

RUBENS CORRÊA SECCO

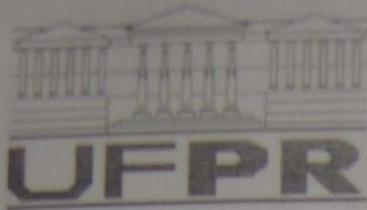
**FITODISPONIBILIDADE DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL
DE LODO DE ESGOTO (*N-VIRO SOIL*) E DE DEJETOS DE SUÍNOS
APLICADOS SUPERFICIALMENTE A LATOSSOLO VERMELHO
SOB PLANTIO DIRETO**

Tese apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Ciências do Programa de Pós-graduação em Agronomia Área de Concentração Produção Vegetal do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Orientadores: Prof.^a Dr.^a Francine Lorena Cuquel
Prof. Dr. Luiz Antônio Corrêa Lucchesi

CURITIBA

2007

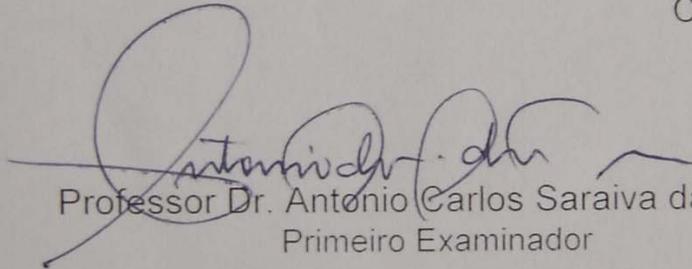


PARECER

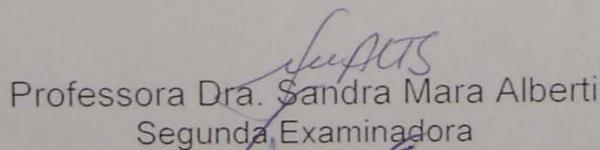
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, reuniram-se para realizar a arguição da Tese de DOUTORADO, apresentada pelo candidato **RUBENS CORRÊA SECCO**, sob o título "FITODISPONIBILIDADE DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL DE LODO DE ESGOTO (*N-VIRO SOIL*) E DE DEJETOS SUINOS APLICADOS SUPERFICIALMENTE A LATOSSOLO VERMELHO SOB PLANTIO DIRETO", para obtenção do grau de Doutor em Ciências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Após haver analisado o referido trabalho e argüido o candidato são de parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Tese.

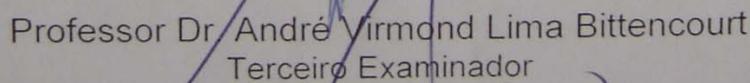
Curitiba, 26 de Abril de 2007.



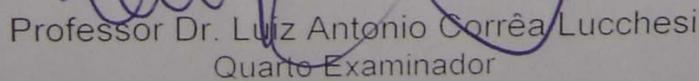
Professor Dr. Antonio Carlos Saraiva da Costa
Primeiro Examinador



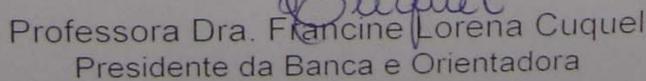
Professora Dra. Sandra Mara Alberti
Segunda Examinadora



Professor Dr. André Virmond Lima Bittencourt
Terceiro Examinador



Professor Dr. Luiz Antonio Corrêa Lucchesi
Quarto Examinador



Professora Dra. Francine Lorena Cuquel
Presidente da Banca e Orientadora

*A duas pessoas que fazem
minha vida brilhar dia a dia,
minha esposa Cintia e
minha filha Mariana.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida.

Aos meus Pais pelo exemplo e pela educação a mim dada, sem dúvida responsáveis pela minha orientação na vida.

À minha esposa Cintia pelo companheirismo, compreensão, apoio, e imensurável auxílio nesta etapa em que passamos.

Ao meu Orientador Professor Luiz Lucchesi pela confiança em mim depositada nestes anos todos, indicando-me caminhos e abrindo portas.

À Professora Francine Lorena Cuquel pelo apoio, compreensão e grande auxílio.

À Universidade Federal do Paraná, pela tamanha oportunidade a mim concedida.

À Fazenda Mutuca, na pessoa de seus administradores, por ceder espaço e infra-estrutura necessária para a realização dos trabalhos a campo.

À EMBRAPA – Floresta pelo apoio na realização de algumas análises laboratoriais.

Ao meu amigo Edison Schmidt Filho, pela amizade e apoio não apenas neste trabalho.

