econômica no Estado, promovendo um movimento anual na economia do Estado em torno de R\$ 2,2 bilhões (ICEPA, 1999).

Apesar da importância econômica desta atividade, a crescente tendência pela adoção de “sistemas confinados de produção” ocorrida na suinocultura a partir da década de 70, passou a gerar grandes quantidades de dejetos sem, no entanto, haver adequação de sistemas de manejo e armazenamento. Desta forma, a atividade transformou-se na maior fonte poluidora dos mananciais de água de Santa Catarina (Oliveira *et al.*, 1993). Diante do impacto ambiental que o elevado volume de efluentes gera, surge a necessidade urgente em se fazer tratamento e/ou destino adequado desses resíduos.

A utilização dos dejetos de suínos como fertilizante do solo é interessante tanto do ponto de vista econômico, quanto ecológico, uma vez que representa um recurso interno das propriedades rurais, contendo nutrientes e compostos orgânicos, com capacidade de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo. Entretanto, vários aspectos carecem de estudos, de forma a se projetar com segurança essa perspectiva. Entre estes aspectos, cabe citar: o potencial de depuração dos dejetos no solo, e as alterações provocadas, principalmente a longo prazo, no pH, capacidade de troca de cátions (CTC), o acúmulo de macro e micronutrientes no solo, os efeitos sobre a comunidade microbiana e a qualidade da água no solo.

O estudo dos efeitos do acúmulo de micronutrientes no solo é necessário, pois, na busca constante por melhores resultados zootécnicos dos animais, é comum a utilização de estratégias alimentares e de controle de doenças através da adição de concentrações elevadas de Cu e Zn nas dietas dos animais. Conseqüentemente, os dejetos dos suínos alimentados nessas condições, apresentarão concentrações elevadas desses elementos. A utilização dos dejetos nesta condições especificadas, conduz ao acúmulo de Cu e Zn no solo, podendo causar impactos negativos sobre os componentes do sistema, tais como alterações sobre a comunidade microbiana do solo, na diversidade de espécies vegetais, causar toxicidade às plantas, animais e artrópodes e contaminar outros ecossistemas através das perdas pelas águas e da cadeia alimentar.

Manifestações de toxicidade por Cu e Zn tem sido observadas em vários países, especialmente em áreas expostas por longos períodos à disposição de resíduos contendo altas concentrações desses metais pesados. A preocupação com o acúmulo desses metais pesados é tão séria que vários Países têm estabelecido normas para padrões de qualidade do solo, limitando as cargas máximas de metais pesados, como forma de garantir sua funcionalidade. No entanto, no cenário internacional, há limitação de estudos científicos para dar suporte ao estabelecimento de normas dessa natureza. No Brasil, a situação é ainda mais crítica, pois ainda não existe normatização para padrões de qualidade do solo.

Ressalta-se também que a recuperação de áreas contaminadas é uma ação inexequível, visto que as retiradas de metais pesados do ecossistema através da produção, erosão e lixiviação são muito baixas.

No momento em que a sociedade vive uma transição, observa-se que consumidores estão se tornando mais conscientes e exigentes, ambientalistas cada vez mais são ouvidos, as pessoas buscam por formas de vida mais saudáveis, além de inúmeras outras manifestações de mudança. Com isso, mercados têm se aberto para produtos com “qualidade ética” onde o processo produtivo não tenha gerado danos ambientais. Na suinocultura não poderá ser diferente, e as atrocidades cometidas sobre o meio ambiente terão que ser corrigidas sob pena delas inviabilizarem a atividade, especialmente na região de maior densidade suinícola de Santa Catarina.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Geral**

- Avaliar a atividade suinícola na região Oeste de Santa Catarina sob a ótica da sustentabilidade dos solos que recebem dejetos de suínos como fertilizante.

#### **3.2. Específicos**

a) Determinar a capacidade máxima de suporte do solo para os micronutrientes Cu e Zn aplicados via dejetos de suínos, preservando-se a qualidade das plantas, do solo e da água, nos três principais solos do Oeste de Santa Catarina onde se desenvolve a suinocultura com maior densidade.

b) Fornecer subsídios para o estabelecimento de uma legislação ambiental específica para níveis de Cu e Zn nos dejetos e no solo.

#### 4. HIPÓTESE

$h_0$  – As quantidades acumuladas a longo prazo de Cu e Zn no solo, aplicados via dejetos de suínos, não são suficientes para deteriorar a qualidade do solo e da água e afetar o desenvolvimento das culturas, nos três principais solos do Oeste de Santa Catarina onde a suinocultura encontra-se mais concentrada.

$h_1$  – As quantidades acumuladas a longo prazo de Cu e Zn no solo, aplicados via dejetos de suínos, são suficientes para deteriorar a qualidade do solo e da água e afetar o desenvolvimento das culturas, nos três principais solos do Oeste de Santa Catarina, onde a suinocultura encontra-se em maior concentração.

## 5. REFERENCIAL TEÓRICO

### 5.1. IMPORTÂNCIA SÓCIO-ECONÔMICA DA SUINOCULTURA BRASILEIRA E CATARINENSE

O Brasil é um país com enorme potencial para a produção de proteína animal. Na bovinocultura, por exemplo, nenhum outro país consegue produzir carne de forma extensiva e econômica como o Brasil. Na Suinocultura, as grandes transformações que ocorreram a partir da década de 90, colocaram algumas regiões brasileiras no cenário internacional, entre aquelas com melhores índices técnicos mundiais de produção. De acordo com dados da FAO, em 1999, o Brasil estava classificado como o oitavo produtor mundial de carne suína. Do total produzido no mundo, 86,4 milhões de toneladas de carcaças, o Brasil respondeu por 1,7 milhões de toneladas e com previsão para o ano 2000 de 1,84 milhões de toneladas (Tabela 5.1). Neste mesmo cenário, a China, o maior produtor, respondeu por quase 50% da produção (ANUALPEC, 2000).

Santa Catarina detém atualmente mais de 30% da produção de carne suína brasileira. Somente em 1998, a produção no estado foi de 583 mil toneladas, com uma taxa de desfrute de 169,8%<sup>1</sup> (ICEPA, 1999); índice semelhante aos Estados Unidos e países Europeus (ACCS, 2001).

No Estado, a atividade suinícola encontra-se concentrada no Oeste Catarinense, perfazendo 84 % da produção de carcaça suína. Outras regiões de importância são o Sul do Estado, na Microrregião de Tubarão e o vale do Itajaí, na Microrregião de Rio do Sul (ICEPA, 1999). Na Tabela 5.2 são apresentados os rebanhos suínos nacional e dos estados maiores produtores do Brasil.

Na formação do valor bruto da produção agropecuária estadual, a suinocultura é a segunda principal atividade, participando com 17,8% do total (R\$ 588,00 milhões em R\$ 3,3 bilhões). O movimento na economia estadual gira em torno de R\$ 2,2 bilhões, empregando diretamente cerca de 65 mil pessoas e indiretamente mais de 140 mil pessoas (ACCS, 2001).

---

<sup>1</sup> Valor calculado considerando o número de animais abatidos dividido pelo número de matrizes do rebanho e multiplicado por 100.

**Tabela 5.1.** Panorama da Suinocultura mundial apresentando os principais países produtores de carne suína.

Países	1995			2000*		
	Rebanho (milhões de cabeças)	Abate (milhões de cabeças)	Produção (milhões de toneladas)	Rebanho (milhões de cabeças)	Abate (milhões de cabeças)	Produção (milhões de toneladas)
China	441,69	475,60	36,48	409,50	495,00	37,89
Estados Unidos	58,20	96,33	8,01	60,36	97,95	8,46
Alemanha	23,74	39,36	3,6	27,12	42,70	3,89
Espanha	18,60	27,54	2,18	22,23	35,91	2,91
França	14,52	24,52	2,15	15,44	26,92	2,34
Polônia	20,34	22,70	1,58	18,00	21,50	1,58
Dinamarca	10,71	19,25	1,46	12,41	22,21	1,72
<b>Brasil</b>	<b>32,10</b>	<b>17,46</b>	<b>1,45</b>	<b>27,70</b>	<b>24,53</b>	<b>1,84</b>
Holanda	13,96	18,62	1,62	12,50	18,00	1,60
Rússia	22,63	24,26	1,86	15,90	26,93	1,40

Fonte: adaptado de Anualpec, 2000. Estatísticas da USDA

\* Previsão FNP Consultoria

**Tabela 5.2.** Rebanho Brasileiro e dos Estados maiores produtores de Suínos com os respectivos abates e taxa de desfrute da atividade suinícola.

Estados	Rebanho de suínos (cabeças)		Abates de suínos (cabeças)	
	1995	2000*	1995	2000*
1- Santa Catarina	4.050.376	5.103.546	3.944.342	4.859.557 (89,1%)
2- Paraná	3.577.305	4.562.368	3.564.542	4.264.327 (87,2%)
3- Rio Grande do Sul	3.905.466	4.677.715	4.019.875	4.461.704 (89,1%)
4- Minas Gerais	2.763.226	2.896.181	3.151.679	2.553.568 (78,7%)
5- Maranhão	1.768.601	1.431.388	2.037.760	1.267.172 (73,3%)
6- São Paulo	1.790.504	1.654.265	2.216.197	1.486.784 (81,1%)
7- Piauí	1.050.391	1.009.433	1.007.154	895.538 (73,0%)
8- Bahia	1.544.658	923.015	2.168.618	818.987 (74,2%)
<b>Brasil</b>	<b>32.335.337</b>	<b>31.487.261</b>	<b>31.949.829</b>	<b>26.018.482 (82,6%)</b>

Fonte: Anualpec, 2000. Estatísticas de FNP/ABCS/ABIECS/IBGE.

\* Projeção

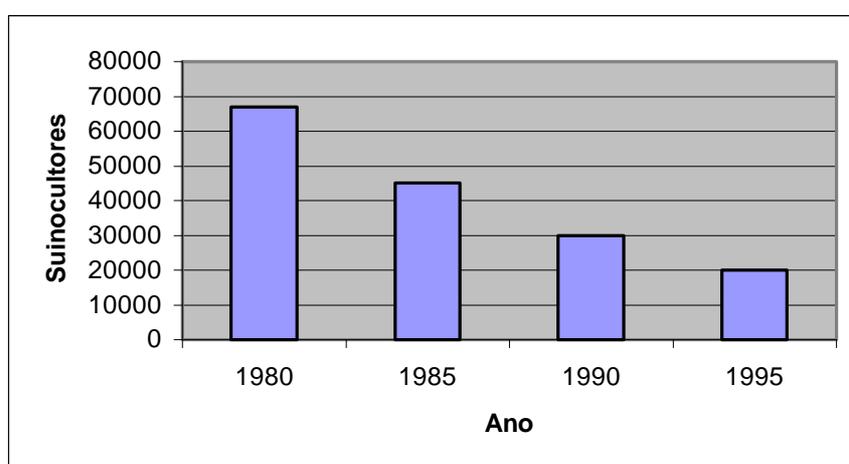
Obs: Valores entre parênteses representam a taxa de desfrute da atividade considerando o rebanho.

No Brasil, constata-se que os índices zootécnicos da atividade ainda encontram-se significativamente abaixo de países da comunidade europeia, Estados Unidos, Canadá e China. A taxa de desfrute dos rebanhos ultrapassa os 100%, enquanto o Brasil apresenta apenas 82,6 % de desfrute do seu rebanho. Isto, oportunizado pelos bons índices dos estados do Sul e Sudeste. Contudo, mesmo nas regiões com piores índices zootécnicos, a criação de suínos é extremamente importante para o fornecimento local de proteína e gordura animal. Além disso, a criação extensiva não gera os problemas ambientais comuns das regiões com produção concentrada e permite o uso de fontes alternativas de alimento para os animais, como restos de comida e pastagens.

Foram os aspectos sócio-culturais dos colonizadores da região sul do Brasil que contribuíram para firmar a suinocultura como complexo agro-industrial desta região. No Oeste de Santa Catarina, por exemplo, os colonizadores que chegaram entre as décadas de 20 e 50, já possuíam em suas raízes o hábito da criação de animais, principalmente suínos, comercializando os excedentes produzidos. Outros aspectos importantes, foram a caracterização familiar da produção e o tamanho reduzido das propriedades, que exigiam atividades de maior renda agregada. Estes aspectos favoráveis culminaram com o surgimento das Agroindústrias a partir da década de 40, promovendo um grande impulso econômico, que ascendeu até os anos 80, quando a região foi considerada como modelo de desenvolvimento rural. A partir desse período, algumas crises, como o surgimento de epidemias sobre o rebanho suíno (caso da peste suína clássica) e o aumento da competitividade no setor, promoveram como última consequência um processo de exclusão de produtores do sistema integrado de produção não adaptados às exigências das Agroindústrias.

Um breve levantamento histórico da suinocultura no Censo agropecuário de 1983 (IBGE, 1983), permite verificar que a suinocultura no Brasil era uma atividade predominante de pequenas propriedades rurais. Cerca de 82 % dos suínos eram criados em unidades de até 100 ha, encontrando-se presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais existentes no país, empregando mão-de-obra tipicamente familiar e constituindo uma importante fonte de renda e estabilidade social. Entretanto, ao se passarem quase duas décadas, a atividade passou por transformações que estão tornando-a cada vez mais especializada, conduzindo para a diminuição do número de suinocultores, enquanto que a produção aumentou

consideravelmente. Testa *et al.* (1996), demonstram claramente a tendência de concentração da suinocultura nos dados apresentados a partir de 1980 até 1995 (Figura 5.1). Atualmente, dados da ACCS estimam cerca de 20 mil propriedades rurais explorando a suinocultura, tendo-a como principal atividade. Ressalta-se que número considerável destas estão fora do sistema de integração e não vêm conseguindo adequar-se as exigências tecnológicas e de mercado deste sistema de produção de suínos. Em breve estarão fora do mercado. Nesse ritmo de transformação da atividade, é possível estimar entre dez e doze mil produtores no sistema de integração até 2005.



**Figura 5.1.** Agricultores da região Oeste de SC para qual a suinocultura possui parcela significativa na formação da renda da família (Testa *et al.*, 1996).

A partir da segunda metade da década de 90, motivadas por menores custos de produção e incentivos fiscais, as empresas do complexo suinícola iniciaram uma transferência para os estados do Centro-Oeste Brasileiro, criando expectativa de que nas próximas décadas aumente a importância desta região na produção de suínos, enquanto no Sul do país, a produção ficaria estabilizada. No entanto, contrariando estas expectativas, a produção Sul Brasileira vem aumentando sua participação na suinocultura Brasileira ano após ano. Entre os fatores que podem explicar este fato, a qualidade da mão de obra e o clima, talvez sejam os mais importantes, além da estrutura já montada na região.

Por outro lado, o surgimento de problemas agudos de poluição nas zonas produtoras, como a poluição generalizada dos mananciais de água, coloca a região em situação delicada. Além dos problemas ambientais herdados, alguns dos quais irreversíveis, há também um risco sócio econômico motivado pelas novas exigências ambientais dos mercados consumidores de carne suína, exigindo produtos que atendam aos padrões de qualidade ambiental. Seguindo esta tendência, especialistas da área de sócio-economia entendem que há necessidade de utilização de boas práticas em todo o processo produtivo (Talamini, 2000), entre elas o manejo adequado dos dejetos e o respeito ao bem estar dos animais, são pré requisitos à competitividade desta atividade.

## 5.2. A SUINOCULTURA E OS IMPACTOS AMBIENTAIS

### 5.2.1. A percepção dos danos ambientais

A percepção dos atores envolvidos nos danos ambientais provocados pela suinocultura em Santa Catarina, têm uma estreita relação com a evolução das pesquisas relacionadas ao tratamento, manejo e utilização de dejetos de suínos. Silva (2000) ordenou esta evolução em cinco fases distintas, que serão apresentadas a seguir:

- ◆ Primeira fase: início da década de 60 até o final da década de 70. Não havia maiores preocupações com a questão dos dejetos, sendo recomendado pelo meio técnico, a construção das pocilgas o mais próximo possível dos cursos d'água, para facilitar a remoção dos dejetos. Esta é a fase da “ignorância” do problema.

Outro fator para a não percepção do problema nesta fase (Oliveira *et al.* 1993), estava relacionado ao tamanho do rebanho, que ainda era pequeno, por ser o início da fase industrial da suinocultura. Sendo assim, a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade de depurá-los, não ocorrendo maiores problemas aos mananciais de água, ou ainda, os dejetos eram utilizados como fertilizante em concentrações não perniciosas ao ambiente. Também não se pode deixar de citar que o sistema de produção predominante na época, que caracterizava-se por animais criados ao ar livre durante o dia e pernoitando nas pocilgas.

- ◆ Segunda fase: a partir do final da década de 70 e início dos anos 80. Passa a haver um aumento da preocupação relacionada à utilização dos dejetos. Surgiram os primeiros programas oficiais, porém, o enfoque era mais energético (produção de biogás) do que ambiental.

Esta é uma das fases onde ocorreu uma maior expansão da atividade na região, com a adequação de tecnologias para adoção de “sistemas confinados de produção”, com a geração de grandes quantidades de dejetos de forma concentrada. Por conseguinte, não havendo a devida preocupação com relação a adequação de sistemas de manejo e armazenamento dos dejetos gerados, a

suinocultura passou a ser uma das maiores fontes poluidoras dos mananciais de água de Santa Catarina (Oliveira *et al.*, 1993).

- ◆ Terceira fase: durante os anos 80. Estudos no meio rural sobre a qualidade biológica das fontes de abastecimento de água para consumo humano, revelaram que mais de 90% das fontes estavam comprometidas com coliformes fecais acima dos padrões legais. A partir de então, passou-se a incentivar a construção de esterqueiras, uso dos dejetos como fertilizante e proteção dos mananciais de água.
- ◆ Quarta fase: início dos anos 90. Houve uma proposição para o estabelecimento de um programa integrado, visando o desenvolvimento de pesquisas destinadas ao adequado monitoramento das esterqueiras, transporte e destino dos dejetos, avaliação do impacto ambiental do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo e desenvolvimento de tecnologias destinadas ao tratamento e valorização dos dejetos de suínos. Nesta fase ocorreu envolvimento de várias instituições.
- ◆ Quinta fase ou fase atual: talvez seja uma evolução da fase anterior. Caracteriza-se pelos seguintes aspectos:
  - a. preocupação no sentido de quantificar o fenômeno da poluição por dejetos a partir de dados mais consistentes, e não somente a partir das evidências da contaminação das águas por coliformes fecais;
  - b. compreensão do fenômeno da poluição agrícola e de suas características, principalmente através do entendimento de que a solução do problema, não é exclusivamente técnica, é também econômica, política e social. Ou seja, passa-se a ter um entendimento quanto ao caráter multidisciplinar e interinstitucional do problema;
  - c. pressão da sociedade sobre as agroindústrias para que incorporem normas de padrões internacionais para manejo ambiental em todo o sistema de produção de suínos, e não apenas para as plantas industriais.

Embora os horizontes sejam visíveis quanto aos encaminhamentos para tratar dos impactos ambientais causados pelos dejetos de suínos em Santa Catarina, pode-se verificar na prática, que as medidas adotadas encontram-se ainda entre a terceira e quarta fases caracterizadas anteriormente. Verifica-se ainda em algumas criações o despejo de dejetos de suínos nos cursos d'água, e em algumas regiões, não há provisão de áreas adequadas para disposição da totalidade dos dejetos como fertilizante do solo. De fato, a intensificação do aparecimento de focos isolados

de poluição de fontes de água e o aumento da proliferação de insetos, como moscas e mosquitos, no meio rural na região Sul foram os fatores que mais despertaram a sociedade para a ocorrência de problemas de importância ambiental. Isso decorre porque os seus efeitos são diretos e imediatos sobre as pessoas.

Atualmente, as principais manifestações de degradação ambiental são a contaminação de águas superficiais e do lençol freático por compostos orgânicos, nutrientes e microrganismos entéricos; alterações das características físicas, químicas e biológicas dos solos; poluição atmosférica pela emissão de gases prejudiciais e a presença de insetos (Oliveira *et al.*, 1993; Brandjes, *et al.* 1996; Backus *et al.* 1998). A seguir são detalhados alguns dos principais impactos provocados pelos dejetos de suínos, quando manejados inadequadamente.

### **5.2.2. Contaminação dos recursos hídricos**

A contaminação dos recursos hídricos pode ocorrer pelo escoamento de componentes dos dejetos de lavouras fertilizadas ou pela deposição de dejetos diretamente nos cursos d'água. Entre os componentes impactantes, tem sido considerado o arraste de compostos orgânicos e nutrientes, sendo a lixiviação de N-nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e "escorrimento" de fósforo (P) os mais destacados. O aumento da concentração de nutrientes nas águas, principalmente P, pode causar o fenômeno chamado eutrofização<sup>2</sup>, de ocorrência comum em lagos ou reservatórios com águas paradas situados em locais próximos de criações intensivas. Silva (2000), monitorando águas da Bacia Hidrográfica dos Fragosos – Concórdia SC, encontrou para todos os pontos de coletas, valores muito além dos padrões legais para P em águas de superfície, chegando-se em um dos pontos de coletas à concentração de  $14 \text{ mg P L}^{-1}$ . Para se ter uma idéia, a legislação ambiental Holandesa para permite para águas de superfície concentrações de  $10 \text{ mg N L}^{-1}$  e  $0,15 \text{ mg P L}^{-1}$  (Van der Mollen *et al.*, 1998).

Os problemas decorrentes da contaminação dos recursos hídricos são potencializados pelo fato do sistema de abastecimento de águas urbano utilizar predominantemente mananciais superficiais para captação de água (Casan -

---

<sup>2</sup> Quando há o enriquecimento de um corpo d'água com nutrientes, ocorre desenvolvimento desordenado de algas, produzindo biomassa (compostos orgânicos), onde na decomposição, consumirá o oxigênio, criando um ambiente anaeróbio.

www.casan.com.br). Em princípio, estes mananciais estão mais sujeitos a contaminação pelos dejetos das atividades agropecuárias, efluentes das cidades, contaminação por agrotóxicos e erosão. Várias doenças infecciosas também estão relacionadas com a qualidade dos recursos hídricos, tais como salmonelose, leptospirose, tularemia, febre aftosa, hepatite, peste suína clássica, etc., que podem ser contraídas a partir de águas utilizadas por animais ou pelo homem, quando previamente contaminadas pelo aporte de dejetos suínos (Oliveira *et al.*, 1993).

### **5.2.3. Proliferação de insetos**

Nas regiões produtoras de suínos, merece maior atenção a proliferação da mosca doméstica e de estábulos, associadas aos esterco frescos acumulados junto e nas proximidades das granjas, e de mosquitos (simulídeos) que proliferam nas águas de rios poluídos com altos teores de compostos orgânicos.

### **5.2.4. Liberação de Gases, Odor e Qualidade do ar**

A liberação de gases nocivos, decorrentes da concentração de dejetos, provoca danos à sociedade através da emissão de maus odores, problemas de saúde e desconforto às pessoas e animais expostos a estas emissões. Os principais gases nocivos presentes em torno dos sistemas de confinamento dos suínos são amônia, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e metano (Oliveira *et al.*, 1993); sendo os gases responsáveis pelos maus odores a amônia, sulfeto de hidrogênio e inúmeros compostos orgânicos intermediários resultantes da decomposição anaeróbia dos dejetos. Com relação a emissão de amônia, os estábulos, as esterqueiras e a aplicação superficial de dejetos são as principais fontes. Como parte do N dos dejetos é amônia e está em solução, devido à sua alta pressão de vapor, ela é facilmente volatilizada quando os dejetos ficam mais expostos ao ar (Brandjes *et al.* 1996).

### **5.2.5. Contaminação do Solo**

A contaminação de solos decorre da aplicação de elevadas cargas de dejetos, ou quando reservatórios de dejetos são feitos em lagoas sem revestimento impermeabilizante em solos de alta capacidade de infiltração e/ou com lençol

freático próximo da superfície. Ocorrendo um desses eventos, pode haver a contaminação de águas subterrâneas e superficiais (Oliveira *et al.*, 1993). Os principais problemas reconhecidos são a lixiviação de N-nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) para camadas mais profundas, podendo atingir o lençol freático e demais nutrientes através de escoamento superficial, eutrofizando reservatórios de água. Metais pesados, resíduos de antibióticos e sais também são fatores poluidores do solo (Brandjes *et al.*, 1996).

A prática de aplicar elevadas quantidades de dejetos no solo, como forma de retirá-los das instalações, pode provocar o acúmulo de nutrientes no solo, resultando em prejuízos diretos ao agricultor (Seganfredo, 2000). Entre estes prejuízos, destacam-se:

- ◆ Menores opções para a diversificação das atividades agropecuárias, pela redução do número de espécies aptas para cultivo, em função da diferente suscetibilidade das plantas aos desequilíbrios químicos provocados no solo;.
- ◆ Queda na produtividade de cereais, especialmente devido ao excesso de N;
- ◆ Intoxicação de animais ocasionada pelo acúmulo excessivo de nutrientes na forragem, como por exemplo o Cu, prejudicial às ovelhas;
- ◆ Depreciação dos produtos, como hortaliças, pela diminuição de sua qualidade devido ao acúmulo de metais pesados, ou pela desproporção entre partes vegetativas e reprodutivas ou de reserva, provocado pelo excesso de nitrogênio do solo.

Sabendo que a utilização de elevadas quantidades de dejetos como fertilizante podem causar conseqüências negativas pelo acúmulo de nutrientes no solo, há necessidade em se buscar um ponto referencial entre o risco de danos ambientais promovidos pelos dejetos e a exigência das culturas agrícolas em nutrientes. Ou seja, deve-se considerar o balanço de nutrientes quando na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo. Só assim, a utilização de dejetos como fertilizante será viável econômica e ambientalmente.

### 5.3. UTILIZAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS COMO FERTILIZANTE E O BALANÇO DE NUTRIENTES NO SOLO

De maneira geral, a utilização de resíduos orgânicos como fertilizante do solo é preconizada por dois fatores: primeiramente porque os resíduos possuem nutrientes que poderão ser absorvidos pelas plantas na medida que vai ocorrendo a sua mineralização e segundo, porque aportam matéria orgânica ao solo, melhorando a fertilidade intrínseca do mesmo, estrutura, porosidade, entre outros efeitos benéficos comprovadamente reconhecidos.

Na região Oeste de Santa Catarina há uma grande preocupação no sentido de dar destino aos dejetos de suínos produzidos. Por isso, a sua utilização como fertilizante do solo é a alternativa mais estimulada pelo meio técnico da área. Esta alternativa, no entanto, não pode ser vista como única possibilidade, uma vez que os solos da região utilizados para a agricultura não têm capacidade para reciclar o montante de nutrientes excretados pelo rebanho de suínos existente. Cada propriedade suinícola necessitaria em torno de 15 ha de terras com exploração agrícola (47 ha de área total) para reciclar os dejetos, considerando o suprimento total das exigências em N para a cultura do milho (Seganfredo, 2000).

Em síntese, o problema dejetos de suínos apresenta-se sob duas vias principais:

- ◆ *Quantidade*: o número de animais na região é crescente e conjugado com a tendência de concentração dos animais em unidades cada vez mais especializadas, aumentando o montante de dejetos gerados;
- ◆ *Qualidade*: a composição física, química e biológica dos dejetos alterou-se de acordo com os avanços tecnológicos da atividade. Os animais passaram a receber rações mais concentradas em nutrientes e com aditivos químicos. Com a alteração da composição dos dejetos, não é mais possível atribuir-lhes os efeitos benéficos generalizados que o aporte de matéria orgânica proporciona à fertilidade dos solos.

A partir da situação acima colocada, cria-se um problema de difícil solução. Ou seja, para resolver a primeira situação (quantidade) poder-se-ia recomendar uma dosagem maior de dejetos no solo. No entanto, a mudança na qualidade dos dejetos implica em utilizar menores quantidades por unidade de área, para evitar excesso de

dosagem de nutrientes. Diante disso, cabe uma pergunta para reflexão: há caminho para a sustentabilidade do sistema empregado atualmente na suinocultura sem medidas prevendo um destino adequado aos dejetos?

A idéia da adequação das aplicações de nutrientes ao solo de acordo com o balanço de entradas e saídas de nutrientes vem ganhando adeptos, já sendo meta a ser atingida em alguns países europeus. O “balanço de nutrientes” consiste em se aplicar ao solo somente a quantidade retirada através das colheitas e das “perdas ambientalmente aceitáveis<sup>3</sup> “ ou agriculturalmente inevitáveis<sup>4</sup> (Diederick *et al.*, 1998).

Embora seja difícil, por parte do agricultor, equacionar a quantidade de dejetos a ser utilizada numa determinada área, conforme a concentração do nutriente mais abundante, este seria o critério mais correto do ponto de vista ambiental. Desta forma, o excesso de nutrientes seria evitado por ocasião da fertilização orgânica.

Na prática, o critério mais utilizado para determinar a quantidade de fertilizantes orgânicos no solo, leva apenas em consideração a concentração no resíduo e a exigência de N ou P pela cultura em questão. Geralmente, a quantidade de N é utilizada como parâmetro. No entanto, ocorre que a composição química e física dos dejetos está associada, principalmente, ao sistema de manejo adotado e aos aspectos nutricionais aos quais os animais são submetidos, fazendo com que os dejetos apresentem grandes variações na concentração dos elementos componentes (Perdomo & Lima, 1998). A Tabela 5.3 apresenta alguns dados de composição físico-química dos dejetos.

Pelo fato dos dejetos de suínos originarem um composto orgânico multinutriente<sup>5</sup>, as relações entre a quantidade aplicada e a necessidade de nutrientes pelas plantas poderão ser desbalanceadas. Assim sendo, as cargas de alguns nutrientes acabam sendo excedidas amplamente quando é realizado o suprimento de N das culturas via dejetos de suínos. Para P, por exemplo, é comum a adição de três vezes a sua recomendação de adubação na cultura do milho. Para

---

<sup>3</sup> Perdas de nutrientes que não causariam degradação da qualidade ambiental, tanto nas águas de superfície como na água do solo. Na Holanda, por exemplo, é aceitável uma perda de 1 Kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> ano.

<sup>4</sup> Perdas de nutrientes mesmo sob boas práticas agrícolas.

<sup>5</sup> Contém vários nutrientes em um único composto

os micronutrientes Cu e Zn, a desproporção entre adição e necessidade é ainda mais ampla (Tabela 5.4).

**Tabela 5.3.** Composição físico-química dos dejetos suínos encontrados por diferentes autores.

Parâmetro	Seganfredo (1998) <sup>1</sup>	Perdomo (1996) <sup>1</sup>	Konzen <i>et al.</i> (1990) <sup>2</sup>	Konzen (1980) <sup>3</sup>
Matéria seca (%)		-	4,45	8,99
DQO (g/litro)		25,54	-	98,65 (g/litro)
DBO <sub>5</sub> (g/litro)		-	-	52,27
Sólidos tot. (g/litro)		22,40	-	90,00
Sól. Voláteis (g/litro)		16,40	-	75,00
pH		-	7,8	6,94
Nitrogênio tot. (g/l)	3,45	2,37	3,18	6,00
Fósforo (g/litro)	1,83	0,58	5,40 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	2,50
Potássio tot. (g/litro)	0,63	0,54	1,38 (K <sub>2</sub> O)	1,20
Cu (mg/litro)	34,80	35,10	69,40	11,79
Zn (mg/litro)	119,00	270,90	78,80	72,36

1 – Dejetos obtidos em uma unidade de crescimento e terminação manejada em fossa de retenção. Análises laboratoriais realizadas no CNPSA/EMBRAPA.

2 – Composições médias do esterco líquido de suínos utilizado nos trabalhos conduzidos em Patos de Minas, MG, no período de 1984 a 1990. Análises realizadas no CNPMS/EMBRAPA Sete Lagoas, MG.

3 - Dejetos obtidos em uma unidade de crescimento e terminação manejada em fossas de retenção. Citado por Oliveira *et al.* (1993).

**Tabela 5.4.** Quantidade de nutrientes adicionados via dejetos de suínos e quantidades extraídas pela cultura do milho, para uma produtividade de 9 t ha<sup>-1</sup>.

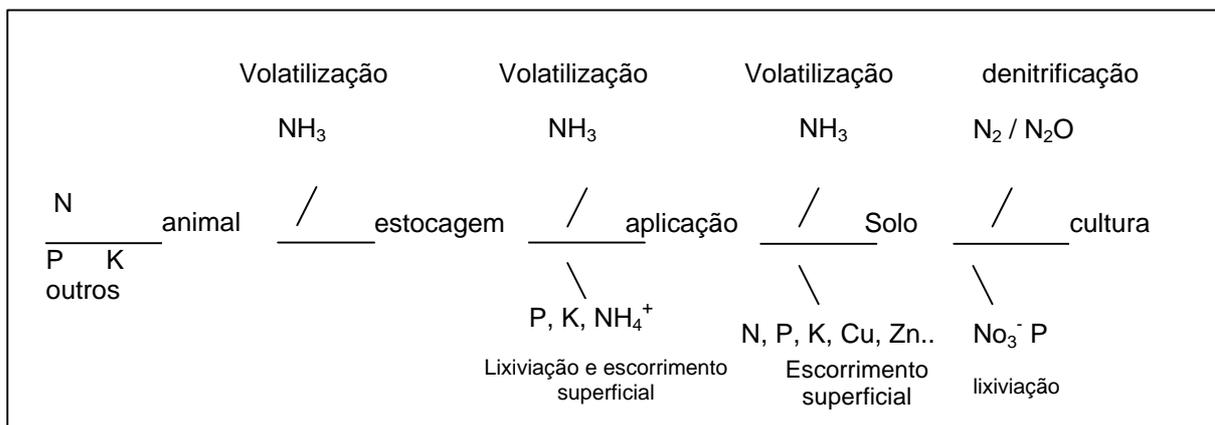
Nutriente	Konzen (1980)	Seganfredo (1998)	Com. Fert. Solo RS e SC (1995)	Nutrientes extraídos (9 ton. grãos)
Nutrientes adicionados em Kg ha <sup>-1</sup>				
N	140	140	140	125
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	129	168	124	53
K <sub>2</sub> O	46	37	50	31
Ca	131	89		4
Mg	22	31		10
Nutrientes adicionados em g ha <sup>-1</sup>				
Cu	271	1133		24
Zn	1665	4371		224
Mn	1132	1031		69

Fonte: Seganfredo (2000).

Esta desproporção entre entradas e saídas de nutrientes do sistema exige grande atenção quanto aos riscos de saturação do solo com estes elementos, que poderão ser lixiviados, atingindo o lençol freático; ter a disponibilidade para as plantas aumentada; afetar a comunidade microbiana do solo, dentre outros efeitos que desequilibram a funcionalidade do ecossistema. Similarmente, não se pode deixar de considerar, que o retorno dos micronutrientes para níveis originais é um processo praticamente inatingível (Witter, 1996).

Outro fator de extrema importância que dificulta e até inviabiliza a utilização de dejetos de suínos no solo é o excesso de água. A adoção de práticas para reduzir o teor de água nos dejetos contribuiria significativamente para a melhoria da sua qualidade e diminuição dos custos de transporte (EMBRAPA/CNPQA, 1994), viabilizando sua utilização em áreas mais distantes e com necessidade de aporte de nutrientes e matéria orgânica. Um terceiro fator, diz respeito ao relevo montanhoso e à pedregosidade, características da região Oeste. Seiffert & Perdomo (1998), em estudo sobre a aptidão de solos da Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe para aporte de fertilizantes orgânicos, consideram que os solos preferenciais são aqueles com profundidade superior a 50 cm e relevo situado entre 0 e 20 % de declividade (plano – suave ondulado – ondulado); solos com declividade entre 20 e 45 % têm restrições e solos com mais de 45% de declividade, são considerados inaptos para aporte de fertilizantes orgânicos. Diante disso, verifica-se a existência de sérias limitações de áreas para utilização de dejetos na região, promovendo o agravamento da situação. Contudo, tem se verificado a utilização de dejetos em locais que apresentam restrições e mesmo “inaptos”. Porém, sem maiores riscos ambientais. São exemplos disso, é a fertilização em sistemas silviculturais e pastagens.

Do ponto de vista das perdas de nutrientes do sistema, o uso de esterco tem um papel ambiental importante, uma vez que estas perdas podem ser significativamente menores, se comparadas com a fertilização através de fertilizantes de síntese química (Brandjes *et al.* 1996; Drinkwater, *et al.*, 1998), devido à sua disponibilização gradual dos nutrientes para a solução do solo. Mesmo que os dejetos estejam menos sujeitos às perdas no processo de reciclagem, algumas perdas podem ocorrer durante as diferentes etapas. A Figura 5.2 apresenta as possíveis perdas de nutrientes dos esterco desde a excreção até a absorção pela cultura.



**Figura 5.2.** Esquema demonstrando as possíveis perdas de nutrientes (NPK) dos esterco desde a excreção até a absorção pelas plantas (Brandjes *et al.*, 1996).

Considerando que os estudos relacionados à utilização dos dejetos de suínos como fertilizante ainda são escassos na literatura científica brasileira e que os resultados de pesquisa disponíveis concentram-se especialmente em curvas de resposta de produção de uma determinada cultura, em experimentos de curta duração (Scherer *et al.*, 1984; Scherer & Baldissera, 1994; Comissão de Fertilidade do Solo, 1995), não se sabe ainda **quanto e por quanto tempo** se pode aplicar de dejetos no solo para atender os requerimentos agrônômicos de culturas, sem causar impactos ambientais. Assim sendo, para se projetar com segurança as perspectivas de sustentabilidade, são necessárias pesquisas sobre o potencial de mineralização dos dejetos no solo e as alterações de longo prazo provocadas no pH, CTC, no fluxo, armazenamento e qualidade da água do solo, comunidade microbiana e balanço de macro e micronutrientes no solo (Seganfredo, 1997).

#### **5.4. O PADRÃO ATUAL DAS DIETAS DOS SUÍNOS E A EXCREÇÃO DE NUTRIENTES**

O desenvolvimento do suíno é estimulado pelo fornecimento de nutrientes, pelo tempo (idade), pela genética e pelas condições sanitárias das instalações (Penz Jr. & Viola, 1998). A busca da maximização do crescimento dos suínos, tem levado à formulação de dietas com excesso de nutrientes e à utilização de margens de segurança. Nesse sentido, considerando-se que a quantidade e a composição dos dejetos de suínos, como de qualquer outro animal, tende a ser relacionada positivamente com a quantidade e composição do alimento que lhe é fornecido (Lima, 1996), cabe à nutrição um papel prioritário na solução dos problemas de poluição ambiental causados por dejetos de suínos.

Atualmente está em debate a elevada excreção de elementos nutrientes pelos suínos, tendo sido dedicado maior ênfase ao N, P e aos micronutrientes Cu e Zn.

Com relação ao N, o mesmo é encontrado como componente dos aminoácidos que formam as proteínas. Ocorre que dietas à base de milho e farelo de soja são deficientes no aminoácido “lisina”, exigindo assim uma concentração elevada de proteína bruta para suprir a lisina deficiente, independente do fato do suíno necessitar menor teor de proteína bruta à medida que o seu desenvolvimento avança. Para reduzir a excreção de N e melhorar a eficiência alimentar dos suínos, sugere-se a utilização de aminoácidos sintéticos como substitutos de parte da proteína da dieta (Rademacher, 1997). Nesta técnica, denominada “conceito de proteína ideal”, formula-se a dieta tomando por base as exigências em aminoácidos do animal. A técnica, embora seja importante para aumentar a eficiência alimentar e reduzir a excreção de N pelos suínos (Easter & Becker, 1980; Kessler & Penz 1993), é mais onerosa do ponto de vista econômico (Nones, 1999). Como o critério ambiental continua sendo de caráter secundário, a técnica não tem sido adotada de maneira significativa.

Quanto ao P das dietas, aquele contido nos cereais, embora significativo, é pouco aproveitado pelos animais (em torno de 29% para uma ração à base de milho e soja). Isto se deve ao fato do P destes alimentos estar na forma de P fítico, que é de baixa digestibilidade. Na prática, para o suprimento de P aos animais, utiliza-se uma fonte mineral, geralmente o fosfato bicálcico, desconsiderando-se o conteúdo

dos alimentos de origem vegetal. Uma forma de aumentar a eficiência na utilização do P vegetal, é o uso da enzima *fitase*, disponível comercialmente na Europa, mas também ainda com custo oneroso. A utilização nas rações de trigo, centeio e cevada, que possuem esta enzima como um de seus componentes pode ajudar na melhoria do aproveitamento do P vegetal, assim como a utilização da enzima fitase (Lima, 1996 e Lima, 2000, informações pessoais).

As exigências de outros nutrientes também são excedidas nas dietas, como é o caso do K, que excede de 3 a 5 vezes a necessidade dos animais e do cloreto de sódio (NaCl) que afeta diretamente o consumo de água e, conseqüentemente o volume de dejetos produzidos (Lima, 1996).

Com relação ao Cu e ao Zn, a utilização de dietas com elevadas concentrações são comuns em algumas fases de desenvolvimento dos suínos. O Cu é um micronutriente essencial aos suínos e atua como promotor de crescimento; geralmente é usado nas dietas em níveis de 150 a 250 mg Kg<sup>-1</sup> (Lima, 1996). O Zn, na forma de óxido de zinco, tem sido intensamente utilizado para controle da diarreia nas dietas de desmame (Bertol, 2000), fase em que os leitões estão bastante debilitados pelo estresse da ausência da mãe e mudança brusca da dieta. O Zn possui também ação de promotor de crescimento, aumentando o ganho de peso e o consumo de ração. As dietas normalmente apresentam níveis entre de 2400 a 3200 mg Kg<sup>-1</sup> de Zn para que tenha efeito no controle de diarreias, sendo o período de maior utilização entre 10 a 21 dias após o desmame (Lima, 1996).

O fato é que grande parte do Cu e Zn ingeridos são excretados nas fezes pelos animais, havendo aumento do percentual excretado à medida que aumenta a concentração na dieta (Poulsen & Larsen, 1995). Vellenga *et al.* (1992) observaram, em leitões recém desmamados que receberam dietas suplementadas com 4000 ppm de Zn na forma de óxido, concentração de até 17500 ppm Zn nos dejetos, enquanto que em grupos tratados sem suplementação, o nível de Zn foi ao redor de 650 ppm. Animais que receberam suplementação na dieta eliminaram cerca de 22,5 vezes mais Zn nas fezes do que animais que não receberam suplementação (Cristani, 1997).

Adeola *et al.* (1995) encontraram valores de relação excretado/ingerido equivalentes a 77,3 e 69,8% para Cu e Zn, respectivamente. Apesar de Marcato (1997), em estudo de restrição alimentar na excreção de minerais, ter observado que a restrição alimentar proporcionou uma redução na quantidade de fezes excretadas

e na quantidade de minerais excretados pelos suínos, as relações excretados/consumidos ficaram em patamares bastante elevados, sendo os menores valores observados de 86,7% para Cu e 88,7% para Zn.

Devido ao baixo custo das fontes de Cu e Zn, muitas vezes estes minerais têm sido largamente utilizados sem critérios científicos nas dietas de suínos. À luz da realidade ambiental, os níveis desses minerais, bem como os programas de alimentação que utilizam esses promotores de crescimento, precisam ser revistos (Perdomo & Lima, 1998). As mesmas recomendações são válidas para outros minerais presentes na dieta.

Em uma avaliação do perfil da composição físico-química dos dietas de leitões desmamados, em 52 granjas de suínos da região Oeste de Santa Catarina (Lima *et al.*, 1997) demonstrou-se em um número considerável de amostras que a composição química da dieta apresentava altos teores de fibra bruta (33,9%), Cu (64,6%), Fe (83,1%), Mn (66,2%). Para o Zn, foi constatado que 83,1% das amostras de ração continham concentrações superiores a 300 ppm, enquanto que a exigência nesta fase é de 80 ppm. Esses altos níveis de elementos químicos presentes nas dietas contribuem para aumentar a preocupação a respeito do potencial poluidor dos dejetos.

Estudos da área de nutrição animal têm encontrado algumas alternativas para reduzir a concentração de Cu e Zn nas dietas e manter o efeito esperado sobre os animais. Trata-se especialmente da utilização de “complexos metal-aminoácidos”<sup>6</sup>. Os complexos metal-aminoácidos aumentam a eficiência desses elementos químicos, e poderão se constituir em uma alternativa para a redução dos níveis desses elementos nas dietas, com conseqüente redução nos dejetos. Entretanto, esta além de necessitar maiores estudos, possivelmente apresenta maiores custos em relação a utilização de sais de Cu e Zn.

Nos países da Comunidade Européia, a partir de 1978, a legislação para adição de Cu nas dietas conduziu para a sua significativa diminuição para níveis de 35 mg Kg<sup>-1</sup> nas dietas de crescimento e terminação. Nestes níveis, de acordo com Fleming & Mordenti (1993), os teores de Cu e Zn no solo não são problemáticos,

---

<sup>6</sup> Produto formado da reação de um mol de um íon metálico (Cu ou Zn) com uma a três moléculas de um determinado aminoácido formando ligações coordenadas covalentes.

desde que a interação entre Zn e P seja atenuada através do suprimento adequado de P aos requerimentos das culturas.

## 5.5. OS DEJETOS DE SUÍNOS E O RISCO DE CONTAMINAÇÃO DOS AGROECOSSISTEMAS COM METAIS PESADOS<sup>7</sup> Cu e Zn

No Brasil, foi a partir da década de 90 que os dejetos de animais e de frigoríficos deixaram de ter ênfase como fertilizantes orgânicos e começaram a ser visualizados como fonte potencial de poluição, principalmente dos aquíferos superficiais e subterrâneos (Tedesco *et al.*, 1999). O uso do solo para o descarte de resíduos orgânicos passou a ser avaliado e estudado criticamente no Brasil em 1991, no XXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo em Porto Alegre, aonde aparece o tema “O Solo como meio de descarte de resíduos”. O fato demonstra a preocupação emergente do setor industrial em resolver o problema do acúmulo de resíduos no ambiente. Segundo Nahas (1993), o descarte no solo surge, como uma possibilidade de reaproveitar a energia indisponível pelos vários segmentos da atividade antrópica e, desta forma, transformá-los em sub-produtos, através da capacidade cicladora do solo, proporcionada pela ampla diversidade de espécies microbianas e de vias metabólicas.

O debate em torno do risco de acumulação de metais pesados no solo surgiu com maior ênfase em consequência da disposição de resíduos industriais e urbanos (Lodos de esgoto) em solos agrícolas, como forma de dar destino a estes rejeitos, que acumulam nas lagoas de tratamento. A presença de metais pesados em lodos de esgoto tem sido objeto de muitos estudos devido aos seus impactos na saúde humana e na qualidade do alimento produzido nessas áreas.

Ao contrário dos patógenos e dos compostos orgânicos que um lodo geralmente apresenta, os metais pesados podem ser acumulados no solo por tempo indeterminado. Os metais pesados mais comuns nos lodos de esgotos são: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Fe, Co, Mn, Mo, Hg, Sn e Zn. Quando um lodo de esgoto é estritamente urbano, a carga de metais pesados geralmente é baixa. No entanto, quando esgotos

---

<sup>7</sup> Quimicamente, a denominação de metal pesado é aplicada a elementos químicos com densidade maior que 5 g cm<sup>-3</sup> ou com número atômico maior que 20. Por outro lado, este termo é aplicado a uma série de elementos químicos heterogêneos, incluindo metais, semi-metais e não metais (Malavolta, 1994). Na prática, atribui-se esta denominação a todo e qualquer elemento tóxico às plantas e animais

industriais e águas de chuva entram no sistema de captação do esgoto urbano, este poderá ter sua concentração aumentada significativamente (Berton, 1999).

Neste contexto de acumulação de metais pesados pelo uso de resíduos orgânicos na agricultura, só recentemente os dejetos de monogástricos, especialmente suínos, têm merecido atenção devido as elevadas concentrações de Cu e Zn, e aos riscos associados que as suas altas concentrações oferecem aos solos agrícolas (Matos & Sedyama, 1995).

Evidências da contaminação do solo por metais pesados, sejam elas derivadas de lodos urbanos e industriais ou dejetos de animais, têm sido observadas, especialmente nos países da comunidade Européia. Na Holanda, o Cu e Zn têm sido mencionados, entre os metais pesados, de maior importância devido as aplicações pesadas de dejetos suínos no solo. Aplicações repetidas de grandes doses de dejetos podem levar para níveis tóxicos no solo e, por extensão, para a fauna do solo e animais (ovelhas) que venham a alimentar-se de pastagens dessas áreas (Brandjes *et al.*, 1996).

Cambell & Beckett (1988) observaram incremento significativo na concentração de Zn e Cu da solução em um solo não ácido que recebeu aplicação de lodo de esgoto durante 7 anos, apesar das concentrações aplicadas terem sido bem menores aos limites propostos pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (USEPA – 503). Na Pensilvânia, a aplicação de lodos em grandes quantidades contaminou o solo com metais pesados causando toxicidade às plantas. Os dados analíticos demonstraram, no entanto, que o lodo adicionado possuía concentrações de metais pesados bem abaixo das concentrações máximas permitidas pela norma USEPA 503. Sanders *et al.* (1987), Lubben *et al.* (1991), Willians *et al.* (1986), Sauerbeck & Styperek (1986) realizando experimentos também demonstraram efeitos fitotóxicos de Zn, Cu e Ni em concentrações bem menores daquelas permitidas pela USEPA – 503. Reduções na produção em solos não ácidos com concentrações de Cu, Zn e Ni abaixo dos limites da USEPA têm sido observados em experimentos de campo, particularmente em culturas dicotiledôneas (McBride, 1995). Experiências com o uso de dejetos de suínos indicam que adições de Cu em solos não ácidos que excedam  $300 \text{ Kg ha}^{-1}$  ( $150 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) poderão ser tóxicos para algumas culturas (Unwin, 1981; Coppenet, 1981).

Willian (1983), visando garantir a proteção de culturas sensíveis, recomendou que as concentrações totais de Zn, Cu e Ni, em solos tratados com lodos não

excedam concentrações de 275, 110, 85 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Na mesma linha, Davis & Carlton-Smith (1984) sugeriram concentrações máximas de 300 ppm Zn, 100 ppm Cu e 200 ppm Ni em solos com pH próximo da neutralidade.

Borkert *et al.* (1998) determinaram limites críticos de toxicidade para as culturas de milho, cevada, soja e amendoim. Em geral as espécies representantes das leguminosas se mostraram mais suscetíveis ao Zn, enquanto que as espécies gramíneas se mostraram mais suscetíveis ao Cu. Os limites críticos determinados foram: amendoim - 36 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo<sup>8</sup> e 230 mg Zn Kg<sup>-1</sup> na planta; soja - 70 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo e 140 mg Zn Kg<sup>-1</sup> na planta; arroz - entre 160-320 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo e 13 mg Cu Kg<sup>-1</sup> solo; milho - >300 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo e 17 mg Cu kg<sup>-1</sup> solo.

No Brasil, pesquisas para avaliar o balanço de nutrientes dos solos receptores de dejetos de suínos, visando detectar o risco de acumulação de nutrientes no solo iniciaram recentemente. Ferreira & Cruz (1991) apontam para o risco de ocorrência de problemas por excesso de Cu no solo em locais<sup>9</sup> que recebem quantidades freqüentes e elevadas de adubos orgânicos, aumentando gradualmente a disponibilidade no solo.

Por outro lado, Loehr (1977) defendeu a hipótese de que as cargas de resíduos animais geralmente aplicadas ao solo, não proporcionam aumento da concentração de metais pesados ao ponto de serem tóxicos às plantas. Isto seria consequência da forte complexação dos metais pela argila e componentes orgânicos, permanecendo pouco disponíveis às plantas e à lixiviação. No entanto, esta afirmativa é questionável atualmente. Em primeiro lugar, pela data de sua publicação, pois há mais de vinte anos, os níveis de metais utilizados nas dietas eram menores, e em segundo, o autor não considerou o efeito cumulativo, pois à medida que sucessivas aplicações de dejetos vão sendo feitas ao longo dos anos, os teores totais no solo vão aumentando. Nessas condições, os efeitos sobre os componentes dos agroecossistemas (fauna, flora e biota) são imprevisíveis.

Nessa mesma linha, Seganfredo (1999) em experimento a campo, para avaliar o balanço de nutrientes no sistema solo-planta, demonstrou que o uso de

---

<sup>8</sup> O extrator utilizado para determinação dos teores no solo foi Mehlich 3.

<sup>9</sup> De acordo com Ferreira & Cruz (1991) no Brasil deve ocorrer em áreas utilizadas para olericultura. Na mesma situação estão as lavouras receptores de grandes quantidades de dejetos de suínos do Oeste de Santa Catarina.

dejetos líquidos de suínos, aplicados com base na quantidade necessária de N para a cultura do milho ( $140 \text{ Kg N ha}^{-1}$ ), proporcionou produtividade superior em relação ao uso de fertilizantes industriais. No entanto, nos tratamentos com dejetos, houve excedente de Mg, Cu, Zn e P, pois esses nutrientes tiveram sua disponibilidade aumentada no solo. Além disso a concentração de N-nitratos na camada 40-60 cm excedeu o limite de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  estabelecido para águas potáveis.

## **5.6. ASPECTOS QUÍMICOS DO Cu E Zn NO SOLO**

O conhecimento da ocorrência, reação, movimento e disponibilidade dos elementos no solo é de fundamental importância para se analisar o comportamento dos micronutrientes no sistema solo-planta. Há poucas décadas passou-se a considerar as necessidades de adição de micronutrientes nos solos de forma a evitar limitações de produção por deficiências. A grande maioria dos trabalhos concentraram-se em estudos de deficiência de elementos micronutrientes no solo, e uma parcela significativa desses estudos foram dirigidos ao Zn e ao boro (B) (Malavolta *et al.* 1991). Paralelamente ao uso de micronutrientes na agricultura, emergiu também a preocupação relacionada ao excesso de metais pesados no solo, em consequência da disposição de resíduos urbanos, industriais, agrícolas ou fertilizantes minerais contaminados por metais pesados.

### **5.6.1. Geoquímica do Cu e Zn**

As concentrações totais de Cu nos solos variam principalmente em função do material de origem e dos processos de formação do solo. Os teores médios encontrados nos solos Brasileiros são ao redor de 30 ppm (Camargo, 1988). Em solos do Estado de São Paulo foram encontrados teores: de 187,7 ppm para rochas básicas (basalto); 8,7 para solos derivados de arenito de Bauru; e 7,0 ppm para solos de rochas sedimentares (Valadares, 1975). Com relação ao Zn, os teores totais nos solos variam de 10 a 300 ppm, nos diversos solos, com valores médios de 50 ppm (Lindsay, 1979). No estado de São Paulo, os teores encontrados variaram de traços a 315 ppm (Valadares, 1972), enquanto que em solos do Cerrado, os valores variaram entre 7,6 a 209,7 ppm (Lopes, 1983).

Nos minerais primários, aqueles de maior importância para a presença de Cu são a calcopirita, calcocita, a bornita e cubanita (Baker, 1974). Já os minerais secundários que contém Cu são principalmente: óxidos, como a cuprita e tenorita; carbonatos, como malaquita e azurita; silicatos, como a crisocola; sulfatos, como a brochantita; cloretos como a atacamita (Ferreira e Cruz, 1991). O Zn ocorre como elemento acessório nas olivinas, hornblenda, augita, biotita e magnetita. Esses minerais ocorrem em rochas básicas (ferromagnesianas e magnetita) e em rochas

ácidas (biotita e Hornblenda). Como constituinte principal, o Zn é encontrado especialmente formando sulfetos (esfarelita, wurtizita e voltzita), carbonatos, silicatos (Souza & Ferreira, 1991). Nos minerais secundários ocorre principalmente na forma de óxidos, silicatos e carbonatos (FUNDAÇÃO CARGIL, 1982).

Embora nos solos Brasileiros seja mais comum a presença de baixos teores de Cu e Zn, inclusive com muitas observações de deficiência de Zn às plantas, nos solos constituintes do Oeste Catarinense, os micronutrientes Cu e Zn estão presentes em teores elevados. Isto se deve ao fato dos solos serem originados de rochas basálticas, ricas em alguns dos minerais primários citados anteriormente (Ferreira & Cruz, 1991).

### **5.6.2. Fatores de retenção e disponibilidade de Cu e Zn no solo**

Os solos possuem diferentes capacidades para reter ou disponibilizar elementos catiônicos. Esta capacidade é dependente dos fatores físicos, químicos e biológicos do solo, do ambiente externo, assim como da forma em que o elemento foi aplicado ao solo.

A adsorção dos nutrientes no solo é um processo de união dos mesmos com as superfícies coloidais, em grau suficientemente forte para ser considerado importante no controle de sua quantidade e movimentação na solução do solo, e conseqüentemente, de sua disponibilidade às plantas. Os principais componentes de adsorção de metais no solo são (Camargo, 1988):

- ◆ Minerais de argila e óxido cristalinos ou amorfos de Fe Al e Mn: este processo se dá através da atração eletrostática dos cátions pelas suas cargas negativas. A presença de mais ou menos sítios de trocas é dependente do pH; quando o pH aumenta, aumenta a retenção de cátions do solo.
- ◆ Óxidos de Fe, Al e Mn, através de uma forma hidrolisada do cátion: isto implicará na formação de uma estrutura anelar, tornando-se uma extensão da superfície do óxido.
- ◆ Fração Orgânica do solo: a matéria orgânica oferece sítios para troca de cátions, mas a sua grande afinidade com os metais é devido a ligantes ou grupos que formam quelatos ou complexos com esses metais. Os principais grupos funcionais envolvidos são os carboxílicos, fenólicos, alcoólicos, enólicos e alguns

carboxila. Os ácidos húmicos e fúlvicos também têm papel importante na adsorção de Cu e Zn, porém são dependentes do pH, o que reflete numa competição com os íons hidrogênio ( $H^+$ ).

Para o Zn, o pH é o fator mais importante que controla a sua disponibilidade no solo. Há um decréscimo na disponibilidade desse elemento à medida que o pH aumenta. Este decréscimo é devido ao aumento da adsorção de zinco pelos constituintes do solo (Bar-Yosef *et al.*, 1980, citado por Abreu *et al.*, 1999). Machado & Pavan (1987) também concluíram que a capacidade máxima de adsorção do solo foi correlacionada significativamente com o pH da solução de equilíbrio e com a capacidade de troca catiônica. A composição mineralógica do solo também afeta a disponibilidade de Zn no solo. Quanto maior a quantidade de sesquióxidos, menor é a quantidade de Zn extraído pelas plantas em solos tropicais (Marinho & Igue, 1973). Da mesma maneira, existem correlações positivas e significativas entre os teores de argila e outros óxidos e hidróxidos com a adsorção de Zn.

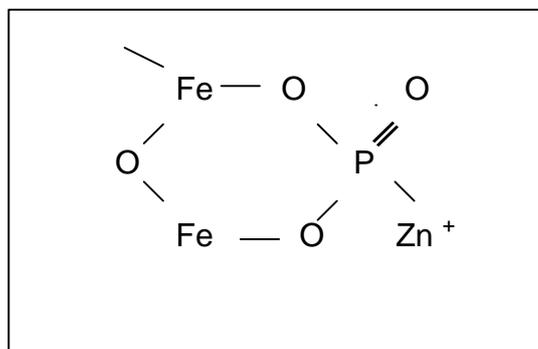
O Cu também é afetado por propriedades do solo, tais como textura, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), conteúdo de matéria orgânica e óxidos hidróxidos (Tisdale *et al.*, 1985). No entanto, a MO é que parece ser o fator de maior importância. É freqüente a deficiência de Cu nas plantas cultivadas em solos com baixos teores originais de Cu e com altos teores de MO. Nestes solos o Cu é complexado em formas orgânicas insolúveis, não disponíveis para as plantas (Abreu *et al.* 1999). A ligação principal do Cu com a MO está nos ácidos húmicos e fúlvicos, os quais provavelmente formam complexos estáveis com o Cu, principalmente em solos com baixos teores naturais. Supõe-se que a força de ligação do Cu com os ácidos húmicos diminua com o aumento da quantidade aplicada de Cu (Goodman & Cheshire, 1976). Porém, nem todo o Cu orgânico está em formas insolúveis (Stevenson & Fitch, 1981). Conforme McLaren & Crawford (1973), o Cu da solução do solo, disponível para as plantas, é reabastecido pelas formas fracamente associadas a matéria orgânica. Por outro lado, Miller *et al.* (1987) observaram um decréscimo nos teores de Cu disponível com o tempo, após um mês de sua aplicação ao solo, sugerindo ser a adsorção específica, a principal forma de retenção desse metal no solo.

O solo tem maior capacidade de reter quantidades de Cu e Zn entre a faixa de pH 7,0 e 8,7, diminuindo progressivamente as quantidades retidas à medida que o meio torna-se mais ácido (Lindsay, 1979). Machado & Pavan (1987), estudando a

adsorção de Zn em solos do estado do Paraná, verificaram que aumentando o valor de pH diminuía a solubilidade do Zn, mas aumentava a capacidade máxima de adsorção e a energia de ligação entre o íon e o solo. Isto é explicado pela menor competição de  $H^+$  pelos sítios de troca, bem como pelo aumento das cargas negativas dependentes do pH.

### 5.6.3. Interações com outros nutrientes do solo

Diversas interações têm sido verificadas entre nutrientes no solo envolvendo Cu e Zn. Entre elas, as interações entre Zn x Cu; Zn x P e Zn x Fe são as mais conhecidas. Bowen (1969) verificou que há interação negativa entre Cu e Zn, havendo inibição da absorção de Zn em presença de alto Cu e vice versa. Quanto a Zn com P, Stanton & Burger (1970), citados por Camargo (1988) observaram que a presença do íon fosfato no meio aumentou a adsorção de Zn por óxidos de Fe e Al amorfos. A adsorção do íon fosfato negativamente carregado, na superfície da *goetita*, através da formação de um complexo (Figura 5.3), aumenta a adsorção de Zn positivamente carregado.



**Figura 5.3.** Forma de adsorção de Zn sugerido por Bolland *et al.* (1977), caracterizado pela formação de um complexo entre o íon fosfato e a *goetita*, cujas cargas negativas do íon fosfato retém o Zn da solução do solo.