Ao colega Jetro T. Salvador, pela ajuda no trabalho.

Aos acadêmicos de agronomia Jonas Martins Jr e Tiago G. de Melo, pela tão valiosa ajuda e;

A todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho,

meus sinceros agradecimentos.

“A reciclagem agrícola de biossólidos vai além de uma ideologia ou de uma simples ferramenta, ela é, na essência, a concretização daquilo que chamamos de sustentabilidade, onde um elemento após ter sido utilizado por um organismo, retorna ao sistema para ser utilizado por outro e assim sucessivamente.

Mais uma vez, o homem tenta imitar a natureza para continuar existindo neste planeta...”

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| LISTA DE TABELAS | xii |
| LISTA DE FIGURAS | xv |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS | xviii |
| RESUMO | xxi |
| ABSTRACT | xxii |
| 1 INTRODUÇÃO | 01 |
| 1.1 OBJETIVOS..... | 03 |
| 1.1.1 Objetivo Geral..... | 03 |
| 1.1.2 Objetivos Específicos..... | 03 |
| 1.2 HIPÓTESE..... | 04 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 06 |
| 2.1 A RECICLAGEM DE BIOSSÓLIDOS NO AMBIENTE..... | 06 |
| 2.1.1 A Geração dos Biossólidos..... | 08 |
| 2.1.1.1 Tratamento de esgoto sanitário e geração de lodo..... | 08 |
| 2.1.1.2 Geração dos dejetos de suínos e sua problemática ambiental..... | 11 |
| 2.2 BIOSSÓLIDOS NA AGRICULTURA..... | 17 |
| 2.2.1 Uso de Lodo de Esgoto e Dejetos de Suínos na Agricultura..... | 17 |
| 2.2.1.1 Metais pesados..... | 20 |
| 2.2.1.1.1 Metais pesados em lodos de esgoto..... | 24 |
| 2.2.1.1.2 Metais pesados nos dejetos de suínos..... | 27 |
| 2.2.1.1.3 Metais pesados em plantas..... | 28 |
| 2.2.1.2 Parâmetros sanitários..... | 36 |
| 2.3 LEGISLAÇÃO PARA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDOS – LODO DE ESGOTO E DEJETOS DE SUÍNOS - PARA O ESTADO DO PARANÁ..... | 38 |
| 2.4 O PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA COM SUBSEQÜENTE SECAGEM ACELERADA “PROCESSO N – VIRO”..... | 42 |
| 2.4.1 N-Viro Soil..... | 44 |

| | |
|--|-----------|
| 2.4.2 NureSoil..... | 46 |
| 2.5 EXTRATORES QUÍMICOS..... | 47 |
| 2.6 SISTEMA DE CULTIVO PLANTIO DIRETO NA PALHA..... | 54 |
| 2.7 A CULTURA DO TRIGO..... | 57 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 62 |
| 3.1. EXPERIMENTOS DE CAMPO..... | 62 |
| 3.1.1 Solo dos Experimentos de Campo..... | 63 |
| 3.1.2 Histórico das Áreas dos Experimentos..... | 64 |
| 3.1.3 Locação, Implantação e Condução dos Experimentos de Campo..... | 64 |
| 3.1.3.1 Plantio da espécie vegetal utilizada como bioindicadora..... | 67 |
| 3.1.4 Experimento de Campo com Lodo de Esgoto (<i>N-Viro Soil</i>)..... | 67 |
| 3.1.4.1 Origem dos lodos de esgoto, critério adotado para o estabelecimento de doses e forma de aplicação..... | 67 |
| 3.1.4.2 Tratamentos adotados no experimento de campo com lodo de esgoto (<i>N-Viro Soil</i>)..... | 68 |
| 3.1.4.3 Dosagens utilizadas no experimento com lodo de esgoto urbano..... | 69 |
| 3.1.5 Experimento de Campo com Dejetos de Suínos..... | 70 |
| 3.1.5.1 Origem dos dejetos de suínos, critério adotado para o estabelecimento de doses e forma de aplicação..... | 70 |
| 3.1.5.2 Tratamentos adotados no experimento de campo com dejetos de suínos..... | 71 |
| 3.1.5.3 Dosagens utilizadas no experimento com dejetos de suínos..... | 71 |
| 3.1.6 Fatores Biométricos Avaliados..... | 72 |
| 3.1.6.1 Produtividade da cultura do trigo..... | 72 |
| 3.1.6.2 Teor de metais dos grãos de trigo..... | 73 |
| 3.1.7 Fatores Edáficos Avaliados..... | 73 |
| 3.1.7.1 Amostragem do solo..... | 74 |
| 3.1.7.2 Preparo das amostras de solo..... | 74 |
| 3.1.7.3 Análise dos teores de metais (Zn, Cu, Cr e Ni) do solo..... | 75 |

| | |
|---|----|
| 3.1.7.3.1 Teores totais de Zn, Cu, Cr, Ni do solo por digestão nitro-perclórica..... | 75 |
| 3.1.7.3.2 Teores extraíveis de Zn, Cu, Cr e Ni do solo por Mehlich 1..... | 76 |
| 3.1.7.3.3 Extração de Zn, Cu, Cr, Ni do solo por DTPA..... | 77 |
| 3.1.8 Teores dos Metais Zn, Cu, Cr e Ni nos Biossólidos por Digestão Nitro-perclórica..... | 78 |
| 3.1.8.1 Teores dos metais Zn, Cu, Cr e Ni aplicados ao solo via lodo de esgoto urbano tratado (<i>N-Viro Soil</i>)..... | 78 |
| 3.1.8.2 Teores dos metais Zn, Cu, Cr e Ni aplicados ao solo via dejetos de suínos, sob diferentes formas..... | 79 |
| 3.1.9 Análise Estatística dos Dados dos Experimentos de Campo..... | 81 |
| 3.2 EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 82 |
| 3.2.1 Delineamento Experimental e Tratamentos Adotados no Experimento de Casa de Vegetação..... | 82 |
| 3.2.2 Solo Utilizado nas Colunas de Percolação..... | 82 |
| 3.2.3 Preparo das Colunas e Reconstituição do Perfil do Solo..... | 84 |
| 3.2.4 Implementação dos Tratamentos..... | 85 |
| 3.2.4.1 Origem e caracterização química dos biossólidos utilizados no experimento..... | 85 |
| 3.2.4.2 Doses dos dejetos utilizados sob as diferentes formas nos tratamentos..... | 86 |
| 3.2.5 Condução do Experimento em Casa de Vegetação..... | 86 |
| 3.2.5.1 Plantio da espécie vegetal utilizada como bioindicadora, condução das plantas, corte e acondicionamento..... | 87 |
| 3.2.6 Coleta dos Solos das Colunas..... | 87 |
| 3.2.6.1 Teores extraíveis de Zn, Cu, Cr e Ni do solo do experimento em casa de vegetação..... | 88 |
| 3.2.7 Produção de Matéria Seca e Biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni para o Trigo..... | 89 |
| 3.2.8 Análise Estatística dos Dados do Experimento em Casa de Vegetação.. | 89 |

| | |
|--|-----------|
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 90 |
| 4.1 TEORES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NO SOLO..... | 90 |
| 4.1.1 Teores Totais e Parciais de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel no Solo dos Experimentos a Campo, antes da Implantação dos Tratamentos..... | 90 |
| 4.1.2 Efeito dos Tratamentos nos Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel Extraíveis Parcialmente do Solo..... | 93 |
| 4.1.2.1 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo o sob experimento com lodo de esgoto urbano (<i>N-Viro Soil</i>)..... | 93 |
| 4.1.2.2 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo sob o experimento com dejetos de suínos a campo..... | 99 |
| 4.1.2.3 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo sob o experimento com dejetos de suínos, em casa de vegetação..... | 103 |
| 4.2 TEORES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NAS PLANTAS DE TRIGO UTILIZADAS COMO BIOINDICADORAS NOS EXPERIMENTOS A CAMPO E EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 107 |
| 4.2.1 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel nos Grãos de Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Lodo de Esgoto Urbano (<i>N-Viro Soil</i>)..... | 107 |
| 4.2.2 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel nos Grãos de Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Dejetos de Suínos..... | 110 |
| 4.2.3 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel na Parte Aérea do Trigo no Experimento Conduzido em Casa de Vegetação com Dejetos de Suínos..... | 112 |
| 4.2.4 Discussão Sobre os Teores dos Metais Pesados nas Plantas de Trigo de Todos os Experimentos, a Campo e em Casa de Vegetação..... | 114 |
| 4.3 PRODUTIVIDADE DE TRIGO NOS EXPERIMENTOS CONDUZIDOS A CAMPO..... | 115 |
| 4.3.1 Produtividade de Grãos de Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Lodo de Esgoto Urbano (<i>N-Viro Soil</i>) e com Dejetos de Suínos..... | 115 |