Espécies vegetais cultivadas em áreas com elevados teores de Zn sofreram de extrema deficiência de P em solos arenosos da Holanda (pH KCl 4,2; 18 mg P solúvel  $Kg^{-1}$ ). As culturas de feijão e ervilha necessitaram de calagem e adubação fosfatada para aliviar a toxicidade de Zn. Este efeito de redução da toxicidade é em parte afetado pela forte diluição do Zn nas plantas seguida pela aplicação de P e, noutra parte, pelo impedimento da absorção de Zn, associado à redução da

solubilidade do Zn no solo, em função da aplicação do calcário. Em contraste, o milho acumulou menos Zn em solos poluídos com esse elemento, respondendo vigorosamente pela aplicação de P, sem a aplicação de calcário. A partir dessas observações, foi postulado por Smilde *et al.* (1974), que a toxicidade de Zn para as plantas é um mecanismo fisiológico associado a um desbalanço na relação Zn/P.

Levando-se em consideração os aspectos químicos do Cu e Zn nos solos citados neste tópico, verifica-se que os solos do Oeste de Santa Catarina constituem-se em uma particularidade, uma vez que os valores médios encontrados de Cu e Zn são sensivelmente maiores. Cabe ressaltar que as concentrações naturais encontradas excedem, inclusive, as normas propostas pelos países Europeus, de limites máximos toleráveis no solo. Diante disso, pergunta-se: os principais solos do Oeste de Santa Catarina possuem atributos diferenciados que condicionam para uma maior capacidade de suporte em Cu e Zn, sem causar riscos à funcionalidade dos ecossistemas em relação aos solos Brasileiros em geral ?

Embora seja uma questão difícil de ser respondida, algumas suposições apontam para um potencial elevado de retenção de Cu e Zn:

- CTC - alta, com exceção dos latossolos;
- pH – Nas microrregiões de maior densidade suína (alto Uruguai, Vale do Rio do Peixe) os solos não apresentam alto grau de acidez. Os solos de maior acidez encontram-se em locais de maior altitude e nestes locais não há grande disponibilidade de dejetos;
- MO – embora o clima promova uma taxa elevada de mineralização/decomposição, a fonte de entrada de Cu e Zn no solo é através de resíduos orgânicos. Assim sendo, se forem adotadas boas práticas de manejo dos solos poderá haver aumento dos teores de MO.

Um exemplo hipotético da capacidade de suporte de um solo pode ser construído, considerando a capacidade de retenção de cátions (CTC) de um solo, tomando-se como referência uma CTC igual a 18 cmol<sub>c</sub>/100g (comum para vários solos do Oeste de SC). Destinando 30% da CTC para ocupação com metais pesados, seriam possível a retenção de 4080 Kg ha<sup>-1</sup> de Cu ou 3966 Kg ha<sup>-1</sup> de Zn para saturar estes solos. Contudo, a medida que aumentam-se os teores totais no solo, há um aumento em proporções semelhantes dos teores disponíveis de Cu e Zn. Este aumento de teores disponíveis poderá atingir níveis capazes de causar danos a alguns componentes do ecossistema.

#### 5.6.4. O poder de proteção dos compostos orgânicos

Acreditava-se, até a década de 80, que a biodisponibilidade de metais pesados no solo era controlada, principalmente, através de processos como adsorção, quelação e precipitação, os quais dependiam essencialmente de duas propriedades do solo: pH e CTC (Page *et al.*, 1987). Por outro lado, Pombo (1992) relatou que metais pesados, se adicionados ao solo na forma de sais, como cromatos, sulfatos, nitratos, cloretos etc., são mais facilmente absorvidos pelas plantas em relação a uma quantidade equivalente de metais pesados adicionados ao solo acompanhados de lodos industriais ou domésticos.

De uma maneira simplificada, o efeito da MO sobre a disponibilidade de metais pesados é decorrente do aumento da CTC e das reações de complexação. A fração húmica da MO apresenta em torno de 400-1400  $\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$ ; o que se deve à maior concentração de radicais carboxílicos nesta fração (Sposito, 1989; Canellas *et al.*, 1999), ao passo que minerais de argila como caulinita, ilita e montmorilonita, apresentam CTC variando de 3-5, 30-40 e 80-150  $\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$ , respectivamente. Quanto às reações de complexação, a presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular promove uma diminuição da toxicidade por elementos tóxicos e aumento da disponibilidade de nutrientes através de reações de complexação (Bayer & Mielniczuk, 1999).

## **5.7. LEGISLAÇÃO VIGENTE SOBRE METAIS PESADOS**

### **5.7.1. Legislações internacionais**

Devido ao perigo potencial que a acumulação de metais pesados nos solos representa para as plantas, organismos do solo, homem, animais entre outros, regulamentações têm sido desenvolvidas em diversos países. Atualmente existem duas filosofias que disciplinam o uso de resíduos orgânicos no solo contendo elementos metálicos potencialmente tóxicos.

A primeira, mais difundida nos países da Comunidade Européia, possui um abordagem de sentido conservacionista denominada de “balanço de metal”. Esta filosofia sugere que as quantidades aplicadas ao solo devam ser apenas para repor as perdas ocasionadas pela remoção das culturas, erosão do solo e lixiviação ambientalmente aceitáveis. O objetivo principal dessa filosofia é de preservar o solo e outros recursos naturais no estado em que estão, possibilitando que as futuras gerações empreguem-no para qualquer finalidade.

A segunda filosofia, editada pela agência de proteção ambiental Norte Americana (USEPA, 1993), é baseada no estudo de “rotas de exposição” pré estabelecidas para os metais pesados. Procurou-se determinar as concentrações de metais pesados mais baixas que causam efeitos adversos nos indicadores escolhidos para cada rota de exposição. Dessa forma, os limites são bem mais amplos. A USEPA leva em consideração 13 rotas de transporte de poluentes (Tabela 5.5). A comparação das duas legislações, permite verificar a existência de considerável divergência quanto aos níveis máximos permitidos de metais acumulados no solo (Tabela 5.6).

Enquanto a legislação da Comunidade Européia mostra-se bastante rigorosa, a Norte Americana é bastante maleável. De acordo com McGrath *et al* (1994), as diferentes abordagens científicas utilizadas são conceitualmente válidas, apesar das diferenças quanto ao grau de proteção ambiental. Também não se pode deixar de considerar a possível falta de informações científicas consistentes sobre os verdadeiros componentes sensíveis, e que os problemas decorrentes de altos níveis de metais pesados ainda não se manifestaram de maneira tão acentuada, tanto nos Estados Unidos como na Europa.

**Tabela 5.5.** Rotas de transporte de poluentes e cenários de exposição para aplicação de lodos de esgotos consideradas pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana.

<b>Rota</b>	<b>Rota de transporte do poluente</b>	<b>Cenário de exposição</b>
1	Lodo – solo – planta – toxicidade humana	Consumidores de alimentos produzidos em áreas pesadamente afetadas pela aplicação de lodos ou em campos convertidos de áreas agrícolas tratadas com lodos por 5 anos.
2	Lodo – solo – toxicidade humana	Crianças podem ingerir solo de áreas tratadas com lodos e que foram convertidas em áreas residenciais.
3	Lodo – solo – planta – animal – toxicidade humana	Consumidores de carne de animais tratados com alimentos cultivados em solos de áreas tratadas.
4	Lodo – solo – animal – toxicidade humana	Consumidores de carne de animais que ingeriram solo de áreas de pastagens tratadas com lodo de esgoto.
5	Lodo – solo – planta – toxicidade animal	Toxicidade para animais consumindo alimentos cultivados de áreas tratadas com lodos.
6	Lodo – solo – toxicidade animal	Toxicidade para animais que ingeriram solo da área de pastagem tratado com lodo.
7	Lodo – solo – toxicidade da planta	Danos para as culturas cultivadas em solos cultivados com lodos.
8	Lodo – solo – toxicidade biota do solo	Efeitos tóxicos para a biota do solo (somente minhocas), inibindo-a neste solos.
9	Lodo – solo – biota do solo – toxicidade aos predadores	Efeitos tóxicos para os predadores da biota do solo, inibindo-os nos solos tratados com lodos.
10	Lodo – solo – partículas no ar – toxicidade humana	Operadores de máquinas inalando poeira de solos tratados com lodos de esgotos.
11	Lodo – solo – escoamento superficial de água – águas de superfície – toxicidade humana	Consumidores de água e peixes de corpos de água afetados pelo escoamento de áreas tratadas com lodos.
12	Lodo – solo – zona “vadosa” – toxicidade humana	Agricultores bebem água de aquíferos contaminados por poluentes lixiviados da área tratada com lodos.
13	Lodo – solo – volatilização atmosférica – toxicidade humana	Agricultores e moradores próximos respirando ar contaminado pela volatilização de poluentes de solos tratados.

Fonte: USEPA (1993)

Vários países da Comunidade Européia possuem suas legislações específicas para PTEs no solo. Bélgica e Escócia, por exemplo, possuem

legislações mais maleáveis enquanto Irlanda e Dinamarca possuem legislações mais rigorosas para níveis de Cu e Zn no solo.

**Tabela 5.6.** Comparação entre limites máximos permitidos para elementos potencialmente tóxicos em solos manejados com lodos de esgoto nos Países da Comunidade Européia e Estados Unidos.

País	Elementos (mg Kg <sup>-1</sup> solo)						
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
<b>Com. Européia</b>	1-3	50-140	100-150	30-75	50-300	150-300	1-1.5
<b>França</b>	2	100	150	50	100	300	1
<b>Alemanha<sup>a</sup></b>	1.5	60	100	50	100	200	1
<b>Itália</b>	3	100	150	50	100	300	-
<b>Espanha</b>	1	50	100	30	50	150	1
<b>Holanda<sup>b</sup></b>							
Valor referência	0.8	36	100	35	85	140	0.3
Valor intervenção	12	190	380	210	530	720	10
<b>Dinamarca</b>	0.5	40	30	15	40	100	0.5
<b>Finlândia</b>	0.5	100	200	60	60	150	0.2
<b>Noruega</b>	1	50	100	30	50	150	0.1
<b>Suécia</b>	0.5	40	30	15	40	100	0.5
<b>Reino Unido<sup>c</sup></b>	3	135	400	75	300	300	1
<b>Estados Unidos<sup>d</sup></b>	20	750	1500	210	150	1400	8

Fonte: McGrath, *et al.* (1994)

Existem também nas legislações, valores limites para metais pesados presentes no resíduo a ser aplicado. Esses valores limites seguem a mesma tendência daqueles níveis aceitáveis presentes na legislação Americana e a Européia. Enquanto a americana tolera níveis nos resíduos orgânicos de até 4.300 e 7.500 mg Kg<sup>-1</sup> para Cu e Zn respectivamente, a européia permite níveis de 1.000-1750 e 2.500-4.000 mg Kg<sup>-1</sup>.

Os padrões altamente permissíveis da norma USEPA 503 em relação aos padrões internacionais têm provocado uma certa divisão do meio científico da área, cada qual com as suas justificativas. Defensores da norma Norte Americana justificam que solos corrigidos com lodos mantêm uma habilidade para imobilizar

metais tóxicos em formas não disponíveis às plantas. O principal argumento é que o resíduo da decomposição da matéria orgânica pode manter a solubilidade de metais pesados em níveis muito baixos. No mesmo sentido, Chaney e Ryan (1993) têm proposto que “toda evidência disponível indica que a capacidade de adsorção específica adicionada com os resíduos orgânicos persiste tanto quanto os metais pesados persistirem no solo”. Por outro lado, McBride (1995) apresentou vários trabalhos demonstrando o aumento da disponibilidade de Cu e Zn no solo, após o término das aplicações de resíduos orgânicos no solo e a medida que os compostos orgânicos foram degradando-se.

### 5.7.2. A situação no Brasil

O Brasil, por outro lado, não possui até o presente norma para padrões de qualidade do solo e águas de sub-superfície. Somente o Estado de São Paulo, através da CETESB, vem realizando estudos no sentido de determinar limites de proteção dos solos para elementos e substâncias potencialmente tóxicas no solo para evitar riscos sobre a saúde pública. A Tabela 5.7 apresenta os valores de referência e intervenção propostos para os solos do estado de São Paulo.

**Tabela 5.7.** Valores de referência e intervenção propostos para alguns elementos nos solos do Estado de São Paulo.

Elemento	Valor referência <sup>10</sup>	Valores de intervenção <sup>11</sup> derivados (mg Kg <sup>-1</sup> )			
		ÁpMáx	Agrícola	Residencial	Industrial
Cd	< 0,5	2	3	9	11
<b>Cu</b>	<b>35</b>	<b>1000</b>	<b>1100</b>	<b>5000</b>	<b>7000</b>
Cr	40	200	250	700	2000
Ni	13	400	450	1700	2700
Pb	17	100	140	350	800
<b>Zn</b>	<b>60</b>	<b>3500</b>	<b>4000</b>	<b>13000</b>	<b>17000</b>
Hg	0,05	15	20	60	130

Fonte: CETESB (2000)

<sup>10</sup> Valor de referência – São os níveis naturais presentes no solo ou o menor limite de detecção do aparelho usado para determinação.

<sup>11</sup> Valor de intervenção – Concentração no solo que origina a ingestão igual ao máximo tolerável para um indivíduo.

Para os valores limites estabelecidos em São Paulo, a modelagem matemática utilizada simulou o risco sobre a população, quando exposta a um determinado contaminante presente no solo. A modelagem se constituiu de fórmulas que descrevem as relações entre as concentrações do poluente no solo e o aporte desse poluente aos seres humanos pelas diversas vias de exposição, comparando a ingestão total estimada e o nível de exposição máximo tolerável. O valor de Intervenção derivado é, por conseguinte, a concentração do poluente no solo que origina a ingestão de um contaminante igual ao ingresso máximo tolerável (CETESB, 2000). Dessa forma, estas normas são válidas somente para prevenir o risco sobre a saúde humana, não sendo válida para prevenir o risco sobre outros organismos ou componentes do ambiente, uma vez que os efeitos **ecotoxicológicos** dos metais pesados não foram considerados.

A partir deste referencial teórico procurou-se demonstrar a preocupação com os riscos que a acumulação de Cu e Zn nos solos oferece, quando dejetos de suínos com composição rica nestes dois elementos são utilizados como fertilizante do solo sem os devidos critérios. Adentrou-se nesta revisão começando pela emergência dos problemas ambientais em Santa Catarina, a origem do Cu e Zn nos dejetos, os riscos da acumulação, avaliando-se qual seria o potencial dos solos da região em acumular Cu e Zn sem maiores problemas ambientais. Finalizou-se com a apresentação das normas atualmente existentes sobre o assunto a nível internacional. Objetivou-se buscar a proposição de normas que garantam limites seguros Cu e Zn no solo para a região Oeste de Santa Catarina.

Considerando que os solos da região Oeste de Santa Catarina estão sendo explorados para produção de alimentos e matérias primas intensivamente, com isso, esta produção não poderá ser simplesmente relocada para outras áreas quando do comprometimento de sua qualidade. Os solos precisam, então, ter sua qualidade e produtividade protegida, não apenas por 10, 20 ou 50 anos, porém, perpetuamente. E como será possível garantir a sustentabilidade sem estudar profundamente o complexo processo de utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo? Dessa forma, o autor acredita que, enquanto não se tem a evidência quantificada sobre quais os limites seguros de Cu e Zn podem ser acumulados no solo, é mais prudente a opção por normas mais restritivas.

## 6. MATERIAL E MÉTODOS

Nos capítulos anteriores demonstrou-se a necessidade de estudar o impacto sobre a sustentabilidade dos sistemas agrícolas adubados com dejetos de suínos com ênfase no balanço de nutrientes no solo. Embora o acúmulo no solo e os riscos de danos ambientais causados pelo Cu e Zn sejam reconhecidos, são necessários estudos aprofundados no sentido de avaliar a capacidade de suporte em Cu e Zn dos solos da região de maior densidade de suínos de Santa Catarina, para não comprometer a sustentabilidade desses ecossistemas.

A seguir serão apresentadas e detalhadas as etapas metodológicas adotadas com o fim de estudar o objeto proposto.

### 6.1. Identificação

Os trabalhos aqui expostos estão inseridos no projeto “*DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO, ÁGUA E PLANTAS NA UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS COMO FERTILIZANTE DO SOLO*”, da Embrapa Suínos e Aves, com vigência prevista de 03/01/2000 a 31/12/2002. O projeto estuda a utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo. Os objetivos principais dessa linha de pesquisa são determinar quais os limites de dejetos que podem ser aplicados aos solos da região Oeste de Santa Catarina, sem comprometer o meio ambiente.

### 6.2. Localização

Os experimentos foram desenvolvidos junto ao Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPSA/EMBRAPA), localizado na vila Tamanduá, no município de Concórdia, Oeste de Santa Catarina, distante 500 Km de Florianópolis. A unidade da EMBRAPA Suínos e Aves está situada na latitude 27° 18' 46”, longitude 51° 59' 16” e à altitude de aproximadamente 500 m.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é mesotérmico úmido, sendo a precipitação pluviométrica bem distribuída durante o ano. Há ocorrência de geadas, principalmente entre os meses de maio a julho. A Tabela 6.1. apresenta alguns dados climáticos da região.

**Tabela 6.1.** Dados climáticos observados na estação experimental da EMBRAPA Suínos e Aves.

Ano	Temperaturas °C				Umidade relativa %			Precipitação mm
	Máx.	Mín.	Máx. x	Mín. x	Máx.	Mín.	Média (x)	
1999	35	-2,2	23,2	15	97	29	73,8	1339
2000	35	-3,6	23,3	15,7	96	27	74,1	1932

### 6.3. Condições experimentais

Os experimentos foram conduzidos em um abrigo composto por estrutura metálica, cercado com tela de malha fina para impedir a entrada de insetos, com dimensões de 9m x 15m. Os vasos ficaram dispostos no interior do abrigo, sobre bancadas de ferro, a uma altura de aproximadamente 70 cm. Acima dos vasos foi colocado uma cobertura com filme transparente para evitar a entrada de água da chuva nos mesmos. As Figuras 6.1 e 6.2 ilustram as condições experimentais em que os trabalhos de campo foram conduzidos.



**Figura 6.1.** Visualização externa da área em que foram realizados os experimentos de campo na Embrapa Suínos e Aves.



**Figura 6.2.** Visualização interna do abrigo, demonstrando a disposição dos vasos sobre as bancadas e a cobertura dos mesmos com filme de polietileno.

#### **6.4. Delineamento experimental**

Para estudar o efeito do acúmulo de Cu e Zn nos solos pela aplicação de dejetos, adotou-se uma estratégia correspondente ao processo que ocorre naturalmente através da utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo, ou seja, este é um processo longo, que inclui inúmeras aplicações de dejetos para a manifestação de sintomas de excesso destes elementos no sistema. Dessa forma, delineou-se um experimento contínuo, onde foram realizados ciclos de cultivos com diferentes espécies e conseqüente aplicação de dejetos ao solo a cada ciclo. Estes ciclos de culturas serão realizados até que ocorra a manifestação de sintomas de toxicidade aos componentes do sistema - plantas, comunidade microbiana do solo e água do solo. O presente trabalho apresenta e discute os resultados referentes aos três ciclos de cultivos realizados até o presente.

O delineamento experimental constituiu-se de um fatorial distribuído em 3 blocos com parcela subdividida (Anexo 1) da seguinte forma:

**3 tipos de solos**

**16 tratamentos (dosagens de Cu e Zn)**

**3 repetições (1 repetição por bloco)**

**Total = 144 unidades experimentais**

## **6.5. Solos**

A escolha dos solos utilizados nos experimentos foi realizada de acordo com os seguintes critérios:

- Perfis de solos com maior predominância na região Oeste de Santa Catarina;
- Uso intenso com culturas anuais (milho, trigo, pastagens de inverno, feijão e soja);
- Suinocultura inserida com maior densidade;
- Processos de formação dos solos distintos.

Estes solos selecionados foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (2000) como:

- 1) CAMBISSOLO HÁPLICO Eutroférico
- 2) NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico
- 3) LATOSSOLO VERMELHO Distroférico

O preparo dos solos envolveu a calagem para pH 6,0 e retirada de partículas grosseiras como pedras e raízes e colocação nas unidades experimentais. Cada unidade experimental recebeu 6,1 Kg de solo (peso seco).

Antes de iniciar a aplicação dos tratamentos (T), os solos foram analisados para conhecer suas características físico-químicas (Tabela 6.2).

**Tabela 6.2.** Resultados da análise química dos 3 solos utilizados no experimento no estado da coleta no campo.

Variáveis	Solos		
	1) Cambissolo	2) Nitossolo	3) Latossolo
.pH Água	5,5	6,0	4,8
Índice SMP	6,2	6,0	5,2
Fósforo – P (mg.L <sup>-1</sup> )	2,0	6,0	1,0
Potássio – K (mg.L <sup>-1</sup> )	72	366	58
Matéria Orgânica (%)	4,4	3,7	3,7
Alumínio trocável – Al (cmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> )	0,0	0,0	1,7
Cálcio – Ca (cmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> )	7,1	13,7	3,2
Magnésio – Mg (cmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> )	1,4	3,0	1,0
Cobre – Cu Total (mg.Kg <sup>-1</sup> )	329,87	202,58	217,03
Zinco – Zn Total (mg.Kg <sup>-1</sup> )	215,60	229,57	184,80
Cobre –Cu HCl 0,10 N (mg.Kg <sup>-1</sup> )	6,8	6,3	7,2
Zinco – Zn HCl 0,10 N (mg.Kg <sup>-1</sup> )	7,1	7,3	1,7
Manganês – Mn KCl 1,0 N (mg.Kg <sup>-1</sup> )	13	73	70

Análises realizadas pelo Laboratório da EPAGRI Chapecó e pelo LAFQ da Embrapa Suínos e Aves.

## 6.6. Tratamentos (T)

Foram estabelecidos 16 tratamentos nos experimentos. A Tabela 6.3. apresenta uma descrição dos tratamentos.

**Tabela 6.3.** Tratamentos utilizados nos experimentos para determinação da capacidade de suporte em Cu e Zn nos solos do Oeste de Santa Catarina.

<b>Nº.</b>	<b>Descrição tratamento</b>
1	Zero
2	NPK + alto Cu alto Zn (adubação mineral, equivalente aos dejetos)
3	NPK + alto Cu baixo Zn
4	NPK + baixo Cu alto Zn
5	NPK + baixo Cu baixo Zn
6	Dejetos alto Cu alto Zn (adubação orgânica)
7	Dejetos alto Cu baixo Zn
8	Dejetos baixo Cu alto Zn
9	Dejetos baixo Cu baixo Zn
10	Dejetos alto Cu alto Zn + suplementação de 10 mg Cu e 20 mg Zn Kg <sup>-1</sup> )
11	Dejetos alto Cu baixo Zn + suplementação de 10 mg Cu Kg <sup>-1</sup> )
12	Dejetos baixo Cu alto Zn + suplementação de 20 mg Zn Kg <sup>-1</sup> )
13	Dejetos baixo Cu baixo Zn + suplementação de 10 mg Cu Kg <sup>-1</sup> )
14	Dejetos baixo Cu baixo Zn + suplementação de 20 mg Cu Kg <sup>-1</sup> )
15	Dejetos baixo Cu baixo Zn + suplementação de 20 mg Zn Kg <sup>-1</sup> )
16	Dejetos baixo Cu baixo Zn + suplementação de 40 mg Zn Kg <sup>-1</sup> )

O tratamento 1 se refere ao controle, onde não foi adicionado nenhuma fonte de nutrientes.

Os tratamentos 2 a 5, descritos como NPK mais **combinações alto ou baixo Cu e Zn**, constituíram-se na aplicação dos nutrientes via fonte mineral nas concentrações equivalentes àquelas existentes nos dejetos. Nos tratamentos 6 a 9 foram utilizados dejetos de suínos cuja composição de Cu e Zn era variável, obedecendo as combinações alto ou baixo Cu e Zn. Estas quatro combinações de

dejetos foram obtidas através do fornecimento de 4 dietas diferentes, uma para cada lote de suínos. Adiante será especificado o processo de obtenção desses dejetos.

Nos tratamentos 10 a 16 foram utilizadas doses suplementares de Cu e/ou Zn via fonte mineral, como forma de provocar efeitos adversos sobre as plantas num espaço de tempo menor. Assim, espera-se que estes tratamentos possibilitem o estudo mais aprofundado do efeito exclusivo e conjugado do Cu e Zn sobre as espécies vegetais, e a manifestação mais rapidamente de sintomas de toxicidade de Cu e Zn no solo e nas plantas.

A principal finalidade da inclusão dos tratamentos 2 a 5, foi comparar com os tratamentos 6 a 9, permitindo analisar o papel dos compostos orgânicos sobre as variáveis analisadas (disponibilidade de Cu e Zn no solo, respostas das plantas, absorção pelas plantas, lixiviação de Cu e Zn).

O critério adotado para aplicação dos tratamentos foi o atendimento das exigências em **N** das plantas via dejetos de suínos, de acordo com as tabelas de recomendações de adubação e calagem da Comissão de Fertilidade do Solo do RS e SC – 140 Kg N. ha<sup>-1</sup> (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO RS/SC, 1995). Com a adoção deste critério, nutrientes como o P e K, aplicadas via dejetos de suínos, excederam as quantidades recomendadas para cada cultura.

Pelo fato de terem sido utilizados 4 dejetos diferentes nos tratamentos, havia, além de diferentes concentrações de Cu e Zn entre os dejetos, variações na concentração dos outros elementos nutrientes (N P K). Nesse sentido, com o intuito de obter condições experimentais adequadas, isolando o fator Cu e Zn, realizou-se a correção das concentrações de N, P e K, em teores iguais para todos os tratamentos, com exceção do tratamento testemunha. A correção destas concentrações se deu com o uso de sais inorgânicos que contém os elementos nutrientes (uréia, fosfato monoamônio de sódio, cloreto de potássio).

Para o primeiro ciclo, a dosagem de nutrientes foi realizada de acordo com a análise do solo e as recomendações da cultura. Para os demais ciclos, seguiu-se o critério do valor de reposição ou a maior dosagem aplicada via dejetos. Nas Tabelas 6.4., 6.5., 6.6. e 6.7. são apresentadas as quantidades de nutrientes adicionados via fonte mineral e/ou orgânica em cada tratamento e ciclo de cultivos realizados.

**Tabela 6.4.** Ciclo 1 - Concentrações (mg do elemento. Kg solo<sup>-1</sup>) de N, P, K, Cu e Zn adicionados para cada tratamento na cultura da aveia (*Avena strigosa*), via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.

Tratamentos	N Dejetos	N uréia	P Dejetos	P NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>			K Dejetos	K KCl			Cu dejetos	Cu CuSO <sub>4</sub> 5H <sub>2</sub> O	Zn dejetos	Zn ZnSo <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	Cu Total	Zn Total
				S1	S2	S3		S1	S2	S3						
1) zero	-	-	-				-				-	-	-	-	-	-
2) NPK + alto Cu alto Zn	-	20,83	-	19,25	9,88	19,75		13,87	8,12	19,62	-	1,36	-	3,77	1,36	3,77
3) NPK + alto Cu baixo Zn	-	20,83	-	19,25	9,88	19,75		13,87	8,12	19,62	-	1,36	-	0,48	1,36	0,48
4) NPK + baixo Cu alto Zn	-	20,83	-	19,25	9,88	19,75		13,87	8,12	19,62	-	0,09	-	3,77	0,09	3,77
5) NPK + baixo Cu baixo Zn	-	20,83	-	19,25	9,88	19,75		13,87	8,12	19,62	-	0,09	-	0,48	0,09	0,48
6) Dejetos alto Cu alto Zn	20,83	-	8,83	10,42	1,05	10,92	6,17	7,70	1,95	13,45	1,24	0,12	2,80	0,97	1,36	3,77
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	20,83	-	8,99	10,26	0,89	10,76	5,04	8,83	3,08	14,58	1,36	-	0,42	0,06	1,36	0,48
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	20,83	-	11,41	7,84	-	8,34	4,89	8,98	3,23	14,73	0,09	-	3,77	-	0,09	3,77
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	20,83	-	9,74	9,51	0,14	10,01	5,27	8,60	2,85	14,35	0,06	0,03	0,48	-	0,09	0,48
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	20,83	-	8,83	10,42	1,05	10,92	6,17	7,70	1,95	13,45	1,24	10,12	2,80	20,97	11,36	23,77
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	20,83	-	8,99	10,26	0,89	10,76	5,04	8,83	3,08	14,58	1,36	10,00	0,42	0,06	11,36	0,48
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	20,83	-	11,41	7,84	-	8,34	4,89	8,98	3,23	14,73	0,09	-	3,77	20,00	0,09	23,77
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem. Cu	20,83	-	9,74	9,51	0,14	10,01	5,27	8,60	2,85	14,35	0,06	10,03	0,48	-	10,09	0,48
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem. Cu	20,83	-	9,74	9,51	0,14	10,01	5,27	8,60	2,85	14,35	0,06	20,03	0,48	-	20,09	0,048
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem. Zn	20,83	-	9,74	9,51	0,14	10,01	5,27	8,60	2,85	14,35	0,06	0,03	0,48	20,00	0,09	20,48
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem. Zn	20,83	-	9,74	9,51	0,14	10,01	5,27	8,60	2,85	14,35	0,06	0,03	0,48	40,00	0,09	40,48

S1 – Cambissolo; S2 – Nitossolo; S3 - Latossolo

**Tabela 6.5.** Ciclo 2 - Concentrações (mg do elemento. Kg solo<sup>-1</sup>) de N, P, K, Cu e Zn adicionados na cultura do trigo (*Triticum aestivum*). via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.

Tratamento	N	N	P	P	K	K		Cu	Cu	Zn	Zn	Cu	Zn
	Dejetos	Uréia	Dejetos	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	dejetos	KCl							
						S1	S3						
1) zero	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
2) NPK + alto Cu alto Zn		20,82		23,57		20,75	13,88		2,71		5,21	2,71	5,21
3) NPK + alto Cu baixo Zn		20,82		23,57		20,75	13,88		2,71		0,86	2,71	0,86
4) NPK + baixo Cu alto Zn		20,82		23,57		20,75	13,88		0,125		5,21	0,125	5,21
5) NPK + baixo Cu baixo Zn		20,82		23,57		20,75	13,88		0,125		0,86	0,125	0,86
6) Dejetos alto Cu alto Zn	20,82		18,25	5,32	11,56	12,5	0	2,11	0,60	4,39	0,82	2,71	5,21
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	20,82		23,57	0	12,155	12,5	0	2,71	-	0,84	0,02	2,71	0,86
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	20,82		21,08	2,49	9,85	12,5	0	0,125	-	5,21	-	0,125	5,21
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	20,82		22,07	1,50	11,15	12,5	0	0,083	0,042	0,86	-	0,125	0,86
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	20,82		18,25	5,32	11,56	12,5	0	2,11	10,60	4,39	20,82	12,71	25,21
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	20,82		23,57	0	12,155	12,5	0	2,71	10	0,84	0,02	12,71	0,86
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	20,82		21,08	2,49	9,85	12,5	0	0,125	-	5,21	20	2,71	25,21
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	20,82		22,07	1,50	11,15	12,5	0	0,083	10	0,86		10,12	0,86
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	20,82		22,07	1,50	11,15	12,5	0	0,083	20	0,86		20,12	0,86
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	20,82		22,07	1,50	11,15	12,5	0	0,083		0,86	20	0,125	20,86
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	20,82		22,07	1,50	11,15	12,5	0	0,083		0,86	40	0,125	40,86

Obs: No momento da montagem do experimento não havia sido realizada a análise de K dos dejetos, por isso, as concentrações de K não foram ajustadas.