| | |
|--|------------|
| 5 CONCLUSÕES..... | 118 |
| 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 119 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 121 |
| LISTA DE APÊNDICES..... | 135 |
| APÊNDICES..... | 142 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|-------------|--|----|
| TABELA 1 - | PRODUÇÃO DE CARNE SUÍNA EM 2005..... | 12 |
| TABELA 2 - | ROTAS DE EXPOSIÇÃO MODELADAS PARA USO DE LODO DE ESGOTO..... | 23 |
| TABELA 3 - | METAIS PRESENTES EM LODOS..... | 26 |
| TABELA 4 - | CONCENTRAÇÕES TOTAIS DOS ELEMENTOS CONSIDERADAS EXCESSIVAS DO PONTO DE VISTA DE FITOTOXIDEZ..... | 29 |
| TABELA 5 - | LIMITE DE PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO PARA A RECICLAGEM AGRÍCOLA.... | 38 |
| TABELA 6 - | VALOR LIMITE PARA SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS EM LODOS DE ESGOTO..... | 40 |
| TABELA 7 - | CLASSES DE LODO EM RELAÇÃO À PRESENÇA DE AGENTES PATOGÊNICOS..... | 41 |
| TABELA 8 - | TEORES TOTAIS DE ZINCO (EM BASE ÚMIDA E SECA) NOS BIOSSÓLIDOS ANTES E DEPOIS DE TRATAMENTO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 43 |
| TABELA 9 - | DOSES DE N-VIRO APLICADAS EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO DO PR..... | 45 |
| TABELA 10 - | TEORES DE ZINCO NO SOLO EXTRAÍDOS POR EDTA PARA TRÊS DOSES DE N-VIRO EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO DO PR..... | 45 |
| TABELA 11 - | TEORES DE ZINCO NO SOLO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA TRÊS DOSES DE N-VIRO EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO DO PR..... | 45 |
| TABELA 12 - | TEORES EM mg kg^{-1} DE METAIS PESADOS EXTRAÍDOS DOS SOLOS COM DTPA, M-1 E M-3... | 49 |
| TABELA 13 - | TEORES DE ZINCO EXTRAÍDOS COM MEHLICH – 1 EM DIVERSOS SOLOS..... | 53 |

| | | |
|-------------|---|----|
| TABELA 14 - | CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL ANTES DA INSTALAÇÃO DOS EXPERIMENTOS..... | 63 |
| TABELA 15 - | MÉDIAS DAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS, FÍSICAS E BIOLÓGICAS DOS LODOS DE ESGOTO TRATADOS PELO PROCESSO N-VIRO..... | 68 |
| TABELA 16 - | TRATAMENTOS ADOTADOS NO EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO (N-VIRO SOIL)..... | 69 |
| TABELA 17 - | DOSES DE ADUBOS, CALCÁRIO, GESSO E LODO DE ESGOTO (N-VIRO SOIL) APLICADOS NOS TRATAMENTOS EM BASE ÚMIDA..... | 69 |
| TABELA 18 - | UMIDADE, TEOR DE SÓLIDOS E DE NUTRIENTES EM BASE ÚMIDA DOS DEJETOS DE SUÍNOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO..... | 70 |
| TABELA 19 - | TRATAMENTOS ADOTADOS NO EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS..... | 71 |
| TABELA 20 - | DOSAGENS APLICADAS DOS DEJETOS E DO ADUBO MINERAL NOS TRATAMENTOS E ALGUMAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS..... | 72 |
| TABELA 21 - | DOSES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL APLICADAS VIA N-VIRO SOIL AO EXPERIMENTO DE CAMPO EM BASE SECA..... | 79 |
| TABELA 22 - | MÉDIA DOS TEORES TOTAIS DOS ELEMENTOS ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NOS BIOSSÓLIDOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS CONDUZIDOS A CAMPO E EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 80 |
| TABELA 23 - | DOSES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL APLICADAS VIA DEJETOS DE SUÍNOS AO EXPERIMENTO DE CAMPO EM BASE SECA..... | 80 |