S1 – Cambissolo; S2 – Nitossolo; S3 - Latossolo

**Tabela 6.6.** Ciclo 3 - Concentrações (mg do elemento. Kg solo<sup>-1</sup>) de N, P, K, Cu e Zn adicionados na cultura do milho (*Zea mays*) via dejetos de suínos ou com sais inorgânicos.

Tratamento	N Dejetos	N Uréia	P Dejetos	P NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	K Dejetos	K KCl	Cu dejetos	Cu CuSO <sub>4</sub> 5H <sub>2</sub> O	Zn dejetos	Zn ZnSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	Cu Total	Zn Total
1) zero	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2) NPK + alto Cu alto Zn	-	58,34	-	63,01		34,75	-	7,25		14,60	7,25	14,60
3) NPK + alto Cu baixo Zn	-	58,34	-	63,01		34,75	-	7,25		2,42	7,25	2,42
4) NPK + baixo Cu alto Zn	-	58,34	-	63,01		34,75	-	0,35		14,60	0,35	14,60
5) NPK + baixo Cu baixo Zn	-	58,34	-	63,01		34,75	-	0,35		2,42	0,35	2,42
6) Dejetos alto Cu alto Zn	58,34	-	51,50	11,51	32,40	2,35	5,93	1,32	12,30	2,30	7,25	14,60
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	58,34	-	63,01	0	32,40	2,75	7,25	0	2,25	0,17	7,25	2,42
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	58,34	-	59,02	3,99	27,57	7,18	0,35	0	14,60	0	0,35	14,60
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	58,34	-	61,84	1,17	31,15	3,60	0,23	0,12	2,42	0	0,35	2,42
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	58,34	-	51,50	11,51	32,40	2,35	5,93	11,32	12,30	22,30	17,25	34,60
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	58,34	-	63,01	0	32,40	2,75	7,25	10,00	2,25	0,17	17,25	2,42
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	58,34	-	59,02	3,99	27,57	7,18	0,35	0	14,60	20,00	0,35	34,60
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	58,34	-	61,84	1,17	31,15	3,60	0,23	10,12	2,42	0	10,35	2,42
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	58,34	-	61,84	1,17	31,15	3,60	0,23	20,12	2,42	0	20,35	2,42
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	58,34	-	61,84	1,17	31,15	3,60	0,23	0,12	2,42	20,00	0,35	22,42
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	58,34	-	61,84	1,17	31,15	3,60	0,23	0,12	2,42	40,00	0,35	42,42

S1 – Cambissolo; S2 – Nitossolo; S3 – Latossolo

**Tabela 6.7.** Síntese das Concentrações de Cu e Zn (mg Kg solo<sup>-1</sup>) adicionadas para cada tratamento nos três ciclos de cultivo e a quantidade total aplicada ao final dos 3 ciclos de experimentação.

Tratamento	Ciclo 1 (aveia)		Ciclo 2 (trigo)		Ciclo 3 (milho)		Cu Total	Zn Total
	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn		
1) zero	0	0	0	0	0	0	0	0
2) NPK + alto Cu alto Zn	1,36	3,77	2,71	5,21	7,25	14,60	11,32	23,58
3) NPK + alto Cu baixo Zn	1,36	0,48	2,71	0,86	7,25	2,42	11,32	3,76
4) NPK + baixo Cu alto Zn	0,09	3,77	0,125	5,21	0,35	14,60	0,56	23,58
5) NPK + baixo Cu baixo Zn	0,09	0,48	0,125	0,86	0,35	2,42	0,56	3,76
6) Dejetos alto Cu alto Zn	1,36	3,77	2,71	5,21	7,25	14,60	11,32	23,58
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	1,36	0,48	2,71	0,86	7,25	2,42	11,32	3,76
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	0,09	3,77	0,125	5,21	0,35	14,60	0,56	23,58
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	0,09	0,48	0,125	0,86	0,35	2,42	0,56	3,76
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	11,36	23,77	12,71	25,21	17,25	34,60	41,32	83,58
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	11,36	0,48	12,71	0,86	17,25	2,42	41,32	3,76
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	0,09	23,77	2,71	25,21	0,35	34,60	0,56	83,58
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	10,09	0,48	10,125	0,86	10,35	2,42	30,56	3,76
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	20,09	0,048	20,125	0,86	20,35	2,42	60,56	3,76
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	0,09	20,48	0,125	20,86	0,35	22,42	0,56	63,76
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	0,09	40,48	0,125	40,86	0,35	42,42	0,56	123,76

### 6.7. Unidades experimentais

Cada unidade experimental constituiu-se de um vaso de plástico com capacidade para 8 litros (Figura 6.3.). Este vaso possui ao fundo pedra lavada (brita) sob uma tela fina e um dreno conectando para um frasco descartável de 2 litros que possibilita a coleta das águas percoladas dos vasos.



**Figura 6.3.** Ilustração de uma unidade experimental disposta sobre bancada de ferro e com sistema coletor de águas percoladas.

## 6.8. Dejetos utilizados nos experimentos

Considerando que o processo de acúmulo de Cu ou Zn nos solos pode ocorrer conjuntamente para os dois elementos, ou com maior intensidade para um destes dois elementos, optou-se por estudar a capacidade de retenção de Cu e Zn dos solos forma combinada, já que os dois elementos geralmente estão presentes em concentrações preocupante. Dessa forma, os dejetos foram obtidos com concentrações combinadas de Cu e Zn (Tabela 6.8).

**Tabela 6.8.** Combinações de dejetos produzidos para utilização nos experimentos para determinação da capacidade de suporte em Cu e Zn nos principais solos do Oeste de Santa Catarina.

Dejeto	Combinação		Denominação
	Cu	Zn	
Dejeto 1	alto	alto	Dejeto alto Cu alto Zn
Dejeto 2	alto	Baixo	Dejeto alto Cu baixo Zn
Dejeto 3	baixo	alto	Dejeto baixo Cu alto Zn
Dejeto 4	baixo	baixo	Dejeto baixo Cu baixo Zn

Para a obtenção dos dejetos com as características desejadas, optou-se pela produção dos dejetos a partir do fornecimento de dietas diferenciadas, evitando-se, dessa forma, criar condições artificiais, como a aplicação de doses de Cu ou Zn, via fonte mineral num determinado dejeto, obtendo-se assim, as combinações desejadas.

As quatro dietas elaboradas, variando nas concentrações de Cu e Zn (Tabela 6.9) foram fornecidas para quatro lotes de oito suínos cada, com peso médio inicial aproximado de 50 Kg para receberem as dietas.

Os animais foram colocados em gaiolas individuais suspensas com sistemas coletor de urina e fezes separadamente (Figura 6.4). Após uma semana de adaptação dos animais recebendo as dietas, iniciou-se a coleta das fezes, que se estendeu por um período de 10 dias. Para cada parte de fezes foi adicionado três partes de água, obtendo-se dejetos em forma líquida. Concluída a coleta, os dejetos permaneceram em tambores com superfície aberta por mais de 100 dias para estabilização.

Após o período de estabilização, os dejetos foram desidratados a 55°C, triturados e armazenados de forma a serem utilizados durante toda a programação dos experimentos. Na tabela 6.10 são apresentados os resultados da análise físico-química das 4 combinações de dejetos utilizadas no experimento.



**Figura 6.4.** Vista das gaiolas de metabolismo usadas como coleta de fezes e urina dos suínos.

**Tabela 6.9.** Composição Físico-química das 4 diferentes dietas fornecidas aos suínos para obtenção das 4 combinações de Cu e Zn nos dejetos utilizadas nos experimentos.

Amostra	MS	N	P	Ca	Mg	K	Mn	Cu	Zn
	(%)					(mg.Kg <sup>-1</sup> )			
<b>Dieta 1</b>	87,60	1,63	0,33	0,44	0,13	106,40	37,05	117,65	540,10
<b>Dieta 2</b>	87,25	1,67	0,40	0,34	0,12	99,20	27,80	92,60	53,95
<b>Dieta 3</b>	87,45	1,58	0,34	0,46	0,13	97,80	36,00	3,14	611,55
<b>Dieta 4</b>	87,40	1,63	0,34	0,44	0,13	101,10	33,30	1,67	66,00

Laboratório de Análises Físico-químicas (Embrapa Suínos e Aves)

**Tabela 6.10.** Composição físico-química dos 4 dejetos utilizados nos experimentos.

	<b>MS</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Amostra</b>	<b>(%)</b>						<b>(mg.Kg<sup>-1</sup>)</b>	
<b>Dejeto 1</b>	92,45	2,59	2,29	1,44	2,20	1,02	2635,33	5461,40
<b>Dejeto 2</b>	92,00	2,23	2,53	1,30	2,42	0,90	2906,68	904,19
<b>Dejeto 3</b>	92,12	2,50	2,53	1,18	2,04	0,67	149,54	6256,53
<b>Dejeto 4</b>	90,79	2,49	2,64	1,33	2,29	1,46	99,18	1034,52

Análise realizada após a desidratação dos dejetos.

### 6.9. Ciclos e espécies de plantas cultivadas

De acordo com o planejamento do projeto, foram previstos diversos ciclos de cultivo, promovendo, desta forma, a acumulação de Cu e Zn nos solos até a manifestação de sintomas de toxicidade nos componentes do sistema. Durante o ano de 2000 foram concluídos 3 ciclos de experimentos.

Durante o trabalho de dissertação foram cultivadas as seguintes culturas:

**1º ciclo:** Aveia preta (*Avena strigosa*).

Período de cultivo: 49 dias (10/05/2000 a 28/06/2000)

Semearam-se 18-20 sementes por vaso. Posteriormente à emergência das plântulas foi realizado o raleio, permanecendo 13 plantas por vaso.

**2º ciclo:** Trigo (*Triticum aestivum*)

Cultivar: Br 49

Período de cultivo: 45 dias (04/08/2000 a 18/09/2000)

Foram semeadas 18-20 sementes por vaso. Posteriormente à emergência foi realizado o raleio, permanecendo 13 plantas por vaso.

**3º ciclo:** Milho (*Zea mays*).

Cultivares: 1) Br 106 (milho variedade da Embrapa Sete Lagoas)

2) Pioneer 30F33 (híbrido da Empresa Pioneer)

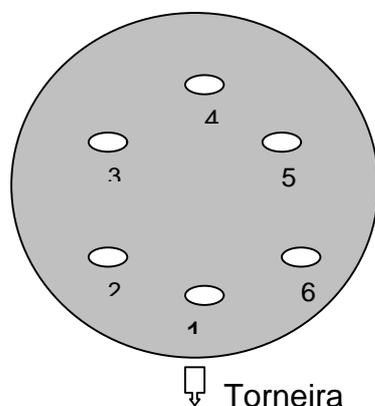
3) XL 214 (híbrido da Empresa Dekalb)

4) Agromen 2012 (Híbrido da Empresa Agromen)

5) Premiun (Híbrido da Empresa Novartis)

6) TorK (Híbrido da Empresa Monsanto)

Em cada parcela foram cultivadas 6 plantas, sendo 1 planta de cada uma das cultivares selecionadas. As plantas foram dispostas nos vasos de acordo com o croqui da Figura 4.5.



**Figura 4.5.** Croqui da distribuição das cultivares de milho em cada parcela.

Período de cultivo: 32 dias (06/10-07/11/2000).

### **6.10. Irrigações**

O controle das irrigações obedeceu os seguintes critérios:

- ◆ No primeiro e terceiro ciclos – Volume de água aplicado de acordo com a precipitação pluviométrica no período.
- ◆ No segundo ciclo – Manutenção do teor de umidade de acordo com a capacidade de campo

### **6.11. Vasos correspondentes**

Para cada tratamento, composto por três unidades experimentais, foi adotado um vaso correspondente com a finalidade de reposição de solo nos vasos após a retirada das amostras, sem afetar a concentração dos elementos químicos presentes em cada tratamento. Os vasos correspondentes receberam os mesmos tratamentos, porém, com uma correção para equilibrar a concentração de nutrientes pela reposição de solo em estado natural.

## 6.12 Diagnose Visual

Foram realizadas avaliações visuais para as seguintes características: estado geral das plantas (3 ciclos), severidade do oídio (ciclo II), clorose (ciclo III) e Intensidade da cor roxa (ciclo III). As avaliações foram realizadas por duas duplas cada uma constituída por um Biólogo e um Técnico em Agropecuária, e que não conheciam o delineamento do experimento.

As leituras foram feitas vaso por vaso, atribuindo-se notas de acordo com a escala estabelecida.

<b>Escala:</b>	Estado geral das plantas – 1-10
	Severidade do oídio – 1-5
	Clorose – 1-5
	Intensidade da cor roxa – 1-5

## 6.13. Colheita e obtenção de amostras para análises

- ◆ Colheita: Realizada ao final de cada ciclo. Após a colheita, as plantas foram levadas para uma estufa com circulação de ar, com temperatura regulada para 55 °C durante 72 horas.
- ◆ Amostras de Solos: a coleta de amostras de solos foi realizada na ocasião da montagem do ciclo de experimento seguinte. Toda a massa de solo foi retirada do balde, homogeneizada, retirando-se então a amostra de solo para as análises. Posteriormente, realizou-se a aplicação dos tratamentos e reposição de solo a partir do solo dos vasos destinados para este fim. Após a coleta das amostras de solo, o mesmo foi seco em estufa a 55 °C e em seguida retirou-se as raízes e pedras antes da sua moagem.
- ◆ Tecidos vegetais: após a determinação da variável produção de biomassa vegetal, através de pesagem em balança analítica, as plantas foram trituradas.
- ◆ Coleta de águas percoladas – Quando houve a percolação de águas de irrigação, as mesmas foram coletadas em frascos plásticos descartáveis de 2 litros. Até o final de cada ciclo, as águas receberam uma dosagem de clorofórmio como agente anti-microbiano e permaneceram em câmara fria. Após o término das coletas das águas, procedeu-se a mistura de todos os coletados, mediu-se o montante percolado e levou-se para estufa para

concentração das mesmas, de forma a facilitar a detecção dos elementos químicos presentes no aparelho de absorção atômica.

#### **6.14. Variáveis analisadas <sup>12</sup>;**

##### **Ciclo 1**

- ◆ Produção de biomassa vegetal;
- ◆ Teores de Cu e Zn totais e trocáveis no solo;
- ◆ Teores de macro e micronutrientes nas plantas;
- ◆ Teores de Cu e Zn nas águas percoladas;

##### **Ciclo 2**

- ◆ Produção de biomassa vegetal;
- ◆ Teores de Cu e Zn totais e trocáveis no solo;
- ◆ Teores de macro e micronutrientes nas plantas;
- ◆ Diagnóstico visual para severidade da doença do oídio e estado geral das plantas.

##### **Ciclo 3**

- ◆ Produção de biomassa vegetal;
- ◆ Teores de Cu e Zn totais e trocáveis no solo
- ◆ Teores de macro e micronutrientes nas plantas;
- ◆ Teores de Cu e Zn das águas percoladas;
- ◆ Intensidade da cor roxa nas plantas;
- ◆ Estado geral das plantas;
- ◆ Clorose das plantas.

---

<sup>12</sup> A determinação dos teores trocáveis no solo foi realizada através do extrator HCl 0,1 N (Tedesco *et al.*, 1995) e os teores totais através da técnica Água Régia - HCl:HNO<sub>3</sub> (McGrath & Cunliffe, 1985).

Os tecidos vegetais foram analisados de acordo com a técnica de digestão nitroperclórica por via úmida (Anexo 2), descrita por Tedesco *et al.* (1995) adaptada por Vitti *et al.* (2000). Posteriormente eram feitas as diluições necessárias para leitura no aparelho de absorção atômica (Anexo 3).

As águas percoladas foram analisadas através de leitura direta no aparelho de absorção atômica.

### **6.15. Procedimentos Estatísticos**

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância através de modelo linear e testes de comparação de médias. O modelo utilizado para as análises foi delineamento com parcela subdividida utilizando-se o pacote estatístico SAS - Statistical Analytical Standard.

## 7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos na realização dos três primeiros ciclos de experimento, onde estudou-se as conseqüências da acumulação de Cu e Zn no solo pela utilização de dejetos de suínos como fertilizante, sobre as plantas e águas de percolação.

Na segunda etapa é feita uma avaliação sobre os riscos que o acúmulo de Cu e Zn oferecem aos ecossistemas, apresentando-se uma proposta de abordagem para se chegar à cargas limites de Cu e Zn nos solos. Também são discutidos aspectos relacionados ao atual sistema de produção de suínos e são propostos alguns caminhos para contornar a problemática ambiental.

### 7.1. Produção de Matéria Seca (MS)

A produção de MS foi uma variável utilizada para medir o desenvolvimento das plantas sob o efeito dos vários fatores. Foi observado que a MS foi afetada pelos fatores: Solo, tratamento, ciclo, e as interações: solo\*tratamento, ciclo\*solo e ciclo\*tratamento. Houve, também, interação tripla significativa entre solo\*ciclo\*tratamento (Anexo 4).

#### ◆ Efeito de Ciclo ou Espécie

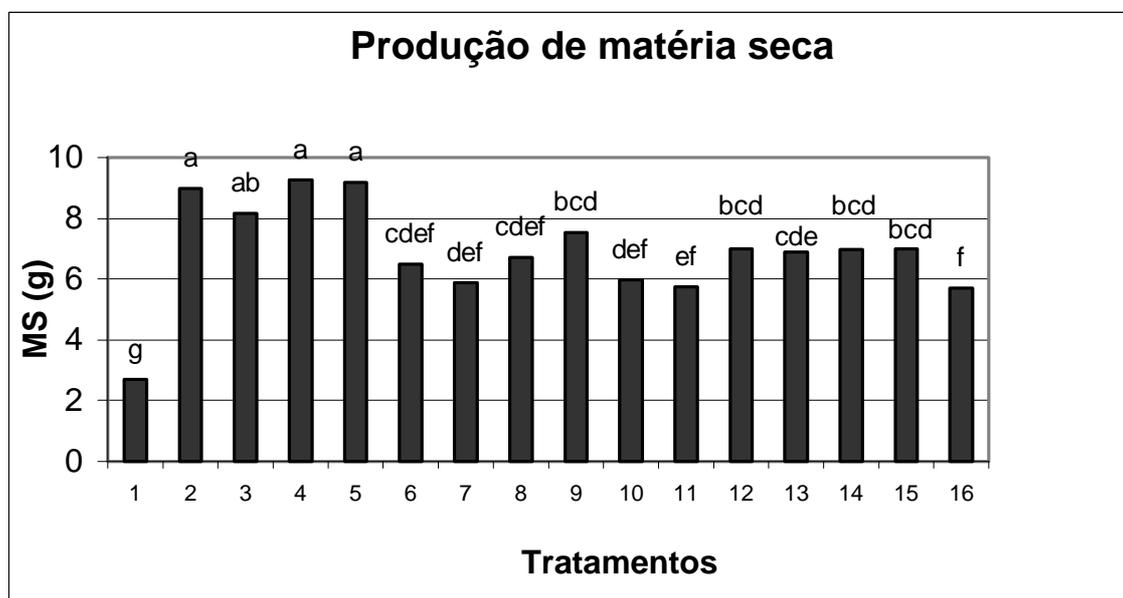
Com relação ao efeito de ciclo, houve comportamento diferente para os três ciclos, sendo maior a produção de matéria seca para o terceiro ciclo (Tabela 7.1), resultado que já era esperado devido ao potencial de produção de MS de cada espécie. Outros fatores como época de cultivo, tempo de cultivo, condições climáticas e efeitos cumulativos de nutrientes adicionados a cada ciclo também contribuíram à resposta diferente dos ciclos de cultivo.

**Tabela 7.1.** Produção de matéria seca em função do fator ciclo ou espécie.

Ciclo/espécie	Produção MS (g)	Tukey 5%
I) Aveia ( <i>Avena strigosa</i> )	6,36	B
II) Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> )	3,20	C
III) Milho ( <i>Zea Mays</i> )	11,11	A

◆ Efeito dos Tratamentos

Foi observado para os tratamentos que receberam fertilização mineral (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub>) produção de matéria seca superior aos demais tratamentos. Dos tratamentos que receberam dejetos de suínos, o T<sub>9</sub> – dejetos com baixo Cu e baixo Zn - foi aquele que produziu a maior quantidade de matéria seca, porém as diferenças significativas ocorreram apenas em relação a T<sub>16</sub> e T<sub>1</sub> (Figura 7.1). O tratamento sem adição de nenhuma fonte de fertilizante (T<sub>1</sub>) produziu a menor quantidade de MS.



**Figura 7.1.** Resultados médios de produção de matéria seca (g) observados para os 16 tratamentos nos três ciclos de cultivo. Dados seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste Tukey a 5%.

Avaliando-se o efeito de tratamentos sobre a produção de MS, não foram observados efeitos significativos de Cu ou Zn sobre a produção das diferentes espécies. Ou seja, não houve tendência definida entre aumento dos teores de Cu ou Zn e diminuição da produção de MS das plantas, ou ao contrário, relação entre presença de baixos teores de Cu ou Zn e aumento da MS das plantas. Embora o T<sub>9</sub> (baixas doses de Cu e Zn) tenha apresentado os maiores valores de MS dentre os tratamentos que receberam dejetos, o mesmo não diferiu de T<sub>3</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>10</sub>, T<sub>12</sub>, T<sub>13</sub>, T<sub>14</sub> e T<sub>15</sub>. O mesmo foi observado para o T<sub>16</sub>, que embora tenha apresentado redução da produção de MS, não apresentou diferença estatística de T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>10</sub> e T<sub>11</sub>.

Os resultados observados permitem supor que a resposta das plantas ao Cu e Zn pode ter sido um fator de menor importância em relação à disponibilidade adequada ou abundante dos macronutrientes (N, P, K) em cada tratamento. Embora tenham sido utilizadas concentrações iguais de macronutrientes nos tratamentos, as fontes diferentes dos nutrientes podem ter afetado a disponibilidade às plantas. A esse respeito, é conhecido na literatura agrônômica que a fertilização mineral aporta nutrientes com alta solubilidade. Por outro lado, os fertilizantes orgânicos contêm os nutrientes sob várias formas, com fração prontamente disponível e outra que dependerá da mineralização da matéria orgânica. Há também, variação entre resíduos orgânicos quanto à disponibilidade de nutrientes às plantas que é dependente da natureza físico-química do resíduo orgânico. Neste sentido, nota-se semelhança no comportamento dos tratamentos: T<sub>6</sub> ≅ T<sub>10</sub>, T<sub>7</sub> ≅ T<sub>11</sub>, T<sub>8</sub> ≅ T<sub>12</sub>. Tal semelhança de desenvolvimento das plantas coincide com o tipo de dejetos utilizados nos tratamentos.

A presença de elevadas concentrações de Cu e Zn nos dejetos, podem atuar como fatores inibitórios às reações de degradação e estabilização dos dejetos (Lagrange, 1979). Com isso, a solubilidade dos elementos químicos poderá ser afetada positiva ou negativamente. O fato de ter sido utilizado no presente estudo quatro dejetos com concentrações variáveis de Cu e/ou Zn (Tabela 6.9), poderá ter afetado o processo de estabilização dos dejetos antes da utilização nos experimentos. Conseqüentemente, a disponibilidade de nutrientes nos dejetos utilizados pode ter variado de acordo com o estágio em que as reações de estabilização que cada dejetos alcançou.

◆ Efeito do fator solo

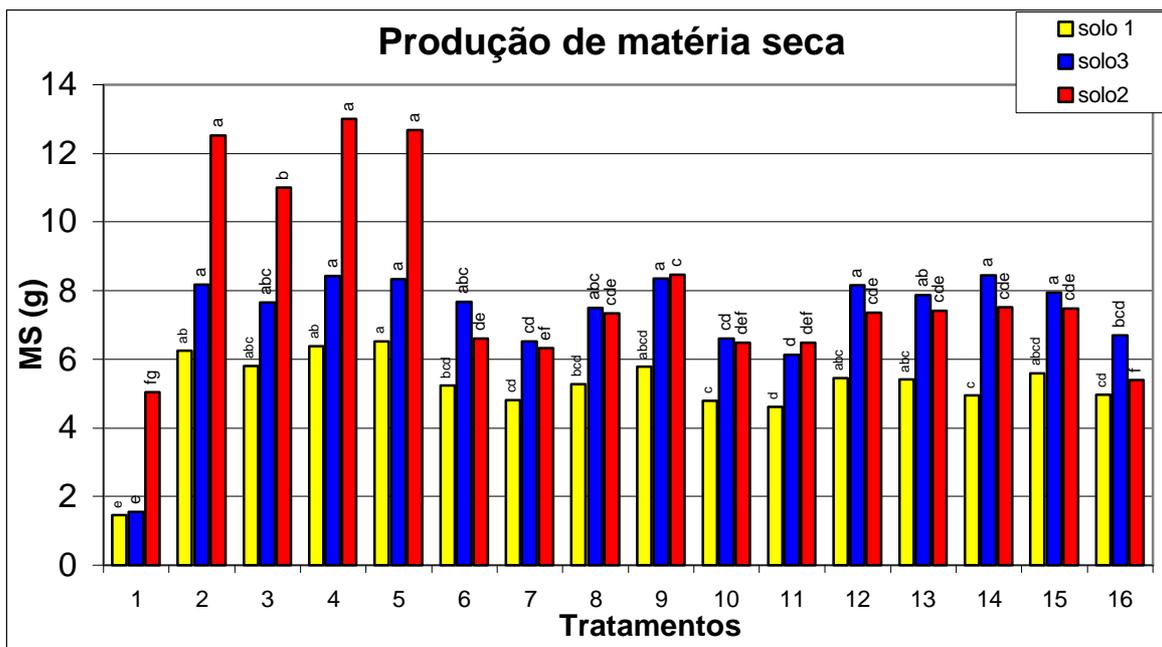
A maior produção de MS foi verificada no Nitossolo (Tabela 7.2). Como foi verificado inicialmente (Tabela 6.2), o principal fator que explica tal resultado é a maior fertilidade natural dos Nitossolos em relação aos Cambissolos e Latossolos. Em relação à produção de MS nos dois últimos solos, observou-se que as propriedades químicas destes, promoveram um efeito em favor do Latossolo, uma vez que o mesmo respondeu mais intensamente à adubação do que o cambissolo, mesmo tendo uma fertilidade natural equivalente ou inferior.

**Tabela 7.2.** Efeito dos solos Cambissolo, Nitossolo e Latossolo, sobre a variável MS.

Solo	Produção MS (g)	Tukey 5%
1) Cambissolo	5,21	C
2) Nitossolo	8,20	A
3) Latossolo	7,26	B

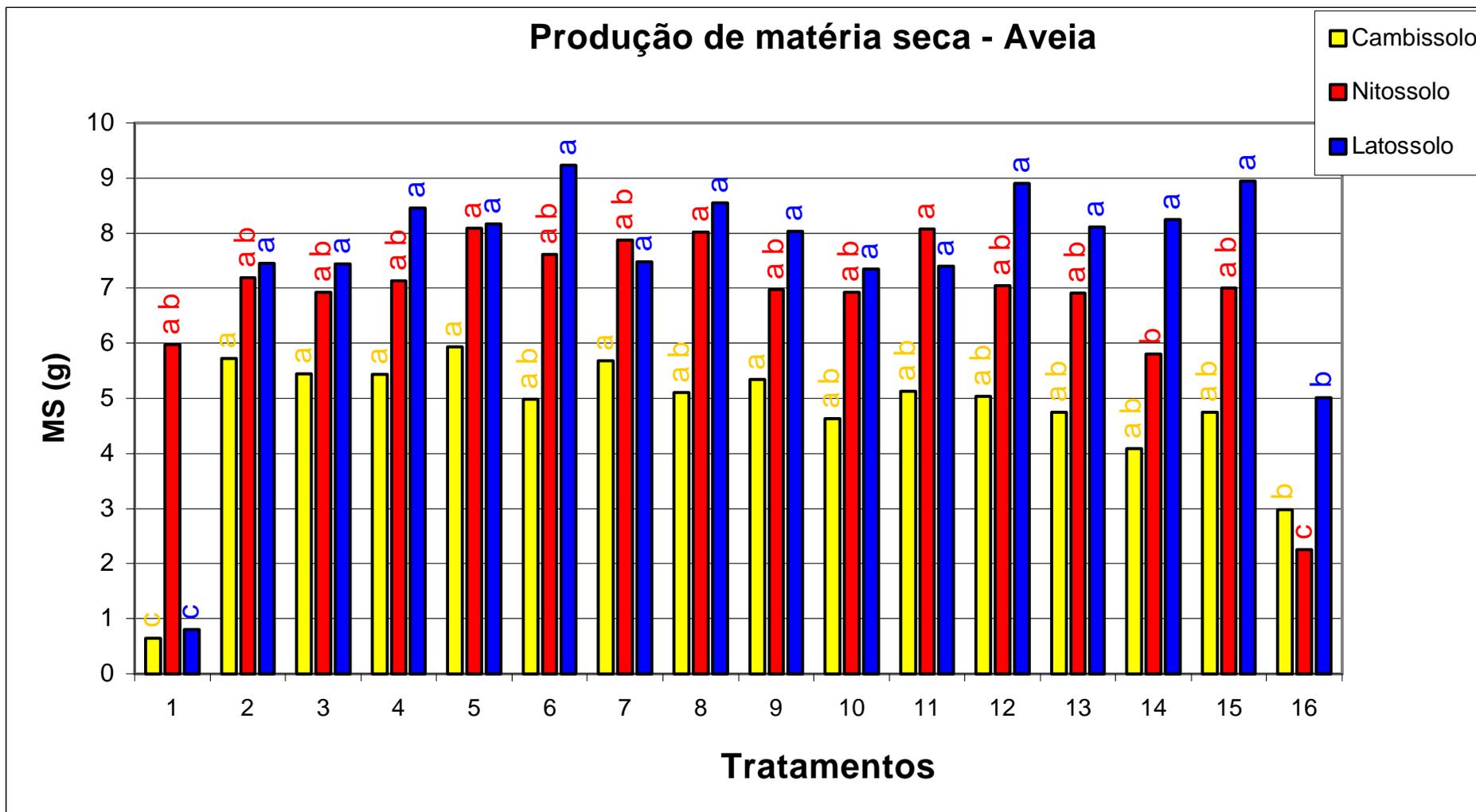
Com relação ao efeito dos tratamentos nos diferentes solos, independente de ciclo, verificou-se elevação da produção de MS mais acentuada no Nitossolo em T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub>, em relação aos outros dois solos (Figura 7.2). Ademais, pode-se inferir que a resposta de cada tratamento foi semelhante para os três solos.

A produção de MS nos diferentes ciclos em função dos solos e tratamentos (Figuras 7.3, 7.4 e 7.5) demonstra que o latossolo apresentou uma maior resposta à aplicação dos tratamentos, principalmente para a cultura do trigo (segundo ciclo). No cultivo da aveia (primeiro ciclo) foi observado diminuição significativa de produção de MS em T<sub>16</sub> (tratamento com suplementação de 40 mg Zn Kg<sup>-1</sup>) em relação aos demais tratamentos. Infere-se ser uma manifestação de toxicidade por Zn, principalmente para o Nitossolo e o Latossolo. Contudo, este comportamento não se manifestou nos ciclos seguintes, indicando que pode ter sido outros fatores que influenciaram nesta resposta.

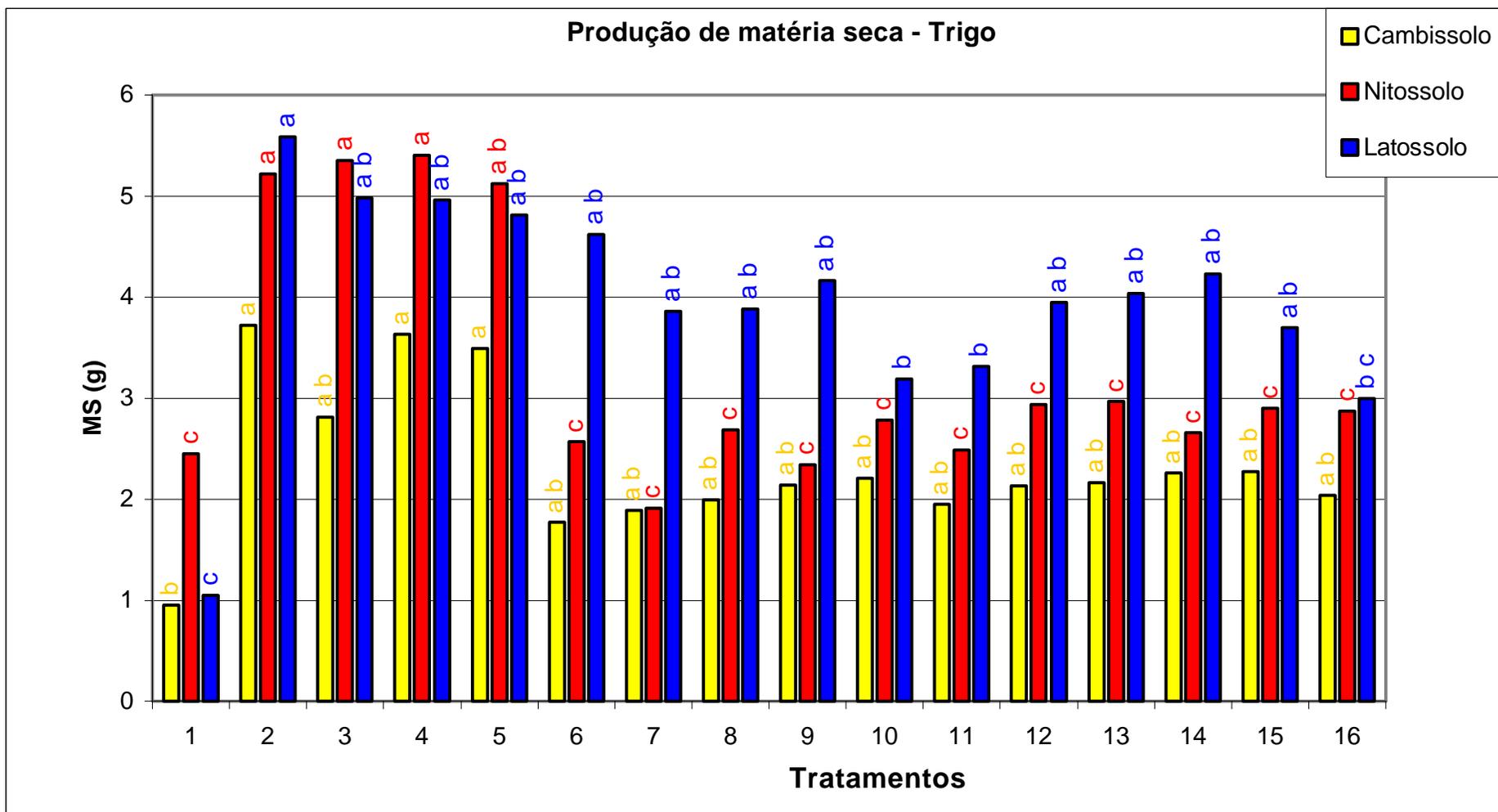


**Figura 7.2.** Efeito de tratamentos por solo. Solo 1 – Cambissolo, Solo 2 – Nitossolo, Solo 3 – Latossolo. Letras iguais dentro de solo não diferem estatisticamente pelo teste t (5%).

A diferença entre tratamentos com fertilização mineral e tratamentos com dejetos foi observada com mais clareza no ciclo cultivado com trigo. Já no ciclo com a cultura do milho, foi observado diferença apenas para o nitossolo. No primeiro ciclo, realizado com aveia, não foi possível detectar nenhuma tendência relacionada a estes fatores.



**Figura 7.3.** Produção de MS de Aveia (*Avena Strigosa*) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos. Letras iguais dentro de solo não diferem estatisticamente pelo teste t (5%).



**Figura 7.4.** Produção de MS de Trigo (*Triticum aestivum*) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos. Letras iguais dentro de solo não diferem estatisticamente pelo teste t (5%).

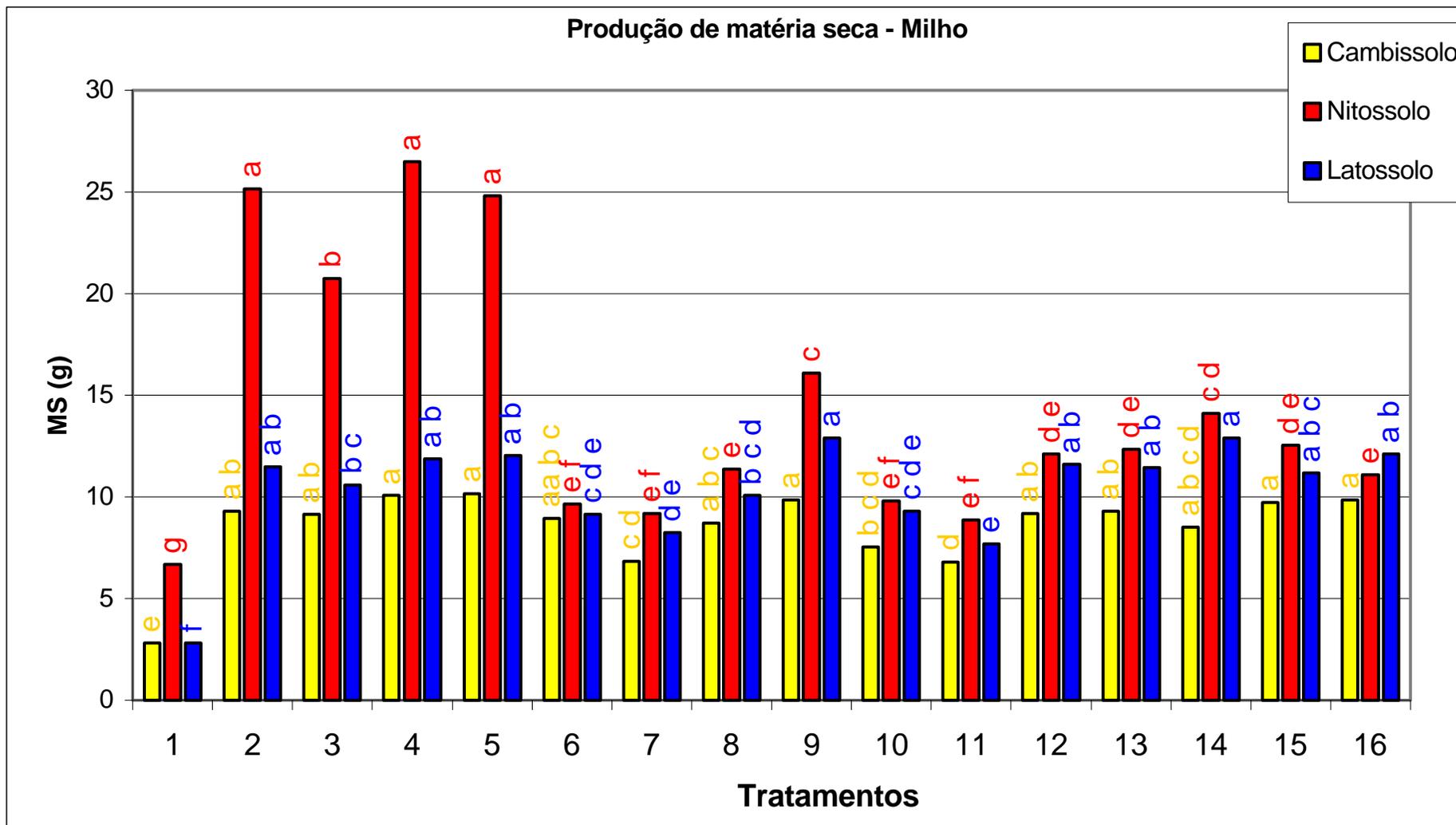


Figura 7.5. Produção de MS de milho (*Zea Mays*) considerando os 3 solos e os 16 tratamentos. Letras iguais dentro de solo não diferem estatisticamente pelo teste t (5%).

## 7.2. Teores de Cu e Zn no solo e nos tecidos vegetais

### ◆ Efeito de Solo

Os efeitos de solo sobre as variáveis Cu e Zn total e trocável no solo e Cu Zn nos tecidos vegetais são apresentados na Tabela 7.3.

**Tabela 7.3.** Efeito de solo sobre o comportamento das variáveis Cu e Zn total e trocável no solo e Cu e Zn nos tecidos vegetais.

Solo	Cu Total	Cu Trocável	Cu tecido	Zn Total	Zn Trocável	Zn Tecido
	mg. Kg <sup>-1</sup>					
<b>Cambissolo</b>	292,21 a	15,55 a	9,58 b	227,23 a	26,47 b	64,28 a
<b>Nitossolo</b>	182,24 c	14,45 b	7,56 c	230,62 a	31,92 a	61,05 a
<b>Latossolo</b>	203,31 b	14,28 b	11,18 a	195,14 b	18,32 c	62,47 a

A análise dos parâmetros Cu e Zn trocável, permite concluir que o teor natural (total) no solo foi o principal responsável pelo maior teor trocável observado desses elementos.

Com relação ao comportamento do Cu nos tecidos, em função dos diferentes solos, é possível fazer algumas observações importantes. Os teores de Cu nos tecidos diminuíram na seguinte ordem: Latossolo > Cambissolo > Nitossolo, o que se explica pela natureza química do Latossolo que apresenta menor CTC, aumentando a proporção de nutrientes disponíveis às plantas e teores no solo, comparado aos demais solos. Outro aspecto verificado para o Cu nos tecidos, foi a inexistência de relação direta com os teores naturais (totais), evidenciando mais uma vez, que existe comportamento diferente na capacidade dos solos em adsorver estes elementos, que por sua vez, controla sua disponibilidade às plantas.

Para os teores de Zn nos tecidos, os mesmos não diferiram para os três solos. Assim, pode-se inferir que o Latossolo apresentou comportamento semelhante ao observado para Cu, uma vez que os teores de Zn neste são amplamente menores e mesmo assim, as plantas absorveram quantidades de Zn equivalentes àquela do Nitossolo e Cambissolo.

◆ Efeito de Ciclos ou Espécies

Quanto ao efeito dos ciclos sobre as variáveis Cu e Zn trocável e total no solo, como era esperado, houve aumento para Cu e Zn trocável à medida que os ciclos foram realizados e os tratamentos aplicados. Para Cu e Zn total foram observados teores maiores no ciclo 1 em relação ao ciclo 2, o que teoricamente não deveria ocorrer. Contudo as análises desta variável foram realizadas em períodos diferentes, e com reagentes de marcas diferentes fatores que podem ter ocasionado esta diferença na extração dos teores totais desses dois elementos do solo.

Para os teores de Cu e Zn nas plantas, observou-se que a aveia possui maior capacidade de absorção que as demais espécies (Tabela 7.4). Mesmo sendo a primeira espécie cultivada - quando os teores de Cu e Zn no solo ainda eram menores – esta espécie absorveu os maiores teores desses elementos. O milho, por outro lado, foi a espécie que absorveu os menores teores desses elementos, o que pode sugerir a existência de mecanismo de resistência à entrada de Cu e Zn na planta (Hamon, *et al.*, 1999) ou por fazer parte de sua própria fisiologia a absorção de concentrações de menores desses elementos. Outra possibilidade para explicar os menores teores desses elementos no tecido do milho, pode estar relacionada com o seu rápido desenvolvimento e a sua alta taxa de assimilação de carbono em relação as outras duas espécies, promovendo um efeito de diluição da concentração de metais no tecido.

**Tabela 7.4.** Efeito dos ciclos sobre as variáveis Cu e Zn totais e trocáveis no solo e Cu e Zn nos tecidos das plantas.

Ciclo	Cu Total		Cu Trocável		Cu tecido		Zn Total		Zn Trocável		Zn Tecido	
	mg. Kg <sup>-1</sup>											
<b>I) Aveia</b>	237,60	a	10,01	c	11,59	a	214,44	b	14,40	c	73,14	a
<b>II) Trigo</b>	212,85	c	13,51	b	9,28	b	206,29	c	23,40	b	60,95	b
<b>III) Milho</b>	227,92	b	20,76	a	7,44	c	232,27	a	38,92	a	53,72	c

- ◆ Efeito de tratamentos sobre os teores de Cu e Zn total, trocável e tecidos vegetais

O efeito de tratamentos sobre as variáveis Cu e Zn total e trocável no solo e Cu e Zn nos tecidos vegetais é apresentado nas Tabelas 7.5 e 7.6, respectivamente.

**Tabela 7.5.** Efeito dos tratamentos sobre as variáveis Cu total e trocável no solo e Cu nos tecidos vegetais.

Tratamentos	Cu Total		Cu Trocável		Cu tecido
	mg. Kg <sup>-1</sup>				
1) zero	210,92	d	9,61	f	10,74 a
2) NPK + alto Cu alto Zn	220,85	c d	12,57	e	10,35 a b
3) NPK + alto Cu baixo Zn	226,04	c	12,59	e	10,22 a b c
4) NPK + baixo Cu alto Zn	215	c d	9,74	f	9,65 a b c d e
5) NPK + baixo Cu baixo Zn	216,85	c d	9,60	f	9,51 a b c d e
6) Dejetos alto Cu alto Zn	223,11	c d	13,41	e	9,16 b c d e
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	226,70	c	13,57	e	9,08 b c d e
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	220,15	c d	9,64	f	8,75 c d e
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	216,18	c d	10,07	f	8,79 b c d e
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	247,22	b	26,31	b	9,79 a b c d
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	244,96	b	25,05	c	9,8 a b c d
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	217,52	c d	9,94	f	9,05 b c d e
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	241,33	b	20,36	d	9,22 a b c d e
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	262,59	a	33,68	a	10,26 a b c
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	213,48	c d	9,93	f	8,61 d e
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	211,81	d	10,13	f	8,09 e

Um primeiro aspecto observado para os teores totais e trocáveis de Cu e Zn no solo, como era de se esperar, foi a sua acumulação no solo de acordo com as quantidades adicionadas em cada tratamento,.

Uma avaliação da capacidade de cada solo sobre a disponibilidade de Cu e Zn, foi realizada através da determinação da proporção de Cu e Zn adicionada em cada tratamento somada ao teor trocável natural, chegando-se assim a um “teor esperado”, e as concentrações trocáveis observadas em cada solo ao final do

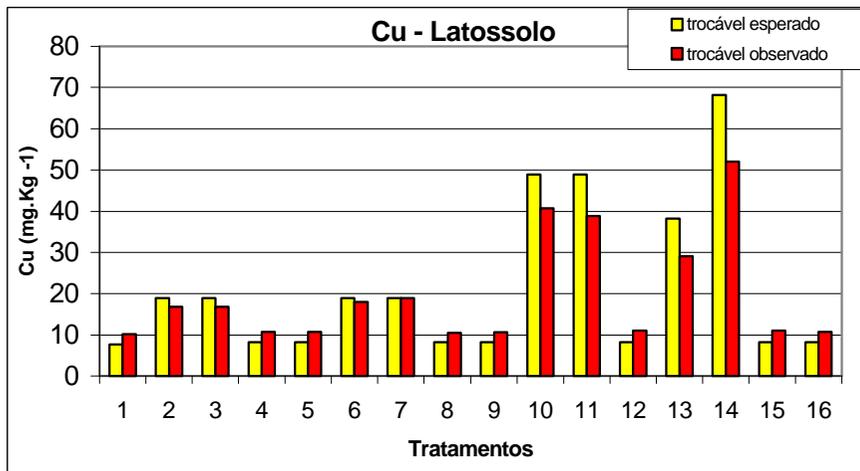
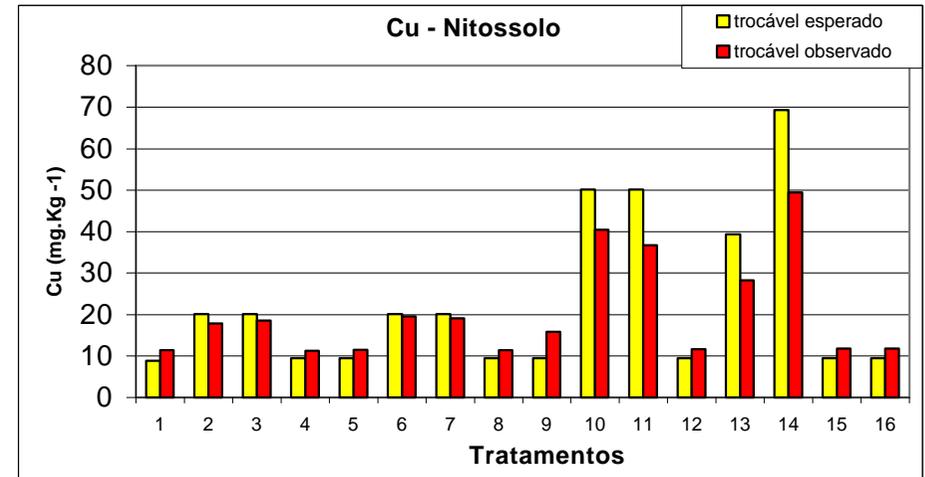
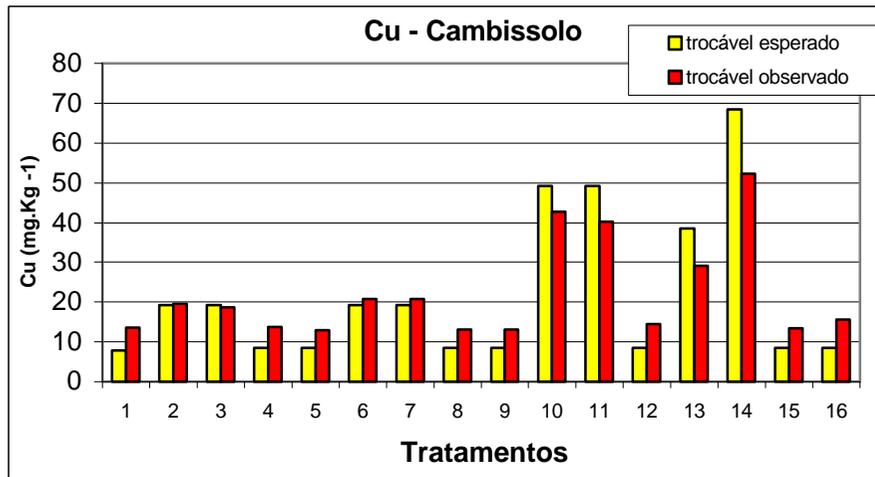
terceiro ciclo de experimentos (Figuras 7.6, e 7.7). Nesta avaliação das relações entre concentração esperada e observada nos solos e tratamentos, pode-se verificar que a quase totalidade do Cu e Zn adicionados permaneceram em formas trocáveis no solo. Nesta análise da relação entre teores trocáveis esperados e trocáveis observados, verificou-se para Cu, nos tratamentos onde houve adição suplementar de Cu (T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>13</sub> e T<sub>14</sub>), que a relação esperado/observado foi maior de 1, indicando algum mecanismo de adsorção desse elemento no solo. Enquanto que nos tratamentos em que não houve a adição suplementar de Cu a relação foi menor que 1, ou seja, foi observado mais Cu trocável do que o esperado. Este comportamento foi mais visível no cambissolo.

**Tabela 7.6.** Efeito dos tratamentos sobre as variáveis Zn total e trocável nos solos e Zn nos tecidos vegetais (médias seguidas pela mesma letra dentro de coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey - 5%).

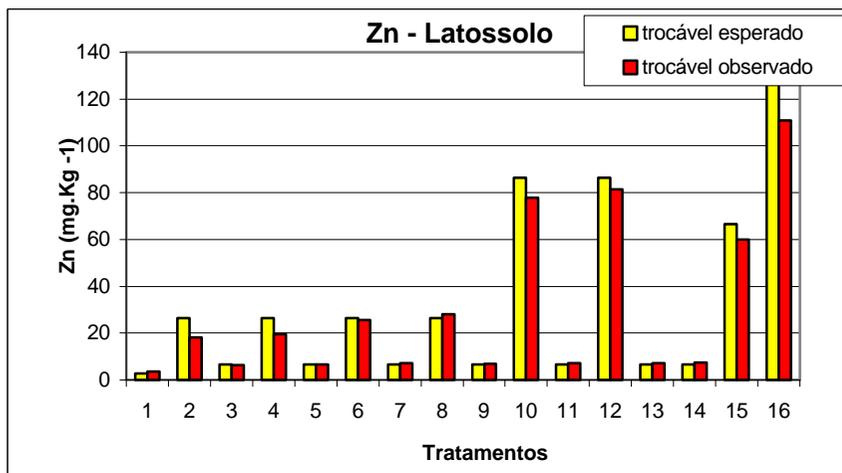
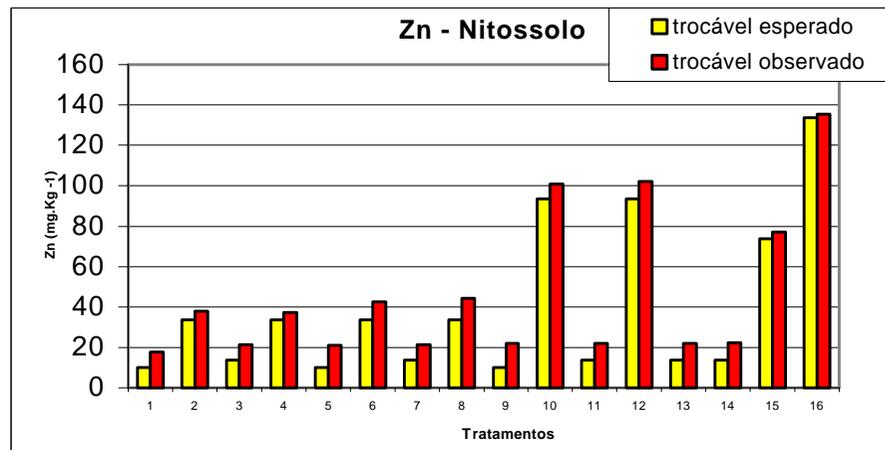
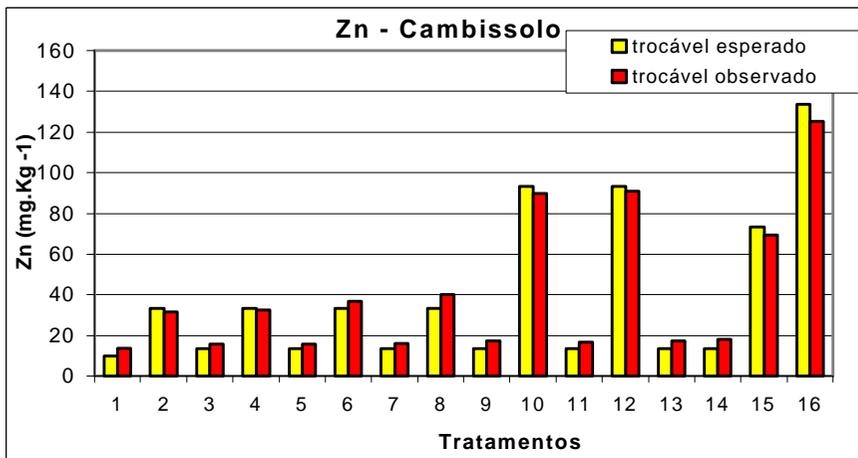
Tratamentos	Zn Total			Zn Trocável			Zn Tecido		
	mg. Kg <sup>-1</sup>								
1) zero	193,33		g	9,76		g	48,40		e f g
2) NPK + alto Cu alto Zn	208,03		d e f	18,40		e	70,96		d
3) NPK + alto Cu baixo Zn	197,37		g	11,12		f g	49,74		e f
4) NPK + baixo Cu alto Zn	207,63		e f	18,50		e	66,70		d
5) NPK + baixo Cu baixo Zn	197,67		g	11,00		g	45,27		e f g h
6) Dejetos alto Cu alto Zn	213,37		d e	21,96		d	51,03		e
7) Dejetos alto Cu baixo Zn	200,59		f g	11,36		f g	38,14		h
8) Dejetos baixo Cu alto Zn	217,11		d	23,58		d	49,64		e f
9) Dejetos baixo Cu baixo Zn	198,96		f g	11,59		f	35,78		h
10) Dejetos alto Cu alto Zn + suplem.	258,81		b	55,51		b	114,49		b
11) Dejetos alto Cu baixo Zn + suplem.	196,11		g	11,53		f	39,02		g h
12) Dejetos baixo Cu alto Zn + suplem.	264,22		b	56,99		b	106,14		b
13) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	200,81		f g	11,67		f	37,97		h
14) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	197,52		g	11,81		f	40,47		f g h
15) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	244,81		c	44,43		c	81,85		c
16) Dejetos bxo Cu bxo Zn + suplem.	286,30		a	79,93		a	126,08		a

Para Zn trocável, foi observado nos tratamentos que receberam dose suplementar de Zn ( $T_{10}$ ,  $T_{12}$ ,  $T_{15}$  e  $T_{16}$ ), uma relação esperado/observado próxima de 1, enquanto que nos tratamentos que não receberam doses suplementares de Zn, a relação esperado/observado foi menor que 1, ou seja, também foi observado mais Cu do que o esperado. Este comportamento foi mais evidente no nitossolo.

Um fator que favorece a avaliação desta observação dos teores de Cu e Zn trocáveis, é o fato de que houve um aumento natural da disponibilidade de Cu e Zn no solo à medida que os ciclos de experimentação foram ocorrendo, mesmo no tratamento testemunha ( $T_1$ ), sem nenhuma adição via tratamentos. Tal aumento da disponibilidade pode ser causado pela maior taxa de mineralização, por exemplo, quando na manutenção de teores adequados de umidade no solo (Camargo, 1988). Além disso, os solos foram revolvidos com maior intensidade e mais expostos a variações de temperatura do que em condições normais, o que também contribuiu para aumentar a taxa de mineralização de matéria orgânica do solo.



**Figura 7.6.** Relações entre concentrações de Cu trocável observadas e esperadas para os três solos utilizados nos 16 tratamentos.



**Figura 7.7.** Relações entre concentrações de Zn trocável observadas e esperadas para os três solos utilizados nos 16 tratamentos.

Quanto ao efeito de tratamentos nos teores de Cu e Zn nos tecidos vegetais, verificou-se aumento nas concentrações naqueles tratamentos onde foi utilizado fertilizante mineral, independentemente dos fatores ciclo e solo. Teoricamente, os teores encontrados em tecidos vegetais estão correlacionados positivamente com os teores disponíveis no solo. No entanto, analisando os contrastes (Anexo 5) entre os tratamentos com fertilizante mineral (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub>) e os tratamentos com dejetos de suínos (T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub> e T<sub>9</sub>), foi observado que as variáveis Cu e Zn trocável no solo foram significativamente maiores para os tratamentos com dejetos em relação aos tratamentos equivalentes com fertilizante mineral, ocorrendo o contrário nos tecidos vegetais, onde as concentrações de Cu e Zn foram significativamente maiores nos tratamentos com fertilizantes minerais.

Essa maior absorção de Cu e Zn pelas plantas nos tratamentos com fertilizante mineral pode estar relacionada a dois fatores: um primeiro a ser discutido diz respeito ao método de extração utilizado (Tedesco *et al.*, 1995). Por empregar um ácido forte diluído (HCl 0,1 N) como extrator, pode promover a solubilização, e conseqüente detecção da fração de elementos que se encontram ligados a complexos orgânicos ou em outras formas menos disponíveis à plantas. Embora este método apresente boa correlação com os teores nas plantas, as quantidades extraídas são maiores quando comparadas aos métodos que empregam agentes quelantes (Van Raij & Bataglia, 1991). Do contrário, se as estimativas dos teores disponíveis no solo fossem obtidas através de outros métodos, como aqueles que empregam ácidos orgânicos, simulando os exsudados das raízes na rizosfera, poderiam ter sido encontradas concentrações no solo melhor correlacionadas aos teores de Cu e Zn encontrados nas plantas (Abreu *et al.*, 1999). Diversos estudos têm sido realizados na busca de técnicas padronizadas e com alta correlação entre os teores observados no solo e nas plantas. No entanto, o que se verifica é que geralmente eles possuem coeficientes de extração semelhantes.

Diferenças existem entre os extratores para situações particulares, como calagem, teores de matéria orgânica no solo, cultura utilizada, entre outros fatores. Portanto, na situação que está sendo estudada, havia o fator, em particular, matéria orgânica atuando, já que existem tratamentos com aporte de dejetos e outros com o aporte de fertilizantes minerais.

O segundo fator que pode ajudar a explicar o comportamento diferente entre os tratamentos com fertilizante mineral e fertilizados com dejetos de suínos para esta

relação entre teores trocáveis no solo e teores nas plantas, é a propriedade que os compostos orgânicos exercem. Trata-se de um poder de proteção contra a toxicidade de metais pesados às plantas, exatamente pelo fato das moléculas orgânicas aportadas ao solo imobilizarem elementos potencialmente tóxicos, seja pelo simples fato de que a matéria orgânica eleva a capacidade de troca de cátions (CTC) no solo e das reações de complexação, formando complexos orgânicos (Bayer & Mielniczuk, 1999). Os principais grupos envolvidos na adsorção de cátions são carboxílicos, fenólicos, enólicos e alcoólicos. Para Cu, os ácidos húmico e fúlvico têm um papel importante (Camargo, 1988).

A maioria dos processos que regulam a disponibilidade de elementos químicos às plantas são dependentes do pH. Dessa forma, quanto maior o pH, maior é a adsorção desses elementos pela diminuição da competição com os íons  $H^+$  por sítios de troca e pelo aumento das cargas negativas dependentes do pH. Pelo exposto, considerando que os solos utilizados tiveram a acidez corrigida para pH 6,0, pode-se inferir que a disponibilidade de Cu e Zn para as plantas é menor se comparada a manutenção dos solos em estado original. Isto significa, também, que em condições de solo ácido, os efeitos negativos por Cu e Zn podem se pronunciar mais facilmente.

Hamon *et al.* (1999) deram uma importante contribuição a respeito da absorção de metais pesados pelas plantas. Segundo eles, a concentração de metais absorvidos pelas plantas não segue uma equação linear de acordo com a concentração de um elemento disponível no solo, especialmente, quando a concentração disponível do elemento no solo encontra-se em valores mais elevados. E, os fatores que condicionam para isto não estão apenas relacionados às propriedades dos solos, mas a diferentes mecanismos das plantas, que são ativados quando há elevada disponibilidade de metais pesados disponíveis no solo. Um dos mecanismos consiste do bloqueio da translocação dos elementos das raízes para a parte aérea, reduzindo a acumulação de metais tóxicos nas folhas. Outro mecanismo de bloqueio se apoia no fato de que a absorção de Zn e outros elementos de transição, ocorre por canais ou por um “processo carreador” que satura-se ainda em baixas concentrações. Dessa forma, mesmo que haja aumento das concentrações disponíveis no solo, não há incremento significativo da absorção pelas plantas. McBride (1995) postulou outro mecanismo onde as raízes evitam o contato com as camadas ou sítios de solo contaminado desenvolvendo-se mais em

profundidade, onde ainda não há elevada contaminação por metais pesados, por exemplo. Estes mecanismos, porém, não foram avaliados no presente estudo.

◆ Efeito dos solos sobre os tratamentos nos teores de Cu e Zn das plantas

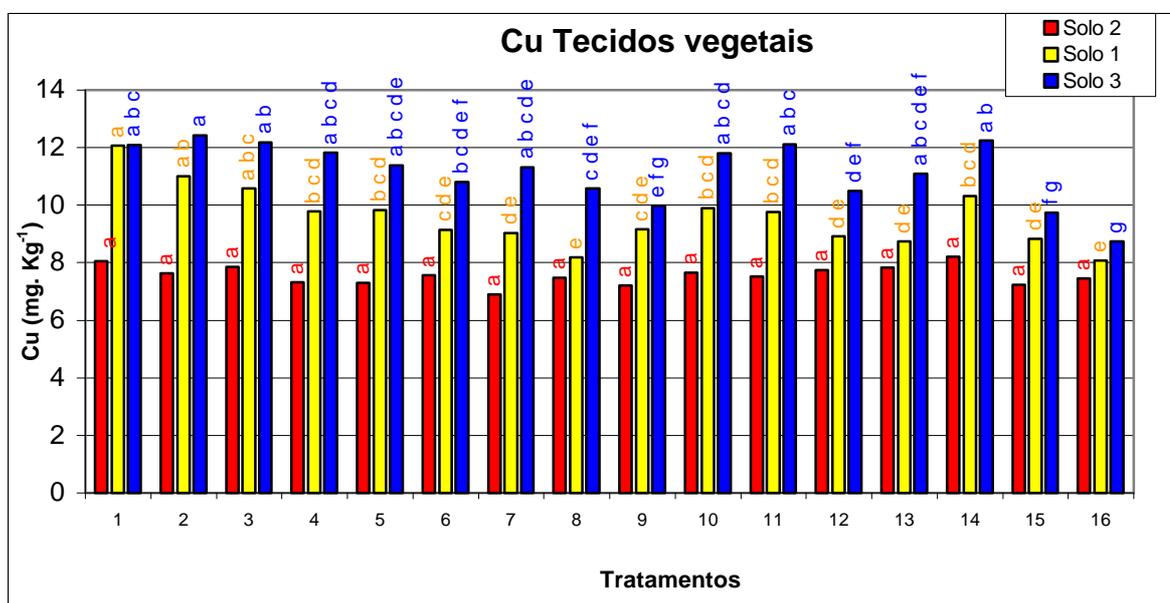
Para Cu nos tecidos, verificou-se que o T<sub>1</sub> (testemunha) apresentou teores elevados de Cu nos três solos, o que possivelmente está relacionado ao reduzido desenvolvimento das plantas deste tratamento, provocando o acúmulo de Cu nos tecidos. Destaca-se que os teores trocáveis determinados no solo original já são elevados, estando bem acima das concentrações recomendadas pela Comissão de Fertilidade do Solo RS/SC (1995). Portanto, havia disponibilidade suficiente de Cu nos solos mesmo nos tratamentos sem adição desse elemento.

Também observou-se que a absorção de Cu pelas plantas foi maior nos tratamentos com fertilização mineral - T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub> e naqueles tratamentos que receberam doses suplementares de Cu via sulfato de cobre - T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>13</sub> e T<sub>14</sub>, de fato o que era esperado (Figura 7.8).

A absorção de Cu pelas plantas nos diferentes solos foi menor para o Nitossolo, sendo as concentrações naturais menores deste e os seus atributos químicos foram os principais fatores condicionantes para uma maior capacidade de adsorção de metais pesados. Por outro lado, em todos os 16 tratamentos, a absorção de Cu pelas plantas foi maior para o Latossolo.

Comparando os teores observados com os dados de literatura, observou-se que as concentrações de Cu nos tecidos ficaram dentro de uma faixa normal para tecidos vegetais (Dechen, *et al.*, 1991). Teores de 1 a 3,5 mg Kg<sup>-1</sup> são apresentados por Römheld & Marchner (1991), citados por Abreu *et al.* (1999), como concentração crítica de deficiência, estando a concentração crítica tolerável para a maioria das culturas entre 15 e 30 mg Kg<sup>-1</sup>. No presente trabalho, as concentrações observadas se ficaram acima da concentração crítica de deficiência, porém não chegaram na faixa de concentração crítica tolerável determinada pelos autores supra citados. Por outro lado, Borkert *et al.* (1998) determinaram apenas 17 mg Kg<sup>-1</sup>, o limite crítico de toxicidade para plantas de milho. Com isso, comparando-se com os dados obtidos no estudo, o latossolo em especial, poderá proporcionar a absorção de Cu pelas

plantas de teores acima desta faixa, caso o processo de acumulação no solo continue ocorrendo .

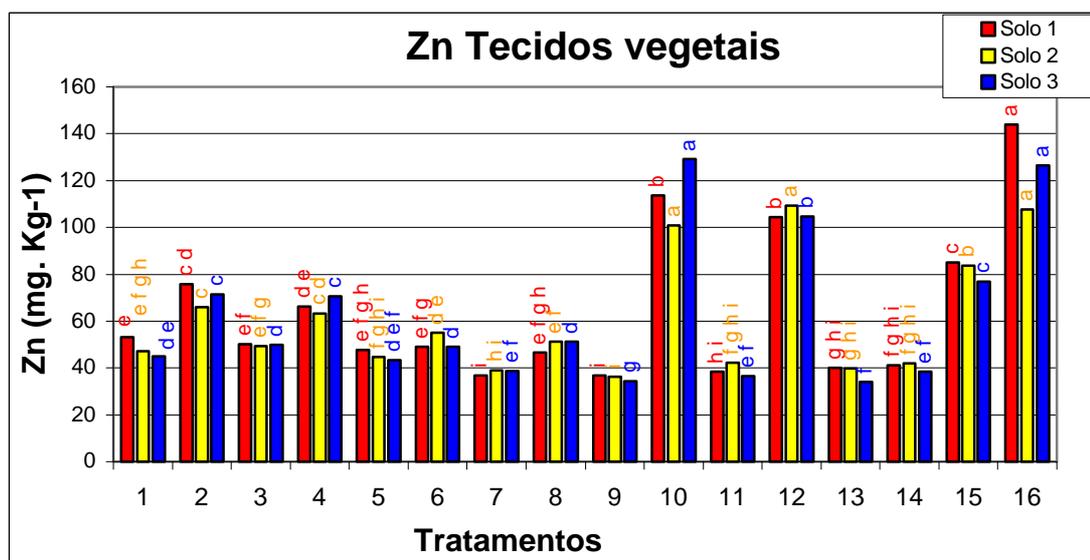


**Figura 7.8.** Teores de Cu nos tecidos vegetais nos solos – 1) Cambissolo, 2) Nitossolo e 3) Latossolo. Valores seguidos pela mesma letra dentro de solo não diferem pelo teste t (5%).

Quanto ao Zn nos tecidos vegetais (Figura 7.9), observou-se que nos tratamentos com fertilização mineral - T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub> houve uma maior absorção comparado aos seus correspondentes em Zn, via dejetos. Os maiores valores das concentrações de Zn nos tecidos foi verificado nos tratamentos que receberam doses suplementares de Zn via sulfato de zinco - T<sub>10</sub>, T<sub>12</sub>, T<sub>15</sub> e T<sub>16</sub>.

Avaliando a influência dos solos nos teores de Zn nos tecidos vegetais, verificou-se que embora o latossolo apresente teores naturais sensivelmente menores do que o cambissolo e o nitossolo, os teores de Zn nos tecidos foram semelhantes para os três solos, demonstrando mais uma vez, que suas propriedades químicas e físicas o tornam um solo mais vulnerável e com menor capacidade de retenção de Zn, assim como do Cu demonstrado anteriormente. Mais uma vez, as propriedades físicas e químicas dos solos têm papel preponderante para explicar este comportamento. O latossolo é um solo mais intemperizado, composto basicamente de óxidos de Fe e Al já cristalizados. O que lhe confere uma menor capacidade de troca de cátions do que os demais solos (Van Raij, 1991). Com isso, permite maior disponibilidade de metais pesados às plantas, assim como

tende a ser mais vulnerável a perda de cátions por lixiviação. Portanto, significa também que este solo é mais sensível para provocação de danos ambientais – recursos hídricos e outros ecossistemas, caso seja contaminado com altos teores de metais pesados.



**Figura 7.9.** Teores de Zn nos tecidos vegetais para os solos 1) Cambissolo, 2) Nitossolo e 3) Latossolo. Valores seguidos pela mesma letra dentro de solo não diferem pelo teste t (5%).

Em vários tratamentos os teores de Zn apresentaram-se acima das concentrações normalmente encontradas em tecidos de plantas. Teores que vão até a faixa de de 50 mg Kg<sup>-1</sup> (Dechen, *et al.*, 1991). Para Römheld & Marchner (1991), citados por Abreu *at al.* (1999), a concentração crítica de deficiência de Zn em tecidos vegetais varia de 15 a 30 mg Kg<sup>-1</sup>. Ainda, segundo estes autores, para a maioria das culturas, as concentrações normais encontram-se na faixa de 200 a 500 mg Kg<sup>-1</sup>. Com os resultados observados no presente estudo, não foi verificado nenhum tratamento com concentrações de Zn abaixo de 30 mg Kg<sup>-1</sup> que seria um limite crítico de deficiência. Porém, os resultados observados estiveram abaixo das concentrações determinadas por estes autores como normais. Por outro lado, Borkert, *et al.* (1998) determinaram limites críticos de toxicidade de 140 mg Kg<sup>-1</sup> nos tecidos da soja. Estes últimos autores determinaram que, de uma maneira geral, as leguminosas são mais suscetíveis aos altos teores de Zn disponível no solo, ao

passo que as espécies vegetais da família das gramíneas são mais suscetíveis aos altos teores de Cu no solo. Esta constatação reforça a atenção para um requisito fundamental de sustentabilidade ambiental: a multifuncionalidade do solo. Se por um lado, atualmente, a região oeste de Santa Catarina cultiva fundamentalmente milho, não significa que sempre cultivará esta cultura. Futuramente, as lavouras poderão ser exploradas para outras culturas, bastante diferentes de milho tal como as plantas medicinais, na qual não se permite qualquer contaminação nesta cultura. A constatação de Borkert, *et al.* (1998) evidencia esta necessidade de estudar outras espécies vegetais e de outras famílias de espécies vegetais, no intuito de preservar a multifuncionalidade dos solos da região oeste de Santa Catarina.

Os resultados obtidos até o presente evidenciam a existência de diferenças marcantes entre os solos quanto ao controle da disponibilidade de Cu e Zn para as plantas e, por conseguinte, na sua capacidade de suporte de metais pesados no solo, sem que ocorra toxicidade destes elementos aos componentes dos ecossistemas, quando do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo.

### **7.3. Avaliação visual de sintomas**

Na avaliação do estado geral das plantas, foi observado que as plantas que obtiveram nota alta também apresentaram alta produção de MS, de acordo com o esperado.

Para severidade da doença oídio no trigo, verificou-se que as plantas pertencentes aos tratamentos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub> (fertilizante mineral), apresentaram o maior vigor. Por outro lado, foram as mais suscetíveis à doença do oídio.

Quanto a clorose (Figura 7.10) na cultura do milho, não foi possível associar este sintoma com doses de Cu e Zn, possivelmente porque a disponibilidade de N, que pode ter sido diferente entre tratamentos, podendo, assim, ter acobertado este efeito, como ocorreu para a produção de MS discutido anteriormente.



**Figura 7.10.** Foto ilustrando plantas de milho com sintomas de clorose generalizada e algumas folhas com pontas necrosadas.

Em outro sintoma medido, a intensidade da cor roxa, que denota deficiência de P nas plantas (Figura 7.11), não foi possível correlacionar este sintoma com teores deficientes de P no tecido. A interação negativa entre Zn e P, relatada no referencial teórico e bastante conhecida nos casos de plantas cultivadas em solos com alta presença de Zn, poderá ocasionar deficiência de P às plantas. Assim como, o suprimento adequado de P no solo, pode reduzir disponibilidade de Zn às plantas (Stanton & Burger, 1970; Bolland *et al.*, 1977).

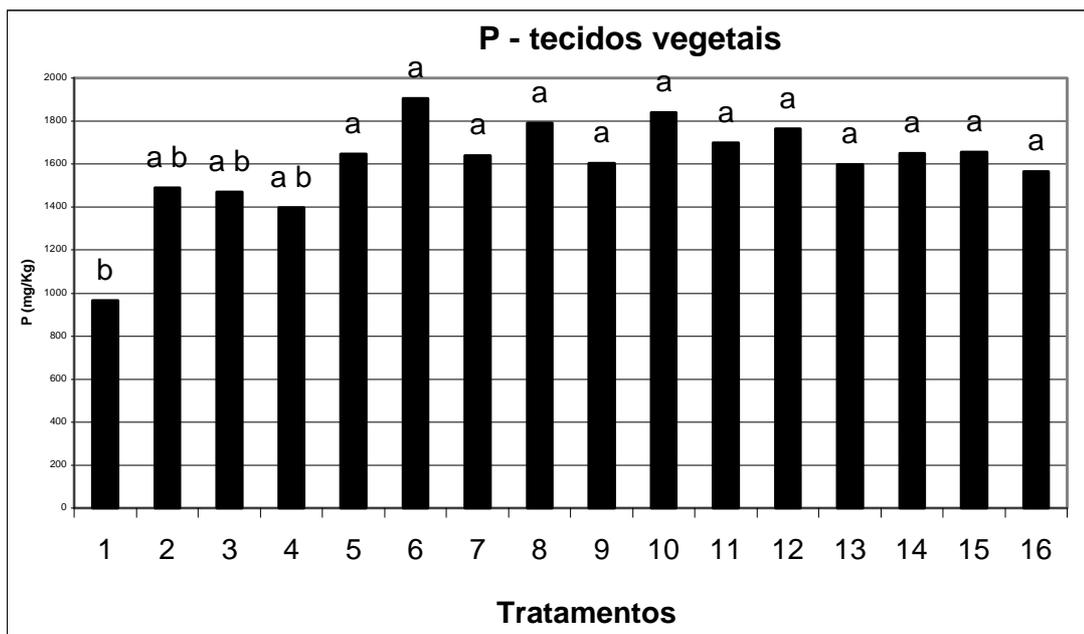


**Figura 7.11.** Plantas de milho apresentando cor arroxeadada no caule e em algumas folhas, considerado um sintoma típico de deficiência de P.

Para estudar melhor esta interação entre Zn e P foi realizado uma análise dos teores de P nos tecidos da cultura do milho<sup>13</sup> no sentido de elucidar se houve algum efeito dos tratamentos sobre os teores de P nos tecidos das plantas (Figura 7.12). Os resultados observados, entretanto, não permitiram detectar uma tendência de redução de teores de P no tecido nos tratamentos em que havia altas doses de Zn. O resultado mais importante, observado para o P nos tecidos vegetais, foi uma tendência de redução das concentrações de P nos tratamentos com fertilizante mineral (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub>), além do testemunha (T<sub>1</sub>) que não recebeu suprimento de nutrientes.

---

<sup>13</sup> Cultura em que houve a manifestação de sintomas de cor roxa no caule e folhas, provavelmente causado por deficiência de P às plantas.



**Figura 7.12.** Efeito dos tratamentos sobre a variável P nos tecidos na cultura do milho.

#### 7.4. Lixiviação de Cu e Zn nas águas de percolação

A avaliação das águas percoladas das unidades experimentais demonstrou que os teores de Cu e Zn encontrados nestas águas percoladas estiveram abaixo dos limites de detecção do aparelho utilizado<sup>14</sup>. Com isso, os dados gerados apresentaram um coeficiente de variação muito elevado, não permitindo avaliações seguras dos efeitos dos fatores sobre o comportamento das variáveis Cu e Zn percolados. Como principal resultado, entretanto, pode-se verificar que pelo menos até o presente, as quantidades percoladas de Cu e Zn dos solos foram baixas, ou mesmo insignificantes. Por outro lado, demonstra que há necessidade, para estudos mais detalhados desse tipo de variável, dispor de equipamentos adequados para detecção de elementos presentes em baixas concentrações, que são os casos de águas de rios, poços etc.

<sup>14</sup> O aparelho de absorção atômica marca Varian modelo SpectrAA 220 tem sua faixa de leitura de 0,03 a 10 mg L<sup>-1</sup> para Cu, e de 0,01 a 2 mg L<sup>-1</sup> para Zn. Enquanto, os resultados médios observados para as águas percoladas, mesmo submetidas a um processo de concentração das amostras apresentaram concentrações médias de 0,04 mg L<sup>-1</sup> e 0,02 mg L<sup>-1</sup> para Cu e Zn, respectivamente.

Não se sabe, no entanto, até quando as quantidades percoladas se manterão baixas. Possivelmente, à medida que o solo for sendo saturado com cátions, as quantidades tenderão a aumentar a ponto de atingirem concentrações capazes de afetar os recursos hídricos e outros ecossistemas subjacentes.

## **7.5. Balanço de Nutrientes nos solos**

Para avaliar o processo de acumulação de Cu e Zn no solo, foi realizado um exercício de balanço entre entradas e saídas no sistema. O estudo do balanço de entradas e saídas é uma simulação do processo que ocorre naturalmente no solo, ou seja, através dos dejetos é aplicada certa quantidade de um dado elemento, que por sua vez, tem uma certa quantia retirada do sistema através da produção e de perdas ambientalmente aceitáveis (percolação e escoamento superficial) .

Considerando que as quantidades extraídas dos metais pesados Cu e Zn em todos os tratamentos e para os três solos foram insignificantes diante das entradas, serão apresentadas duas tabelas de balanço de Cu e Zn, com o intuito de exemplificar o controle de entradas e saídas de Cu e Zn no trabalho experimental realizado.

O cálculo de entradas e saídas foi realizado ao final do 3º ciclo de experimentação. O mesmo constituiu-se na soma do teor natural do elemento no solo e somada a quantidade adicionada. Do total desta soma foram subtraídas as quantidade extraídas através dos tecidos das plantas e das águas percoladas das unidades experimentais.

### **◆ Balanço de Cu**

Para ilustrar o balanço de Cu, é apresentado para o solo cambissolo, o total adicionado, a quantidade extraída e o saldo de Cu em cada tratamento (Tabela 7.7).

**Tabela 7.7.** Balanço de entradas e saídas de Cu para o solo Cambissolo nos dezesseis tratamentos.

Tratamento	Teor Natural	Adicionado	Extraído	Retido
	mg kg solo <sup>-1</sup>			
1	329,87	0	0,008	329,86
2	329,87	11,32	0,033	341,16
3	329,87	11,32	0,031	341,16
4	329,87	0,56	0,034	330,40
5	329,87	0,56	0,035	330,40
6	329,87	11,32	0,027	341,16
7	329,87	11,32	0,025	341,17
8	329,87	0,56	0,026	330,40
9	329,87	0,56	0,028	330,40
10	329,87	41,32	0,022	371,17
11	329,87	41,32	0,022	371,17
12	329,87	0,56	0,025	330,40
13	329,87	30,56	0,026	360,40
14	329,87	60,56	0,023	390,41
15	329,87	0,56	0,025	330,41
16	329,87	0,56	0,019	330,41

#### ◆ Balanço de Zn

Para ilustrar o balanço de Zn, é apresentado para o solo Latossolo, o total adicionado, a quantidade extraída e o saldo de Zn em cada tratamento (Tabela 7.8).

**Tabela 7.8.** Balanço de entradas e saídas de Zn para o solo Latossolo nos dezesseis tratamentos.

Tratamento	Teor Natural	Adicionado	Extraído	Retido
	mg kg solo <sup>-1</sup>			
1	184,80	0	0,04	184,76
2	184,80	23,58	0,22	208,16
3	184,80	3,76	0,26	188,30
4	184,80	23,58	0,31	208,07
5	184,80	3,76	0,26	188,30
6	184,80	23,58	0,19	208,19
7	184,80	3,76	0,15	188,41
8	184,80	23,58	0,22	208,16
9	184,80	3,76	0,28	188,28
10	184,80	83,58	0,23	268,15
11	184,80	3,76	0,18	188,38
12	184,80	83,58	0,20	268,18
13	184,80	3,76	0,16	188,40
14	184,80	3,76	0,18	188,38
15	184,80	63,76	0,18	248,38
16	184,80	123,76	0,15	308,41

A constatação, através dos experimentos, de que as retiradas de Cu e Zn são insignificantes diante das entradas no sistema, é semelhante ao que ocorre em nível de campo. Para se ter uma idéia, numa lavoura de milho que produz 9 ton ha<sup>-1</sup> (150 sc ha<sup>-1</sup>) as quantidades retiradas através da produção são de 0,012 mg Cu Kg<sup>-1</sup> solo e 0,112 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo.

Observação semelhante foi realizada por Witter (1996). O mesmo relatou que o retorno das concentrações de metais pesados para teores originais é inatingível. Se por um lado, esta é uma informação tranquilizadora, pois diminuem-se os riscos de contaminação de outros ecossistemas e a transferência através da cadeia alimentar para outros organismos, como o homem, por outro lado, reforça a idéia da acumulação no solo e, conseqüentemente para os riscos de se atingir concentrações que comprometam a funcionalidade dos ecossistemas.

## 7.6. Avaliação do risco de toxicidade de Cu e Zn nos solos do Oeste Catarinense

De acordo com o que foi observado neste estudo, ainda não foi possível determinar quais seriam os limites seguros de Cu e Zn nos solos do Oeste de Santa Catarina. Porém, algumas comparações entre a acumulação anual de Cu e Zn, que estão ocorrendo nos solos da região Oeste com as normas estabelecidas em outros países, permitem que se faça uma avaliação do risco que estes elementos estão fornecendo à sustentabilidade ambiental dos solos da região oeste de Santa Catarina.

De acordo com a composição físico-química média encontrada nos dejetos líquidos de suínos (Perdomo, 1996; Seganfredo, 1998), para cada aplicação que atenda as exigências em N da cultura do milho, há uma adição que varia de 0,71 a 1,04 mg Kg solo<sup>-1</sup> para o Cu, enquanto que para o Zn, a adição varia de 2,41 a 8 mg Zn Kg solo<sup>-1</sup>. Junta-se a isto, o fato que muitas áreas recebem mais de uma aplicação anual de dejetos, e dosagens de N muitas vezes acima das necessárias às culturas. Assim, em algumas áreas há um acúmulo anual ainda maior de Cu e Zn.

Levando em consideração as normas estabelecidas para os países Europeus, onde se permite atingir até 140 mg Cu Kg solo<sup>-1</sup> e 300 mg Zn Kg solo<sup>-1</sup>, os solos do Oeste de Santa Catarina já teriam os limites de Cu extrapolados, visto que apresentaram teores naturais a partir de 200 mg Kg<sup>-1</sup>. No caso do Zn, ainda poderiam ser acumulados cerca de 80 a 120 mg Zn Kg solo<sup>-1</sup>. O que levaria de 10 a 15 anos de aplicação de dejetos. Dessa forma, considerando o tempo que este elemento vem sendo usado em altas concentrações nas rações, possivelmente já existem áreas que ultrapassaram este limite de acumulação de Zn.

Por outro lado, se levadas em consideração os limites estabelecidos pela norma Norte Americana<sup>15</sup>, não haveria qualquer risco eminente nas próximas décadas de alcançar os teores considerados tóxicos por Cu e/ou Zn através da utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo.

---

<sup>15</sup> A norma norte Americana permite até 750 mg Cu Kg<sup>-1</sup> (1800 Kg ha<sup>-1</sup>) e 1400 mg Zn Kg<sup>-1</sup> (2800 Kg ha<sup>-1</sup>)

Contudo, trabalhos científicos realizados em várias partes do mundo têm demonstrado que concentrações, bem menores das estabelecidas, são capazes de afetar negativamente alguns componentes do sistema solo. Baath *et al.* (1998) demonstraram que 40 Kg Cu ha<sup>-1</sup> (20 mg Cu Kg<sup>-1</sup> solo) e 280 Kg Zn ha<sup>-1</sup> (160 mg Zn Kg<sup>-1</sup> solo) afetaram a diversidade biológica. Além disso, foram verificados em experimentos simultâneos no Reino Unido e Alemanha que em solos receptores de lodos de esgoto ocorreram efeitos negativos sobre a população do *Rhizobium*, ainda que as concentrações de metais pesados estivessem abaixo dos limites estabelecidos para os Países da Comunidade Européia (McGrath *et al.*, 1994). McBride (1995) também relatou a redução da produção em solos com concentrações de Cu e Zn abaixo dos limites da USEPA, particularmente em culturas dicotiledôneas. Essas observações de toxicidade sobre os mais diversos componentes do sistema reforçam a necessidade de se considerar os componentes mais sensíveis do sistema, sejam eles as plantas, os animais, a comunidade microbiana do solo, os artrópodes, ou outros. Cabe salientar que na maioria das vezes não é a cultura econômica o indicador mais sensível de um determinado ecossistema. No entanto, isto não significa que não ocorreram efeitos negativos sobre a cultura econômica, pois, havendo um desequilíbrio no meio dinâmico que é o solo, reflexos negativos em cadeia ocorrerão, mesmo que levem algum tempo para se manifestar.

Por fim, sabe-se que boa parcela da capacidade de suporte dos solos em Cu e Zn, varia de acordo com seus atributos físicos e químicos, e que certamente, os limites para os solos do Oeste de Santa Catarina diferem dos limites estabelecidos em outros Países. Além disso, o estabelecimento de limites dependerá da abordagem utilizada e do grau de preservação ambiental preconizado.

### **7.7. Em busca de uma abordagem para determinar limites de Cu e Zn nos solos**

Atualmente, em muitos países, existe um forte empenho para se determinar limites de toxicidade para metais pesados em solos submetidos a disposição de resíduos orgânicos, sejam eles lodos de esgoto, resíduos de processos industriais e até mesmo os dejetos de suínos. De acordo com o que foi demonstrado no item 5.7, existem diferentes abordagens para se determinar limites de metais pesados e evitar

a contaminação do solo em níveis prejudiciais. As duas principais abordagens que tratam deste assunto são: a) “balanço metálico” – que preconiza que as entradas no sistema devem ser semelhantes às retiradas através da produção e das perdas ambientalmente aceitáveis. Esta abordagem é mais comum entre os países da Comunidade Européia; b) estudo de “rotas de exposição” – são estudados todos os caminhos ou rotas em que um determinado poluente percorre e os riscos que oferecerá para cada componente. O menor nível capaz de determinar riscos sobre algum componente é o limite do poluente. Do ponto de vista teórico, embora estas duas abordagens sejam válidas, os limites permitidos em cada uma delas apresentam grande disparidade e têm causando desconforto entre autoridades científicas desses países (Witter, 1996).

No Brasil, ainda não existem normas para padrões de qualidade do solo, quanto a limites de metais pesados. Há apenas uma proposta da Companhia de Água e Saneamento de São Paulo – CETESB. Porém, esta proposta não leva em conta a funcionalidade dos ecossistemas, e é embasada apenas sobre os riscos de toxicologia humana. Com isso, os valores propostos são extremamente elevados, estando muito acima de todos os limites estabelecidos internacionalmente. Isto pode representar sérios riscos aos locais expostos a disposição de lodos de esgoto, que são abundantes em São Paulo e no entorno de outros grandes centros urbanos.

Diante da problemática ambiental verificada no Oeste de Santa Catarina ocasionada pelo excesso de dejetos de suínos, e da opção destas duas abordagens para determinação dos riscos e limites de metais pesados no solo, pretende-se contribuir para o estabelecimento de um debate sobre a pertinência destas abordagens. Questiona-se assim, qual delas é mais aplicável para guiar a construção de uma proposta para estudar os limites de Cu e Zn nos solos da região Oeste de Santa Catarina? O que seria mais aceitável do ponto de vista da sustentabilidade? Adequar as entradas no sistema com base naquilo que vai sair através da produção e das perdas ambientalmente aceitáveis, ou permitir que ocorra a acumulação no solo, porém, estabelecendo limites de Cu e Zn que não comprometam a funcionalidade dos ecossistemas que recebem dejetos de suínos?

Atualmente, propor que o balanço de entradas e saídas seja igual a zero é inviável. Como foi demonstrado nos experimentos e nas extrapolações reais do que ocorre nesses sistemas, há uma desproporção muito elevada entre entradas e saídas de Cu e Zn. Por outro lado, esta poderia ser uma abordagem válida se fosse

estipulado como meta atingir o balanço metálico dentro de 15 a 20 anos, e se durante este período se trabalhasse na redução das entradas no sistema. Para se viabilizar esta abordagem os cientistas da área deveriam trabalhar na diminuição da concentração de Cu e Zn nos dejetos e na adequação da carga de dejetos utilizada nos solos. Esta seria a melhor alternativa do ponto de vista de preservação dos solos. Esta meta vem sendo buscada em Países como a Suécia, Dinamarca e Holanda, sendo que o primeiro tem como meta equilibrar as entradas e saídas até o ano 2020 (Driel & Smilde, 1990).

Para viabilizar uma proposta neste sentido, seriam necessárias grandes mudanças no sistema de produção de suínos. Uma destas mudanças seria limitar o uso de Cu e Zn nas rações. Isto exigiria a substituição desses elementos na forma de sais por outros produtos e que poderiam custar mais caro. Outra hipótese seria a limitação de uso desses produtos que pode diminuir os índices de conversão de ração em carne dos animais, aumentando o custo de produção. Como se percebe nestas simples suposições, para que mudanças mais profundas ocorram no sistema de produção, será necessário, antes de mais nada, muita determinação política.

O estudo das “rotas de exposição”, que permita a acumulação de elementos no solo, mas dentro de limites seguros para os componentes, talvez mostre-se mais próximo de ser atingido atualmente. Porém, é necessário que sejam consideradas todas as rotas possíveis de exposição e que para cada uma delas sejam escolhidos os organismos mais sensíveis como indicadores. Cabe ressaltar que os limites estabelecidos pela norma Norte Americana, que utilizou esta abordagem, têm recebido críticas devido à possibilidade do aparecimento de conseqüências negativas em pouco tempo. Berton (1999) levantou algumas críticas à metodologia:

- 1) A regulamentação não levou em consideração nenhuma propriedade do solo, a exceção do pH que deve ser mantido em 6,5;
- 2) há poucos dados ecotoxicológicos para os organismos mais sensíveis pertencentes a cada rota de exposição;
- 3) Como planta indicadora foi utilizada apenas a cultura do milho e essa planta é considerada tolerante a metais pesados;
- 4) Após o término das aplicações de resíduos, a sua decomposição poderá liberar os metais pesados complexados e aumentar a disponibilidade destes às plantas, caracterizando a “hipótese da bomba relógio”, ou seja, a medida que a matéria orgânica incorporada vai se decompondo, os

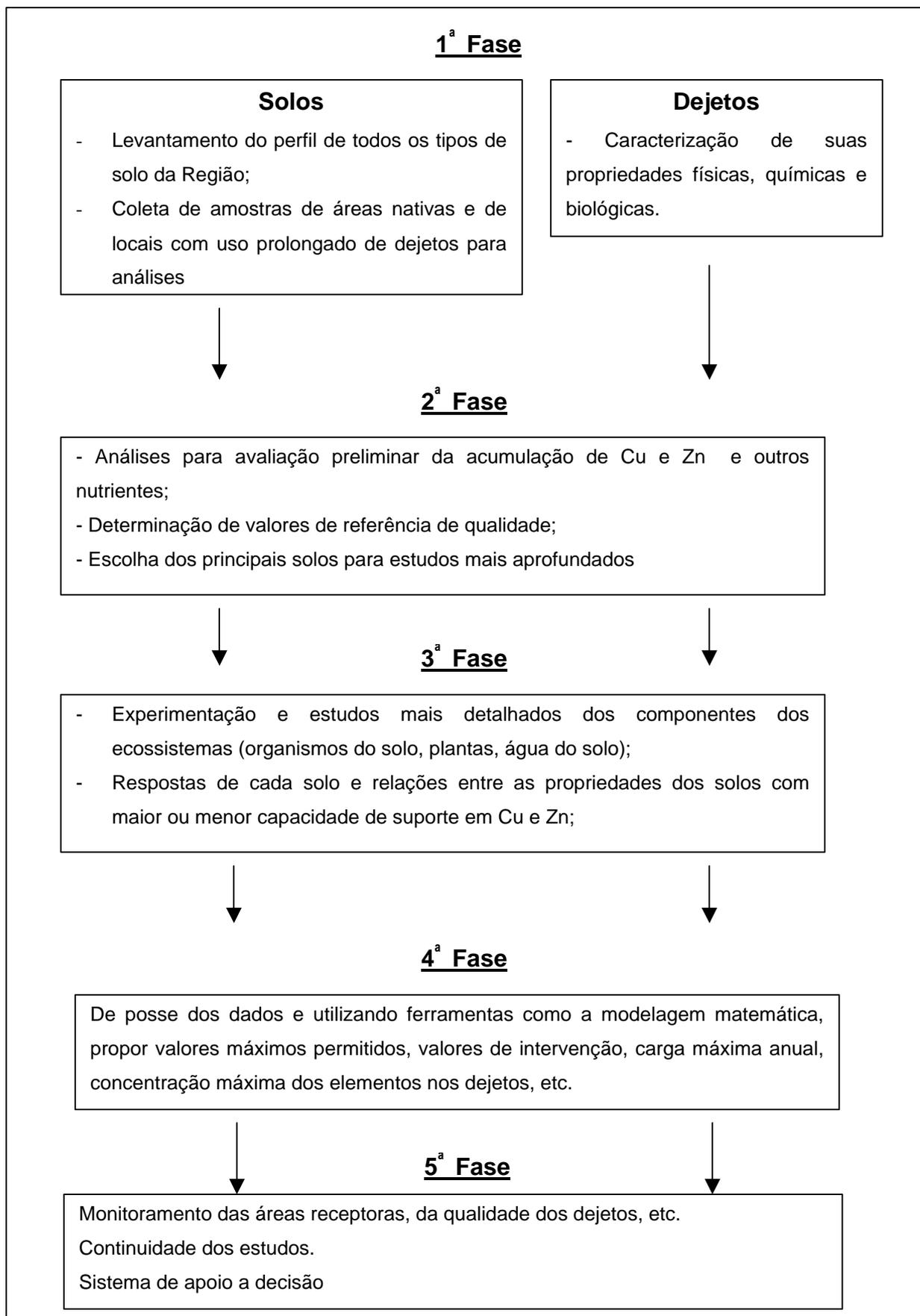
metais pesados vão sendo disponibilizados na solução do solo, chegando a níveis tóxicos.

Por outro lado, esta abordagem é a que parece ser mais facilmente alcançada e o presente estudo ampara-se nesta perspectiva. É necessário porém que as falhas apontadas anteriormente sobre as normas norte americanas para metais pesados que seguem esta abordagem não sejam cometidas aqui e que sempre seja invocado o princípio da prevenção.

Independentemente da abordagem que venha a ser utilizada, não exclui-se a necessidade de trabalhos aprofundados sobre qualidade e quantidade de dejetos para se prolongar a viabilidade dos solos na recepção de dejetos de suínos. Por enquanto, vale a informação e a atenção de que os dejetos, assim como os lodos de esgoto industriais e urbanos, que foram o início do debate sobre o acúmulo de metais pesados na agricultura, contém elevadas concentrações de Cu e Zn.

Na seqüência, apresenta-se uma proposta com as etapas a serem seguidas (Quadro 7.1.) para determinação de limites seguros de Cu e Zn nos solos que recebem dejetos de suínos como fertilizante com base no estudo de rotas de exposição.

**Quadro 7.1.** Fluxograma das etapas para estudar os limites seguros de Cu e Zn nos solos do Oeste de Santa Catarina, que recebem dejetos de suínos como fertilizante do solo.



## 7.8. A visão do problema sob diferentes concepções

A poluição ambiental causada pelos dejetos de suínos é reconhecida pela sociedade, de forma que tem havido um intenso debate em torno das alternativas para resolver os problemas ambientais decorrentes da atividade suinícola nas regiões de grande densidade de suínos. No entanto, são observados diferentes enfoques.

Um deles sugere que a solução dos problemas ambientais depende de avanços do modelo tecnológico atual ou convencional. Tais tecnologias compreenderiam avanços nas áreas de nutrição, genética, sanidade e sistemas modernos de tratamento dos dejetos.

Da parte da nutrição são as seguintes medidas cabíveis:

- utilização de compostos sintéticos como aminoácidos sintéticos balanceando os aminoácidos deficientes da proteína natural;
- uso de enzimas para melhorar a digestibilidade de alimentos e aproveitamento de nutrientes, como a Fitase, que aumenta o aproveitamento de P dos alimentos, permitindo redução da quantidade de P das dietas;
- uso de complexos metal-aminoácidos, para melhorar o aproveitamento e a ação destes minerais sobre os animais;
- Fornecer tipos de dietas de acordo com as exigências da fase produtiva. Quanto mais fases produtivas, melhor será o aproveitamento dos nutrientes dos alimentos. Porém, é bastante complicado na prática estabelecer um número elevado de diferentes dietas;
- Uso da restrição alimentar, melhorando a eficiência dos animais na conversão dos alimentos. Além disso, haverá diminuição da concentração de nutrientes nas fezes e na urina;
- Uso de hormônios de crescimento diretamente nas dietas ou diretamente nos animais promovem maior desempenho, transformando alimento em carcaça;
- Utilização de antibióticos e probióticos. Embora diferentes, ambos convergem para a mesma finalidade, que é aumentar a síntese protéica ou de energia, diminuindo os desperdício destes nutrientes na dieta.

- Processamento térmico dos alimentos adequadamente, até o ponto de melhor digestibilidade dos alimentos.
- Utilização de alimentos livres de micotoxinas e outros contaminantes, evitando problemas sanitários e nutricionais.

Do melhoramento genético, cabem ações no sentido obter linhagens e cruzamentos de suínos com melhor taxa de conversão de alimentos em carne magra.

Por fim, o tratamento dos dejetos, objetivando reduzir o potencial poluidor para posterior disposição nos cursos de água. Esta alternativa, no entanto, exige grandes investimentos e infra-estruturas complexas, difíceis de manejar, e submetidas à influência das condições climáticas, sendo que a maioria dos modelos, não consegue atender as exigências legais para o lançamento dos efluentes nos cursos d'água (ver Decreto 14.250/1981).

Sobre este aspecto, cabe ressaltar que os impactos das emissões de gases, como,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , objeto de discussão sobre o “efeito estufa” ainda são praticamente desconsiderados como impactos ambientais da suinocultura no Brasil. Contudo, sabe-se que algumas formas de tratamentos de dejetos de suínos têm provocado significativos lançamentos destes componentes na atmosfera (Sharpe & Harper, 1997).

Outro aspecto importante é que, quando os dejetos são submetidos a um determinado processo de tratamento/estabilização, há aumento da concentração dos elementos químicos por unidade volumétrica ou de carbono, à medida que vai ocorrendo a degradação dos compostos orgânicos, ao mesmo tempo há a liberação de gases a base de carbono ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ) e nitrogênio ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ). Enquanto isso, os outros elementos químicos permanecem no resíduo. Neste sentido, a esterqueira pode tornar-se um fator de concentração desses elementos químicos. Assim serão os lodos resultantes de sistemas de tratamentos de dejetos: enriquecidos pelos elementos químicos como P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e outros. A partir dessas colocações, percebe-se que alternativas dessa natureza não são capazes de solucionar definitivamente o problema dos dejetos de suínos, dado que impactos hoje ignorados precisarão ser considerados para solucionar a problemática ambiental dos dejetos de suínos, especialmente em se tratando da acumulação de metais pesados.

Não se pode deixar de considerar que parte do recurso que representa os dejetos está sendo “jogado fora” através da emissão de gases decorrentes da degradação da matéria orgânica e da perda de N. Mais interessante é a busca de formas de substituição destas perdas por alternativas de valorização dos dejetos, linha de pesquisa que vem sendo trabalhada por vários pesquisadores do CNPSA/EMBRAPA e UFSC.

Um segundo enfoque visualiza um debate sobre a necessidade de mudanças mais complexas no sistema de produção como:

- Uso de alimentos menos industrializados com menor concentração em elementos químicos (nutrientes);
- Adequação da população de suínos na propriedade de acordo com a capacidade de produzir boa parcela dos alimentos necessários;
- Provisão de áreas para utilização dos dejetos na lavoura;
- Sistemas de criação ou adaptações da criação contemplando o bem-estar dos animais. Existe uma correlação positiva entre bons tratamentos aos animais com melhor desenvolvimento e menor incidência de doenças;
- Também são promovidas a utilização de produtos homeopáticos ou naturais, de propósito preventivo e não curativo.
- Redução do desperdício de água.

Modificações no sistema de criação de acordo com a segunda corrente têm um mercado com crescente aumento de demanda. Por outro lado, devido à natureza do complexo suinícola montado na região Oeste, voltado ao atendimento de grandes mercados, predominarão, pelo menos por enquanto, ações de acordo com a primeira corrente apresentada.

## **7.9. O presente estudo e a realidade**

Partindo do pressuposto que a suinocultura da região continuará voltada para grandes mercados, inclusive de exportação, é de se prever que aumentará ainda mais a concentração de animais na região oeste de Santa Catarina. Por mais que se intensifique a fiscalização ambiental e o cumprimento das Leis hoje vigentes, não vislumbra-se a recuperação do quadro ambiental da região. Gradativamente estão

havendo alguns ganhos sobre os recursos hídricos, através da fiscalização contra o derramamento de esterqueiras em cursos d'água. Esta, aliás tem sido a principal ação desenvolvida pelos órgãos ambientais.

Enquanto a poluição ambiental da suinocultura causada sobre os recursos hídricos têm quase duas décadas de reconhecimento pela sociedade, o reconhecimento dos riscos oferecidos pelos metais pesados sobre os solos ainda não são aceitos. Vale salientar que em eventos e fóruns de discussão sobre a problemática ambiental, os estudiosos desta área específica sentem-se constrangidos em levantar este assunto, para não provocar um sentimento de que os problemas ambientais decorrentes da suinocultura são inevitáveis e a sociedade terá que conviver com eles.

Se por um lado este estudo prevê riscos ambientais pelo desbalanço existente entre a carga de nutrientes nos dejetos e a necessidade das plantas, portanto, limitando a carga de dejetos que pode ser utilizada no solo, um dos maiores desafios das instituições ligadas à atividade, é o de fornecer assistência técnica e infra-estrutura mínima para armazenagem e promoção da utilização dos dejetos como fertilizante (manejo ambiental dos dejetos) nas mais diversas culturas. Ressalta-se aqui o trabalho exercido pelas administrações públicas municipais do Oeste. Estas Prefeituras possuem Programas específicos para atender a demanda de construção de esterqueiras e transporte de dejetos para as lavouras. Mesmo assim, na maioria dos municípios não há condições de atendimento de toda a demanda. Somente para exemplificar, no município de Concórdia existem cerca de 30 distribuidores de dejetos líquidos da Prefeitura, podendo-se contar com igual número de distribuidores particulares. São cerca de 60 distribuidores para uma produção de dejetos de aproximadamente de  $75 \text{ mil m}^3 \text{ mês}^{-1}$ . Com este volume produzido, cada distribuidor de esterco teria que distribuir entre  $1200 - 1500 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  para promover a distribuição total dos dejetos no município como fertilizante. Considerando a capacidade média dos distribuidores, seriam necessárias de 350 a 400 "viagens" ou cargas para distribuir todo este montante, o que é tecnicamente inviável. Cabe ressaltar que o volume de dejetos produzidos foi calculado através de dados experimentais (Konzen, 1980) e na prática podem ser maiores se não forem tomados cuidados com as entradas excessivas de água no sistema coletor dos dejetos e nas esterqueiras.

Esta limitação encontrada na distribuição dos dejetos contribui para o agravamento do problema, objeto desta obra, uma vez que, como a capacidade de distribuição de dejetos é deficiente, as áreas mais próximas dos criatórios e de melhor acesso acabam recebendo maiores dosagens. Do contrário, se houvesse uma capacidade de distribuição maior e a baixos custos, os dejetos poderiam ser levados para áreas mais distantes. Soma-se a isto o fato que os dejetos muitas vezes não são vistos pelo agricultor como um recurso para ser explorado na propriedade, mas sim como um problema.

De qualquer forma, há um déficit de áreas na região Oeste para uso de dejetos como fertilizante. Na região da AMAUC, por exemplo, os dejetos produzidos exigem a disponibilidade de quase 30% da superfície da região para disposição de dejetos em quantidade para suprir a necessidade de N da cultura do milho (Simioni, 1999). Entretanto, se levar em conta que esta dosagem de dejetos é muito elevada e conduz à acumulação de vários nutrientes, entre eles os metais pesados Cu e Zn, e que fosse conveniente a utilização de doses menores de dejetos por unidade de área, a dificuldade aumentaria ainda mais.

Seganfredo (2000b), preocupado com os riscos de poluição do ambiente, em especial ao acúmulo de nutrientes no solo, propôs alguns critérios de utilização de dejetos em opção à aplicação integral de dejetos para suprir o N da cultura do milho. Dois critérios foram sugeridos: a) aplicar quantidade de dejetos suprimindo apenas o N da adubação de base (para milho varia de 10 a 30 Kg N ha<sup>-1</sup>); b) adicionar dejetos de acordo com o elemento mais abundante ou menos absorvido pelas plantas. Utilizando o critério da adubação de base, há o suprimento quase suficiente de P e K para a cultura do milho e os micronutrientes Cu, Zn e Mn ainda excedem em 13,7, 3,9 e 10,4 vezes a quantidade extraída pela cultura, respectivamente. Utilizando o critério do nutriente menos absorvido pelas plantas, que neste exemplo é o Cu, há uma entrada de apenas 4,4 Kg N, 3,6 Kg P e 2,3 Kg de K por ha, e há deficiência, neste caso, inclusive de Zn e Mn. Com relação a este critério, embora de resíduo zero (sem acúmulo no solo de nenhum elemento químico), o mesmo é inviável por ser insignificante a quantidade de dejetos utilizadas. O critério da adubação parcial ou de base é mais interessante, já que há quase o suprimento total de P e K na cultura e um acúmulo menor de micronutrientes, prolongando a possibilidade de utilização de dejetos no solo sem danos ambientais. Nos dois critérios citados, é previsto o suprimento das quantidades deficientes através de fertilizantes industriais.

Não pode deixar de ser lembrado, porém, que os fertilizantes industriais, principalmente os fosfatados, também podem trazer de forma residual, elementos tóxicos como Cádmio – Cd (Kabata-Pendias, 1995).

Pelo exposto, quais seriam as saídas diante dessa limitação do uso de dejetos no solo e do grande volume de dejetos que precisa de um destino adequado? Certamente estes caminhos para contornar este quadro são árduos e dependerão da integração entre vários segmentos da sociedade, pois, do contrário a problemática estaria solucionada. Dentre estes caminhos, é preciso, inicialmente que se cumpra as normas hoje existentes e gradualmente, fomentar nova normatização que contemple aspectos sociais e ambientais ao mesmo tempo. Ou seja, que a atividade envolva mais famílias rurais e que seja possível a integração da suinocultura com as demais atividades da propriedade.

Outro caminho é a busca de alternativas de valorização dos dejetos, viabilizando outros usos ou a retirada destes resíduos da região de maior concentração de animais. Para que isto seja possível, é condição prioritária a obtenção de dejetos na forma sólida, através da produção de suínos sobre camas, por exemplo. Com os mesmos poderia-se produzir substratos orgânicos para os mais diversos fins. Este sistema de produção em camas constituído pela colocação de palha ou maravalha formando um leito, constitui-se numa alternativa onde os dejetos sofrem compostagem aeróbia no local, reduzindo as emissões de gases nocivos. O baixo teor de água do composto aumenta o valor agrônômico dos dejetos sem prejuízo nos índices de produtividade dos animais (Oliveira, 2000). O aspecto mais importante do composto obtido neste sistema, é a viabilidade de destiná-lo para uso como fertilizante em locais mais distantes e deficientes em matéria orgânica. Com isso, evitar-se-ia a utilização de cargas elevadas nas áreas mais próximas das criações que levam ao acúmulo de nutrientes no solo e aos riscos discutidos neste trabalho.

Contudo, embora se comprove a gravidade deste modelo e a necessidade da tomada de rumos à sustentabilidade, com o apelo reforçado de técnicos da área, especialmente do setor público, tem se observado as empresas integradoras fomentando a instalação de grandes unidades de alojamento de suínos na região. E o que é pior, sem observar se a propriedade tem capacidade de dar destino adequado aos dejetos. Além disso, as grandes unidades de alojamento obrigam o produtor a ser “especialista” na atividade suinícola, obrigando-o a deixar de cultivar

parte de suas terras, por indisponibilidade de mão-de-obra. Esta é a realidade que obriga ou induz vários suinocultores a duas situações típicas: a) saturar com dejetos algumas áreas da propriedade, especialmente as mais próximas das instalações; b) provocar o vazamento de esterqueiras em direção aos mananciais de água.

É por estas situações colocadas que o estabelecimento de normas regulamentando o tamanho máximo de uma unidade de produção de suínos, de acordo com a capacidade da propriedade em aproveitamento dos dejetos como fertilizante em cargas não perigosas ao solo, é uma atitude coerente. Soma-se a isto, os reflexos sociais positivos, já que o processo de concentração da atividade seria inibido e envolveria mais famílias de agricultores na atividade de produção de suínos.

Em contraposição, as integradoras alegam que poderiam vir a investir na suinocultura em outras regiões do País em desalento ao desenvolvimento do Estado, caso venham ocorrer regulamentações ambientais que aumentem seus custos de obtenção da matéria-prima. Contudo, de acordo com declarações de um diretor de uma das agroindústrias, este é um processo que já está ocorrendo em um ritmo, não mais acelerado, devido as limitações de mão-de-obra especializada na criação de suínos em outras regiões do País.

Obviamente que é preciso considerar o contexto econômico que as integradoras estão inseridas para compreender porque estão empenhadas no processo de concentração e verticalização da atividade suinícola. As integradoras estão mais preocupadas em diminuir custos operacionais através da seleção dos produtores que atendam às exigências.

Ressalta-se também a preocupação em obter matéria prima padronizada, com controle sanitário e de origem dos animais que vão para os frigoríficos. Tudo isso é exigência para se credenciar nos mercados internacionais.

É necessário contudo, buscar um ponto de equilíbrio para os diferentes interesses entre produtores e agroindústrias, pois a desconcentração da suinocultura, reordenando-a no território e nas propriedades rurais teria grande repercussão do ponto de vista social e ambiental.

O atendimento ao bem estar dos animais é um aspecto que terá que ser considerado para êxito futuro da atividade suinícola. Muitos métodos de produção estão sendo condenados e até proibidos, como aqueles que impedem a mobilidade mínima necessária para os animais, para que não sofram privações físicas e

psicológicas, atrofia e/ou degenerações. Já existem evidências que animais criados em condições de “ambientes enriquecidos” e ambientalmente corretos têm carne de maior qualidade (Machado F<sup>o</sup>., 2000). Este tema tem merecido bastante espaço no Brasil nos últimos anos, possivelmente motivado pelos mercados consumidores potenciais e exigentes como o Europeu. A medida que os consumidores forem tornando-se mais exigentes com o que irão alimentar-se, os sistemas de produção serão forçados a adaptarem-se no sentido de fornecer “alimentos” e não “mercadorias”.

As transformações que a suinocultura sofreu para adequar-se às exigências de mercado geraram um grande desafio para os produtores de suínos. Pois, ao mesmo tempo em que tiveram que aumentar seus plantéis para serem “competitivos” a esta lógica de mercado, houveram mudanças nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos dejetos, por conta dos avanços tecnológicos, limitando a quantidade de dejetos que pode ser utilizada no solo sem causar danos ambientais. Por isso, medidas sérias deverão ser tomadas para evitar consequências, que além de inviabilizar a suinocultura na região oeste de Santa Catarina, poderão causar danos ambientais irreversíveis, como é o acúmulo de metais pesados no solo.

## 8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Um dos objetivos deste trabalho foi determinar a capacidade de retenção dos três principais solos do Oeste Catarinense para os metais Cu e Zn, aplicados com os dejetos de suínos, sem no entanto, prejudicar a funcionalidade dos ecossistemas. Outra parte desse estudo, se preocupou em discutir alguns aspectos da problemática ambiental associada a atividade suinícola com o intuito de fornecer subsídios para o estabelecimento de debate sobre a necessidade de legislação ambiental para regular níveis de Cu e Zn nos dejetos e no solo.

Os resultados obtidos até o presente permitem colocar em evidência algumas conseqüências do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo, especialmente da acumulação de Cu e Zn no solo.

### 8.1. CONCLUSÕES

#### ◆ Produção de matéria seca

- 1) Não foram observados efeitos de toxicidade de Cu e Zn sobre a produção de biomassa das plantas durante os três primeiros ciclos de cultura, independentemente das concentrações e fonte desses elementos adicionados através dos tratamentos nos solos. Por outro lado, observou-se diferença entre tratamentos na produção de matéria seca, principalmente, entre os tratamentos com fertilizante mineral e com dejetos; ocorrendo maior produção para os tratamentos com fertilizante mineral.

Tais efeitos, porém, não puderam ser atribuídos com segurança à presença de Cu e Zn. A inexistência de efeitos de Cu e Zn sobre a produção de matéria seca nos três primeiros ciclos de cultura não significa que os limites de Cu e Zn alcançados não possam comprometer

o ecossistema. Cabe lembrar que a produção de biomassa é uma variável que representou o componente planta do sistema; existindo outros componentes do solo que precisam ser estudados.

- 2) A comparação da produção de biomassa nos diferentes solos demonstrou que as plantas cultivadas no nitossolo produziram mais MS, seguidas pelas plantas do latossolo e por último do cambissolo.
- 3) Entre as espécies cultivadas, o milho, como previsto, produziu mais matéria seca, seguido pela aveia e trigo.

#### ◆ **Cu e Zn trocável e total no solo**

- 1) Os teores de Cu e Zn trocáveis aumentaram a medida que os ciclos de cultivo foram realizados; inclusive no tratamento sem adição de Cu e Zn o que indica que as condições experimentais afetaram a solubilidade desses elementos nos solos. Pode-se inferir também, que praticamente todo o Cu e Zn adicionados via tratamentos permaneceram trocáveis no solo.
- 2) Observou-se aumento dos teores de Cu e Zn trocáveis no solo de acordo com a adição de Cu e Zn nos tratamentos. Observou-se também, que os teores trocáveis foram maiores nos tratamentos com dejetos de suínos comparados aos tratamentos equivalentes em Cu e Zn via fertilizante mineral.
- 3) Em relação ao fator solo, aqueles que possuíam teores naturais mais elevados mantiveram suas concentrações elevadas. Para Cu trocável foi observado que o cambissolo manteve uma proporção maior entre os teores observados e teores esperados e para Zn trocável esta relação observado/esperado foi maior para o nitossolo.

#### ◆ **Cu e Zn nos tecidos vegetais**

- 1) As espécies cultivadas demonstraram comportamentos diferentes quanto ao acúmulo de Cu e Zn nos tecidos. A aveia absorveu as maiores concentrações, enquanto que o milho acumulou as menores.
- 2) Em relação ao efeito dos solos, verificou-se que o latossolo proporcionou maior solubilidade de Cu, já que os teores nos tecidos foram significativamente maiores em relação aos demais solos. Para o Zn, os teores nos tecidos foram semelhantes independente do solo, porém os teores naturais de Zn no latossolo foram bastante inferiores.
- 3) Quanto aos efeitos de tratamentos, observou-se que a adição de Cu ou Zn promoveu aumento nos tecidos vegetais. Observou-se contraste entre tratamentos com fertilizante mineral (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub> e T<sub>5</sub>) e com dejetos de suínos (T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub> e T<sub>9</sub>), ocorrendo maior absorção desses elementos nos tratamentos com fertilizante mineral em relação aos correspondentes via dejetos de suínos.
- 4) No efeito de tratamentos dentro de cada solo, observou-se que não houve efeito de tratamentos para Cu no nitossolo, enquanto que no latossolo a amplitude de resposta foi maior.

#### ◆ **Diagnose visual das plantas**

- 1) Severidade do oídio na cultura do trigo - As plantas de trigo que apresentaram o maior vigor foram as mais afetadas pela doença. Coincidindo exatamente com as plantas dos tratamentos com fertilizante mineral.
- 2) Quanto à clorose, embora presente em alguns tratamentos, não foi possível associar este sintoma com presença de Cu ou Zn.
- 3) Intensidade da cor roxa – Esperava-se que a presença deste sintoma fosse decorrente de deficiências de P às plantas, promovida pela interação entre P com Cu ou Zn no solo, Entretanto, na análise dos teores de P nos tecidos, não foi verificada diminuição dos teores nos tratamentos com alto Cu ou Zn.

#### ◆ **Cu e Zn nas águas percoladas**

- 1) As concentrações de Cu e Zn nas águas percoladas foram baixas. Porém, os dados não foram confiáveis já que as concentrações encontravam-se abaixo do limite mínimo de detecção do aparelho de absorção atômica. De qualquer forma, é possível inferir que as concentrações observadas são baixas até o presente.

#### ◆ **Balanco de entradas e saídas de Cu e Zn**

- 1) No balanço de entradas e saídas de Cu e Zn, foi verificado que as retiradas do sistema são insignificantes diante das entradas, com isso há um processo muito forte de acúmulo no solo. Por outro lado, diminui o risco de contaminação de outros locais através das perdas ambientais e através dos produtos extraídos.

## **8.2. RECOMENDAÇÕES**

As conclusões apresentadas acima, decorrentes de um estudo com duração de um ano, proporcionaram contribuição parcial ao complexo problema que é a poluição ambiental por dejetos de suínos. Para avançar na abordagem e na busca de solução para o problema, recomenda-se a continuidade deste estudo através da realização de mais ciclos de cultivos.

#### ◆ **Recomendações para a continuidade da pesquisa**

- 1) Avaliar indicadores mais sensíveis da funcionalidade dos ecossistemas, tais como a comunidade microbiana do solo. Estudar alguns grupos funcionais importantes como fixadores de N<sub>2</sub>, fungos micorrízicos, nitrificadores, etc.

- 2) Diversificar as espécies cultivadas, tais como leguminosas, crucíferas e outras que têm potencial econômico na região Oeste Catarinense e que podem ser prejudicadas por serem sensíveis a altos teores de metais pesados no solo.
- 3) Conduzir os ciclos de experimentação até a produção de grãos da espécie cultivada possibilitando o estudo de outras variáveis, além da produção de biomassa.

◆ **Recomendações para mitigação do acúmulo de Cu e Zn no solo**

- 1) A busca de limites seguros de Cu e Zn nos solos não deve se constituir em mais um fator limitante à utilização de dejetos de suínos como fertilizante, ou para demonstrar que a suinocultura é uma atividade insustentável, mas deve servir de estímulo à busca de uma solução ao desbalanço entre os nutrientes dos dejetos e a necessidade das culturas.

Desta forma, a nutrição tem um papel importante, que é o de reduzir as quantidades desses elementos nas dietas através de tecnologias como o uso de quelatos metal-aminoácidos e outras estratégias tecnológicas que proporcionem maior aproveitamento dos nutrientes. Em paralelo, deve-se estudar a viabilidade e o custo econômico de limitar as concentrações de Cu e Zn nas rações no intuito de atender a exigência dos animais, estimulando a busca de outras alternativas como o uso de complexos metal aminoácidos e a homeopatia.

- 2) Buscar formas de valorização dos dejetos como a utilização em substratos comerciais e alimentação para outras espécies animais. Para tanto, a viabilidade desta proposta está condicionada a mudanças na composição dos dejetos, principalmente na redução do conteúdo de água e na ausência de substâncias e elementos perigosos.
- 3) Adaptar novos sistemas de produção como o sistema “camas sobrepostas”, para atender aos novos padrões de bem-estar animal e de controle da poluição ambiental. O composto obtido no sistema “camas sobrepostas” tem maior valor agrônômico e por isso, viabilizaria seu transporte para outras regiões que têm déficit de matéria orgânica e

evitando dosagens excessivas de dejetos nas áreas de maior densidade de suínos.

- 4) Planejar em nível regional visando um processo de redistribuição espacial da suinocultura reduzindo o rebanho excedente das áreas de produção e a transferência para regiões com melhores condições ambientais, especialmente de solos agricultáveis, para possibilitarem o aproveitamento adequado dos dejetos.

Inúmeras propostas existem a este respeito, como uma moratória por determinado número de anos para ampliação da atividade nas regiões saturadas, estabelecimento do tamanho máximo da unidade de produção de acordo com a capacidade média das propriedades da região. E por último, vincular a escala máxima de produção à capacidade de tratamento e aproveitamento dos dejetos na propriedade como fertilizante do solo.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C.A.; FERREIRA, M.E. & BORKERT, C.M. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: Zn e Cu. 1999. (mimeografado)
- ACCS, Informações sobre a Suinocultura Catarinense – O contexto da suinocultura Catarinense. Anexo de Ofício recebido em 20/03/2001.
- ADEOLA, O.; LAWRENCE, B.V.; SUTTON, A.L.; CLING, T.R. Phytase-induced changes in mineral utilization in zinc-supplemented diets for pigs. *J. Anim. Sci.*, V. 73, p3384-3391. 1995.
- ANUALPEC. Anuário da Pecuária Brasileira. FNP/BOVIPLAN: São Paulo SP. 2000
- BAATH, E.; DIAZ-RAVINA, M.; FROSTEGARD, A.. & CAMPBELL, C.D. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Applied and environmental Microbiology*: 64, n. 1, p. 238-245. 1998.
- BACKUS, G.B.C.; van VAGENBERG, C.P.A. & VERDOES, N. Environmental impact of pig meat production. *Meat Science*, Vol. 49: 65-72. 1998.
- BAR-YOSEF, B.; FISHMAN, S. & TALPAZ, H. A. Model of zinc movement to single roots in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: p.1272-1279. 1980.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria Orgânica. *In: Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo – Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. G.A. SANTOS & F.A.O. CAMARGO Editores. Porto Alegre: Genesis, 1999. 508p.
- BERTOL, T.M. *Nutrição e alimentação dos leitões desmamados em programas convencionais e no desmame precoce*. EMBRAPA Suínos e Aves. Concórdia-SC. 44p. 2000 (Circular Técnica 21)
- BERTON, R.S. Riscos de contaminação dos agroecossistemas com metais pesados. *In: palestra II Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul*. Campinas-SP. 1999.
- BOLLAND, M.D.A.; POSNER, A.M. & QUIRK, J.P. Zinc adsorption by goethite in the absence and presence of Phosphate. *Aust. J. Soil Res.*, 15: 279-286. 1977.
- BORKERT, C.M.; COX, F.R. & TUCKER, M.R. Zinc and copper toxicity in peanut, soybean, rice, and corn in soil mixtures. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29 (19&20), p.2291-3005. 1998.

- BRANDJES, P.J.; WIT, J de.; MEER, H.G. van der; KEULEN, H. van. *Livestock and the Environment Finding a Balance: Environmental impact of animal manure management*. International Agriculture Centre. Wageningen, Netherlands. 1996.
- CAMARGO, O.A.de. Micronutrientes no solo. *In: Enxofre e micronutrientes na Agricultura Brasileira*. Editores: C. M. Borkert e A. F. Lantmann. Londrina, Embrapa-CNPSO/IAPAR/SBCS. 1988.
- CANELLAS, L.P. RUMJANEK, V.M. SANTOS, G.A. AMARAL SOBRINHO, N.M. Adsorção de Cd e Cu em ácidos húmicos extraídos de fontes urbanas. *Ciência Rural*, Santa Maria, V : 29 (21-26) 1999.
- CETESB. *Estabelecimento de valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. Relatório Final. São Paulo: CETESB 2000. 110p.
- CHANEY, R.L. RYAN, J.A. Heavy metal and toxic organic pollutants in MSW-composts. Renaissance Publ., Worthington, Ohio. 1993.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO RS/SC. *Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. 3<sup>a</sup> ed., SBCS-Núcleo Regional Sul, Passo Fundo-RS 1995. 224p.
- COPPENET, M. Copper accumulation in Brittany soils tought enriched pig slurry: Phytotoxic risks. *In: L'Hermite, L & Dehandtschutter, J. (eds.) Copper in animal wastes and sewage sludge*. D. Reidel, Dordrecht. 1981.
- CRISTANI, J. *Efeito do ZnO no controle da diarreia pós-desmame em leitões experimentalmente desafiados com Escherichia coli*. Pelotas/RS: UFPEL. 1997. (Dissertação de Mestrado)
- DAVIS, R.D. & CARLTON-SMITH, C.H. Na investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge of controlled metal content. *Environ. Pollut. Ser. B* 8: p. 163-185. 1984.
- DECHEN, A.R.; HAAG, H.P.; CARMELLO, Q.A.C. Avaliação do estado nutricional da planta e disponibilidade no solo. *In: Micronutrientes na Agricultura*. M. E. Ferreira & M.C.P. Cruz (eds.). Anais Simpósio Sobre Micronutrientes na Agricultura. Piracicaba: POTAFOS/CNPq. 1991. 734p.
- DRIEL, , W. van. & SMILDE, K.W. Micronutrients and heavy metals in Dutch Agriculture. *Fertilizer Research* 25: 115-126. 1990
- DRINKWATER, L.E., WAGONER, P. & SARRANTONIO, M. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* (396), 262-265, 1998.
- EASTER, R.A. & BAKER, D.H. Lysine and protein levels in corn-soybean meal diets for growing-finishing swine. *Journal of Animal Science*. 50 (3): 467-471. 1980.

- EMBRAPA/CNPQA. *Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos de suínos*. EMBRAPA/CNPQA, Concórdia, SC. 1994.
- FAO (Roma, Itália). Production. *FAO Quarterly Bulletin of Statistics*, v.2, n.4, p.37. 1999.
- FERREIRA, M.E., CRUZ, M.C.P. Cobre. *In: Micronutrientes na Agricultura*. M. E. Ferreira & M.C.P. Cruz (eds.). *Anais Simpósio Sobre Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq. 1991. 734p.
- FLEMING, G.A. & MORDENTI. The production of animal wastes. *In: L'Hermitte, L.; Sequi, P. & Voorburg, J.H. (eds.) Scientific basis for environmentally safe and efficient management of livestock farming: report of the Scientific Committee of the European Conference Environment, Agriculture and Stock farming in Europe*. Mantova 1991-1992. Mantua, Italy: European Conference.
- GOODMAN, B.A. & CHESHIRE, M.V. The occurrence of copper-porphyrin complexes in soils humic acids. *J. Soil Sci.*, 27: 337-347. 1976.
- HAMON, R.E.; HOLM, P.E. LRENZ, S.E., McGRATH, S.P. & CHRISTENSEN, T.H. Metal uptake by plants from sludge-amended soils: caution is required in the plateau interpretation. *Plant and Soil*: 216: 53-64. 1999.
- IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Anuário Estatístico do Brasil*. Rio de Janeiro. 1983. 987p.
- ICEPA-INSTITUTO CEPA. *Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina – 1998-1999*. Florianópolis SC. 1999. 170p.
- KABATA-PENDIAS, A. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. *In: SALOMONS, S.W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. eds. Heavy Metals: Problems and solutions*. 1995. P 3-18.
- KESSLER, A.M.; PENZ Jr. A.M. Efeito da proteína e lisina da dieta no metabolismo de nitrogênio de suínos em crescimento. *In: Anais da 38ª Reunião Anual da SBZ*. Rio de Janeiro/RJ. p.353. 1993.
- KONZEN, E.A. *Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação manejados em forma líquida*. Belo Horizonte, UFMG, Escola de Veterinária. 1980. (Tese de Mestrado).
- KONZEN, E.A.; PEREIRA, I.A.; BAHIA, A.F. de C.; PEREIRA, F.A. *Utilização de esterco líquido de suínos na adubação de milho*. *In: Seminário mineiro sobre manejo e utilização de dejetos de suínos*. Anais... Ponte Nova, MG: p.88-110. 1990.
- LAGRANGE, B. *Biomethane*. Tome II: Principes, Techniques, Utilizations. EDISUD/Energies Alternatives, Aix em Provence. 1979.

- LIMA, G.J.M.M. *O Papel do Nutricionista no controle da poluição ambiental por dejetos de suínos*. In: Curso de Nutrição de Suínos e Aves. Anais 1996. Concórdia-SC. P.01-11. 1996.
- LIMA, G.J.M.M.; MORES, N.; SOBESTIANSKY, J.; DALLA COSTA, O.A.; BARIONI Jr., W.; ZANOTTO, D.L.; GIL, L.H.V.G.; AMARAL, A.L.; COIMBRA, J.B.S.; PERDOMO, C.C. & PAIVA, D.P. Perfil da composição química das dietas de suínos em fase de creche e das características de sua produção no Sul do Brasil. *In: Anais Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos*,. Foz do Iguaçu-PR. p371-372. 1997.
- LINDSAY, W.L. *Chemical equilibria in soils*. New York, John Wiley,.1979. 449p.
- LOPES, A.S. Solos sob Cerrado: Características, propriedades e manejo. Piracicaba, Instituto de Potassa e Fosfato, 1983. 162p.
- MACHADO F<sup>o</sup>. Bem estar dos Suínos. *Anais 5<sup>o</sup> Seminário Internacional de suinocultura*. São Paulo, SP . 2000.
- MACHADO, P.L.O.A. & PAVAN, M.A. Adsorção de Zn por alguns solos do Paraná. *R. Bras. Ci. Solo*, 11: 253-256. 1987.
- MARCATO, S.M. *Efeito da restrição alimentar sobre a excreção de minerais nos dejetos produzidos pelos suínos*. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas-RS. 1997. (Dissertação de Mestrado).
- MARINHO, M.L. & IGUE, K. Influência do fósforo e sesquióxidos livres na absorção de Zn por milho em solos tropicais. *In: Congresso Bras. Ci. do Solo*, 13., Vitória, ES. 1973.
- MATOS, A.T. & SEDIYAMA, M.A. *Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquido de suínos ou compostos orgânicos no solo*. *In: Seminário mineiro sobre sobre manejo e utilização de dejetos de suínos*. Anais... Ponte Nova, MG: p.45-54. 1995.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.* 24: 5-18. 1995.
- McGRATH, S.P.; CHANG A.C.; PAGE, A.L. & WITTER, E. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environ. Rev.* 2: 108-118. 1994.
- MILLER, W.P.; MARTENS, D.C. & ZELAZNY, L.W. Short-term transformations of copper in copper-amended soils. *J. Environ. Qual.* 16(2), p. 176-181. 1987.
- NAHAS, E. A Produtividade das culturas e a preservação do ambiente pelo uso de resíduos agrícolas. *In: Ginaello, C. (ed) Produzir sem Degradar*. Porto Alegre, UFRGS/DS. p 111-140.1993.
- NONES, K. Efeito da formulação da dieta sobre o desempenho, qualidade da carcaça e poder poluente dos dejetos de suínos nas fases de crescimento e terminação. Pelotas/RS: UFPEL. 1997. 64p. (Dissertação de mestrado)

- OLIVEIRA, P.A.V. *et al.* *Manual de Manejo e Utilização dos Dejetos de Suínos*. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA. 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPISA, Documentos, 27).
- OLIVEIRA, P.A.V. Produção de Suínos e sistemas Deep Bedding: Experiência Brasileira. *Anais 5º Congresso Internacional de Suinocultura*. São Paulo, SP. 2000.
- PAGE, A.L.; LOGAN, T.J. & RYAN, J.A. Introduction. *In: Land application of sludge. Food Chain implications*. Riverside, USAS: University of California. 1987. p 1-4.
- PENZ Jr. A.M. & VIOLA, E.S. *Nutrição*. *In: Sobestiansky, J. Wentz, I.; Silveira, P.R.S. da & Sesti, L.A.C. (eds). Suinocultura Intensiva: Produção manejo e saúde do rebanho*. Concórdia/SC: EMBRAPA Suínos e Aves. 1998. p.45-.
- PERDOMO, C.C. & LIMA, G.J.M.M. *Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente*. *In: Sobestiansky, J. Wentz, I.; Silveira, P.R.S. da & Sesti, L.A.C. (eds). Suinocultura Intensiva: Produção manejo e saúde do rebanho*. Concórdia/SC: EMBRAPA Suínos e Aves. 1998. p.221-235.
- PERDOMO, C.C. Uso racional de dejetos suínos. *In: Anais...Seminário Internacional De Suinocultura*, 1. Campinas, SP. p1-19. 1996.
- POMBO, L.C.A. Absorção de metais pesados por plantas, e métodos de avaliação da disponibilidade de cádmio no solo. Porto Alegre: UFRGS. 1992. 84p. (Tese de Doutorado)
- POULSEN, H.D. & LARSEN, T. Zinc excretion and retention in growing pigs feed increasing levels of zinc oxide. *Livestock Prod. Science* v 43, n.3, p 235-242. 1995.
- RADEMACHER, M. Manejo nutricional de suínos na fase de crescimento –terminação: Conceitos básicos e novas idéias. *In: Anais 4º encontro de nutrição animal*. P.1-11. 1997.
- RÖMHELD, V. & MARSCHNER, H. Functions of micronutrients in plants. *In: MORTVEDT, J.J.; COX, F.R.; SHUMAN, L.M. & WELCH, R.M. (eds). Micronutrients in agriculture*, 2<sup>a</sup> ed. Madison, Soil Science Society of America, Inc. 1991. p 297-328.
- SANDERS, J.R. McGRATH, S.P. & ADAMS, T.M.M. Zinc, copper and nickel concentrations in soil extracts and crops grown on four soils treated with metal-loaded sewage sludge. *Environ. Pollut.* 44:193-210. 1997.
- SAUERBECK, D.R. & STYPEREK, P. Long-term effects of contaminations. *In: L'Hermite (ed.) Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. p.318-325. D. Reidel, Dordrecht. 1986.
- SCHERER, R.E. & BALDISSERA, I.T. Aproveitamento dos dejetos suínos como fertilizante. *In: Dia de campo sobre manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia-SC. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1994. p. 47. (EMBRAPA-CNPISA, Documentos, 23).

- SCHERER, R.E.; CASTILHOS, E.G. de; JUCKSCH, I.& NADAL, R. de. *Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho*. Florianópolis, EMPASC. 1984. 26p. (EMPASC. Boletim Técnico, 24).
- SEGANFREDO, M.A. *A Questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo*. EMBRAPA - Suínos e Aves. Concórdia-SC. 35p. 2000. (Circular Técnica 22) (A)
- SEGANFREDO, *Análise dos riscos de poluição do ambiente quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 2000. (Comunicado Técnico) (B)
- SEGANFREDO, M.A. Acúmulo de macro e micronutrientes num solo adubado com dejetos de suínos. *In: Anais - 27º. Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*. Brasília, DF. 1999.
- SEGANFREDO, M.A. *Determinação de indicadores da qualidade do solo, água e de plantas na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo*. EMBRAPA/CNPQA, 1997. (Projeto de Pesquisa)
- SEGANFREDO, M.A. Efeitos de dejetos de suínos sobre o N-total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. *In: Anais Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo*, 2. Santa Maria – RS. 1998.
- SEIFFERT, N.F. & PERDOMO, C.C. *Aptidão de Solos da bacia hidrográfica do Rio do Peixe para aporte de fertilizantes orgânicos*. EMBRAPA/CNPQA, Concórdia, SC. 1998. (Circular Técnica – 230).
- SHARPE R.R., HARPER L.A.. Ammonia and nitrous oxide emissions from sprinkler irrigation applications of swine effluent. *Journal of Environmental Quality* 26: (6) 1703-1706 NOV-DEC 1997.
- SILVA, A.P. da. *Diagnóstico Sócio, Econômico e Ambiental - Aspectos sobre a sustentabilidade da Bacia Hidrográfica dos Fragosos – Concórdia SC*. Florianópolis: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental/UFSC. 247p. 2000. (Dissertação de Mestrado)
- SIMIONI, J. Qual o manejo adequado para os dejetos de suínos? Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis SC. Seminário curso de Pós Graduação em Agroecossistemas. 1999.
- SMILDE, K.W. KOUKOULAKIS, P. & LUIT, B. Crop response to phosphate and lime on acid sandy soils high in zinc. *Plant Soil* 41: 445-457. 1974
- SOUZA A. & FERREIRA, M.E. Geoquímica dos micronutrientes. *In: Micronutrientes na Agricultura*. M. E. Ferreira & M.C.P. Cruz (eds.). *Anais Simpósio Sobre Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq. 1991. 734p.

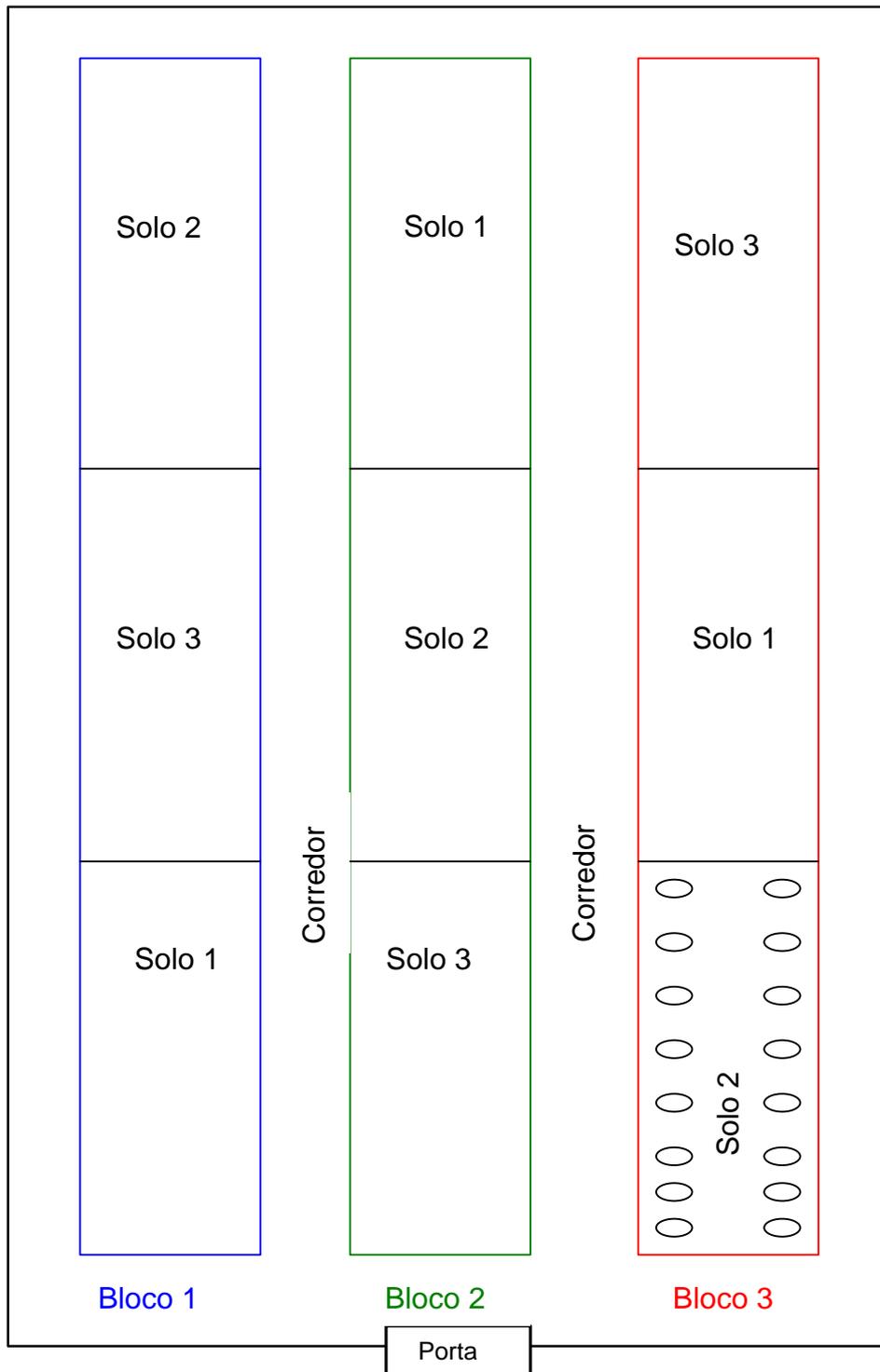
- SPOSITO, G. Soil Fertility. *In: The Chemistry of soils* . New York: OxfordUniversity Press. 1989.
- STANTON, D.A. & BURGER, R. T. Studies on zinc in selected oranges free state soils. V. Mechanisms for the reactions of zin with iron and aluminum oxides. *Agrochemophysica*, 2: 65-76. 1970.
- STEVENSON, F.J. & FITCH, A. Reactions with organic-matter. *Copper in soils and plants*. Sydney, Academic Press. 1981.
- TALAMINI, D.J.D. Conjuntura: Atividades decisivas para o nosso PIB. EMBRAPA Suínos e Aves, Concórdia. 2000. (informativo do CNPSA, nº . 25)
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHEN, H. & WOLWEIS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. Departamento de Solos, UFRGS, Porto Alegre 1995. (2<sup>a</sup> edição)
- TEDESCO, M.J.; SELBACH, P.A.; GIANELLO, C. CAMARGO, F.A. de O. *Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente*. *In: Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo – Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. G.A. SANTOS & F.A.O. CAMARGO Editores. Porto Alegre: Genesis, 1999. 508p.
- TESTA, V.M.; NADAL, R. de; MIOR, L.C.; BALDISSERA, I.T. & CORTINA, N. O Desenvolvimento sustentável do Oeste Catarinense – Proposta para Discussão. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 247p.
- TISDALE, S.L.; WERNER, L.N. & BEATON, J.D. Micronutrients in Soils and Fertilizers. *In: Soil Fertility and Fertilizers*. Fourth Edition. Macmillan Publishing Company. New York. 1985.
- UNWIN, R.J. The application of copper in sewage sludge and pig manure to agricultural land in England and Wales. *In: L'Hermite, P. & Dehandtshutter, J. (eds.). Copper in animal wastes and sewage sludge*. p. 102-116. D. reidel, Dordrecht. 1981
- USEPA. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Fed Regist. 58: 9248-9415. 1993.
- VALADARES, J.M.A.S. O Cu em solos do Estado de São Paulo. I Cobre total. *Bragantia*, 34: 125-132. 1975.
- VALADARES, J.M.A.S. *O Zinco em solos do estado de São Paulo*. Piracicaba, ESALQ. 1972. 72p. (Tese de Doutorado)
- VAN DER MOLEN, D.T.; BREEUWSMA, A. & BOERS, P.C.M. Agricultural nutrient losses to surface water in the netherlands: Impact, strategies, and perspectives. *J. Environ. Qual.* 27: 4-11. 1998.

- VAN RAIJ, B & BATAGLIA, O. C. Análise Química do Solo. *In: Micronutrientes na Agricultura*. M. E. Ferreira & M.C.P. Cruz (eds.). *Anais Simpósio Sobre Micronutrientes na Agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq. 1991. 734p.
- VAN RAIJ, B. *Fertilidade do solo e adubação*. Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991. 343p.
- VELLENGA, L. van BEERS-SCHREURS, H.M.G.; WENSING, T.H. The effects of zinc oxide application on zinc levels in liver and faeces in weaning and fattening pig. *In: International Pig Veterinary Science*, Netherlands. Proceedings. 1992.
- WILLIAMS, J.H.; SMITH, K.A. & JONES, J.R. Varietal tolerance in cereals to metal contamination in a sewage treated soil. *In: L'Hermite (ed.) Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. p.537-542. D. Reidel, Dordrecht. 1986.
- WITTER, E. Towards zero accumulation of heavy metals in soils. An imperative or a fad. *Fertilizer Research* 43: 225-233. 1996.

## 10. ANEXOS

### 10.1. ANEXO 1 – Croqui do delineamento experimental

Croqui do delineamento experimental.



## 10.2. ANEXO 2 –

Capela e Bloco Digestor para realização de digestões de amostras por via úmida



## 10.3. ANEXO 3

Realização de leituras de elementos químicos no equipamento de absorção atômica do Laboratório de Análises Físico-Químicas da Embrapa Suínos e Aves.



## 10.4. ANEXO 4

Quadros de análise de variância das variáveis analisadas

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Matéria Seca

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	8618.226378	36.059525	20.25	0.0001
Error	192	341.863089	1.780537		
Corrected Total	431	8960.089467			

R-Square	C.V.	Root MSE	MS Mean
0.961846	19.37767	1.334368	6.886111

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	1.656051	0.828026	0.47	0.6288
SOLO	2	673.767006	336.883503	189.20	0.0001
BLOCO*SOLO	4	16.858722	4.214681	2.37	0.0542
TRAT	15	1074.317741	71.621183	40.22	0.0001
SOLO*TRAT	30	414.952943	13.831765	7.77	0.0001
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	140.034937	1.555944	0.87	0.7633
CICLO	2	4566.052213	2283.026106	1282.21	0.0001
CICLO*SOLO	4	463.628444	115.907111	65.10	0.0001
CICLO*TRAT	30	667.179669	22.239322	12.49	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	599.778652	9.996311	5.61	0.0001

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	673.7670056	336.8835028	79.93	0.0006

Tests of Hypotheses using the Type III MS for

BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	1074.317741	71.621183	46.03	0.0001
SOLO*TRAT	30	414.952943	13.831765	8.89	0.0001

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Cu Disponível (trocável)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	37652.29381	157.54098	111.46	0.0001
Error	192	271.37696	1.41342		
Corrected Total	431	37923.67077			
	R-Square	C.V.	Root MSE		CUD Mean
	0.992844	8.053036	1.188874		14.76306

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	0.79977	0.39988	0.28	0.7539
SOLO	2	136.45674	68.22837	48.27	0.0001
BLOCO*SOLO	4	10.86023	2.71506	1.92	0.1085
TRAT	15	22583.42449	1505.56163	1065.19	0.0001
SOLO*TRAT	30	149.45789	4.98193	3.52	0.0001
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	114.60018	1.27334	0.90	0.7092
CICLO	2	8650.96144	4325.48072	3060.29	0.0001
CICLO*SOLO	4	46.61826	11.65457	8.25	0.0001
CICLO*TRAT	30	5879.84377	195.99479	138.67	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	79.27104	1.32118	0.93	0.6116

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	136.4567389	68.2283694	25.13	0.0054

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	22583.42449	1505.56163	1182.38	0.0001
SOLO*TRAT	30	149.45789	4.98193	3.91	0.0001

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Zn Disponível (trocável)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	291476.8499	1219.5684	229.45	0.0001
Error	192	1020.4939	5.3151		
Corrected Total	431	292497.3439			
	R-Square	C.V.	Root MSE		ZND Mean
	0.996511	9.015636	2.305444		25.57162

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	89.4368	44.7184	8.41	0.0003
SOLO	2	13487.2657	6743.6329	1268.78	0.0001
BLOCO*SOLO	4	59.7924	14.9481	2.81	0.0267
TRAT	15	187931.1911	12528.7461	2357.21	0.0001
SOLO*TRAT	30	708.9794	23.6326	4.45	0.0001
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	266.3314	2.9592	0.56	0.9990
CICLO	2	44305.3935	22152.6967	4167.90	0.0001
CICLO*SOLO	4	710.6690	177.6672	33.43	0.0001
CICLO*TRAT	30	43733.6180	1457.7873	274.27	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	184.1727	3.0695	0.58	0.9929

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	13487.26572	6743.63286	451.14	0.0001

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	187931.1911	12528.7461	4233.77	0.0001
SOLO*TRAT	30	708.9794	23.6326	7.99	0.0001

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Cu Total

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	1198877.991	5016.226	23.42	0.0001
Error	192	41127.333	214.205		
Corrected Total	431	1240005.324			
	R-Square	C.V.	Root MSE		CUT Mean
	0.966833	6.478247	14.63574		225.9213

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	95.7546	47.8773	0.22	0.7999
SOLO	2	981280.0880	490640.0440	2290.52	0.0001
BLOCO*SOLO	4	2804.3981	701.0995	3.27	0.0127
TRAT	15	92116.2130	6141.0809	28.67	0.0001
SOLO*TRAT	30	5465.6898	182.1897	0.85	0.6922
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	17183.1806	190.9242	0.89	0.7288
CICLO	2	44526.7407	22263.3704	103.93	0.0001
CICLO*SOLO	4	18815.7454	4703.9363	21.96	0.0001
CICLO*TRAT	30	24509.9259	816.9975	3.81	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	12080.2546	201.3376	0.94	0.6015

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	981280.0880	490640.0440	699.82	0.0001

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	92116.21296	6141.08086	32.17	0.0001
SOLO*TRAT	30	5465.68981	182.18966	0.95	0.5422

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Zinco Total

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	638356.4444	2670.9475	18.51	0.0001
Error	192	27699.5556	144.2685		
Corrected Total	431	666056.0000			
	R-Square	C.V.	Root MSE		ZNT Mean
	0.958413	5.518155	12.01118		217.6667

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	958.1806	479.0903	3.32	0.0382
SOLO	2	110447.0556	55223.5278	382.78	0.0001
BLOCO*SOLO	4	2108.8889	527.2222	3.65	0.0068
TRAT	15	343436.0741	22895.7383	158.70	0.0001
SOLO*TRAT	30	3107.7593	103.5920	0.72	0.8586
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	8504.7083	94.4968	0.66	0.9878
CICLO	2	50846.3750	25423.1875	176.22	0.0001
CICLO*SOLO	4	12832.6944	3208.1736	22.24	0.0001
CICLO*TRAT	30	97813.1065	3260.4369	22.60	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	8301.6019	138.3600	0.96	0.5644

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	110447.0556	55223.5278	104.74	0.0004

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	343436.0741	22895.7383	242.29	0.0001
SOLO*TRAT	30	3107.7593	103.5920	1.10	0.3598

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Cu Tecidos

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	3211.375576	13.436718	6.52	0.0001
Error	192	395.687622	2.060873		
Corrected Total	431	3607.063198			

R-Square	C.V.	Root MSE	CUTEC Mean
0.890302	15.20456	1.435574	9.441736

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	15.522704	7.761352	3.77	0.0249
SOLO	2	946.806543	473.403272	229.71	0.0001
BLOCO*SOLO	4	10.874769	2.718692	1.32	0.2643
TRAT	15	213.468591	14.231239	6.91	0.0001
SOLO*TRAT	30	100.932420	3.364414	1.63	0.0266
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	242.534504	2.694828	1.31	0.0635
CICLO	2	1246.501918	623.250959	302.42	0.0001
CICLO*SOLO	4	3.248401	0.812100	0.39	0.8128
CICLO*TRAT	30	215.914045	7.197135	3.49	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	215.571680	3.592861	1.74	0.0025

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	946.8065431	473.4032715	174.13	0.0001

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	213.4685905	14.2312394	5.28	0.0001
SOLO*TRAT	30	100.9324199	3.3644140	1.25	0.2107

The SAS System

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: Zn Tecidos

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	239	457678.7358	1914.9738	14.11	0.0001
Error	192	26062.9946	135.7448		
Corrected Total	431	483741.7304			

R-Square	C.V.	Root MSE	ZNTEC Mean
0.946122	18.61022	11.65096	62.60516

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
BLOCO	2	112.9445	56.4722	0.42	0.6603
SOLO	2	757.7186	378.8593	2.79	0.0639
BLOCO*SOLO	4	278.8613	69.7153	0.51	0.7258
TRAT	15	351391.3768	23426.0918	172.57	0.0001
SOLO*TRAT	30	11207.5318	373.5844	2.75	0.0001
BLOCO*TRAT(SOLO)	90	9673.0669	107.4785	0.79	0.8942
CICLO	2	27727.4737	13863.7368	102.13	0.0001
CICLO*SOLO	4	11459.7679	2864.9420	21.11	0.0001
CICLO*TRAT	30	21077.5275	702.5842	5.18	0.0001
CICLO*SOLO*TRAT	60	23992.4669	399.8744	2.95	0.0001

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*SOLO as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
SOLO	2	757.7186199	378.8593100	5.43	0.0724

Tests of Hypotheses using the Type III MS for BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRAT	15	351391.3768	23426.0918	217.96	0.0001
SOLO*TRAT	30	11207.5318	373.5844	3.48	0.0001

## 10.5. ANEXO 5

Contrastes observados entre os tratamentos com fertilizante mineral (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>) e tratamentos com dejetos de suínos (T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub> e T<sub>9</sub>).

The SAS System

Tests of Hypotheses using the Type III MS for  
BLOCO\*TRAT(SOLO) as an error term

Dependent Variable: CUD

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	16.13213380	16.13213380	12.67	0.0006

Dependent Variable: ZND

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	302.6493630	302.6493630	102.27	0.0001

Dependent Variable: CUT

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	185.1851852	185.1851852	0.97	0.3273

Dependent Variable: ZNT

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	1261.500000	1261.500000	13.35	0.0004

Dependent Variable: CUTEC

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	52.49069630	52.49069630	19.48	0.0001

Dependent Variable: ZNTEC

Contrast	DF	Contrast SS	Mean Square	F Value	Pr > F
T2345 VS T6789	1	11382.95408	11382.95408	105.91	0.0001