| | | |
|-------------|--|----|
| TABELA 24 - | CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO NAS COLUNAS DE PERCOLAÇÃO..... | 84 |
| TABELA 25 - | TEXTURA MÉDIA DO SOLO UTILIZADO NAS COLUNAS DE PERCOLAÇÃO..... | 84 |
| TABELA 26 - | CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS DE SUÍNOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO DE CASA DE VEGETAÇÃO – UMIDADE, TEOR DE SÓLIDOS E NUTRIENTES EM BASE ÚMIDA..... | 86 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------|--|----|
| FIGURA 1 - | ÁREA EXPERIMENTAL:TALHÃO 15 DA FAZENDA MUTUCA (MAIO/2004)..... | 65 |
| FIGURA 2 - | CROQUIS DOS EXPERIMENTOS DE CAMPO COM LODO DE ESGOTO E DEJETOS DE SUÍNOS..... | 66 |
| FIGURA 3 - | DETALHE DA COLHEITA MECÂNICA DAS PARCELAS DOS EXPERIMENTOS (COM LODO DE ESGOTO E COM DEJETOS DE SUÍNOS..... | 73 |
| FIGURA 4 - | PERFIL DO LATOSSOLO VERMELHO ESCURO ÁLICO UTILIZADO NO EXPERIMENTO DE CASA DE VEGETAÇÃO, FAZENDA MUTUCA, ARAPOTI - PR.... | 83 |
| FIGURA 5 - | VISTA GERAL DO EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO UTILIZANDO COLUNAS DE PERCOLAÇÃO, UFPR, CURITIBA, PR..... | 85 |
| FIGURA 6 - | DETALHE DO CORTE LONGITUDINAL DA COLUNA E DAS PROFUNDIDADES AMOSTRAIS..... | 88 |
| FIGURA 7 - | TEORES TOTAIS DE Zn, Cu, Cr E Ni (DIGESTÃO NITRO-PERCLÓRICA, MÉDIA DE TRÊS ALÍQUOTAS POR PROFUNDIDADE) NO SOLO DO EXPERIMENTO DE CAMPO EXPRESSOS EM BASE SECA..... | 91 |
| FIGURA 8 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 95 |
| FIGURA 9 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 95 |
| FIGURA 10 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 96 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| FIGURA 11 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 96 |
| FIGURA 12 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS. | 101 |
| FIGURA 13 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS. | 101 |
| FIGURA 14 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS. | 102 |
| FIGURA 15 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS..... | 102 |
| FIGURA 16 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 104 |
| FIGURA 17 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 104 |
| FIGURA 18 - | TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 105 |
| FIGURA 19 - | TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 105 |
| FIGURA 20 - | TEORES TOTAIS DE Zn NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 109 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| FIGURA 21 - | TEORES TOTAIS DE Cu NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO..... | 109 |
| FIGURA 22 - | TEORES TOTAIS DE Zn NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS. | 111 |
| FIGURA 23 - | TEORES TOTAIS DE Cu NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS. | 111 |
| FIGURA 24 - | TEORES TOTAIS DE Zn NAS PLANTAS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO REALIZADO EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 113 |
| FIGURA 25 - | TEORES TOTAIS DE Cu NAS PLANTAS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO REALIZADO EM CASA DE VEGETAÇÃO..... | 113 |
| FIGURA 26 - | PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE TRIGO NOS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO QUE TESTOU LODO DE ESGOTO URBANO..... | 116 |
| FIGURA 27 - | PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE TRIGO NOS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO QUE TESTOU DEJETOS DE SUÍNOS..... | 116 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|--------------------------------|---|
| ABIPECS | - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína |
| ABITRIGO | - Associação Brasileira da Indústria do Trigo |
| ABNT | - Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ANOVA | - Análise de Variância |
| CELA | - Comissão Estadual de Laboratórios de Análises de Solo do Paraná |
| CKD | - Pó de Fornos de Cimento |
| COAMO | - Agroindustrial Cooperativa |
| CONAB | - Companhia Nacional de Abastecimento |
| CONAMA | - Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| CS | - Cama Sobreposta |
| CTC | - Capacidade de Troca de Cátions |
| DBO | - Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DF | - Depósito de Fundo |
| DERAL | - Departamento de Economia Rural |
| DQO | - Demanda Química de Oxigênio |
| DTPA | - Ácido Dietilenotriamino Pentacético |
| EDTA | - Ácido Etilenodiamino Tetracético |
| EMATER | - Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural |
| EMBRAPA | - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária |
| ETA | - Estação de Tratamento de Água |
| ETE | - Estação de Tratamento de Esgoto |
| ha | - Hectare |
| HCl | - Ácido Clorídrico |
| HF | - Ácido Fluorídrico |
| H ₂ SO ₄ | - Ácido Sulfúrico |

| | |
|----------------|--|
| IAP | - Instituto Ambiental do Paraná |
| IBAMA | - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis |
| IBGE | - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| ISO | - International Standardization Organization |
| KCl | - Cloreto de Potássio |
| LKD | - Pó de Fornos de Cal |
| LV | - Latossolo Vermelho |
| M – 1 | - Mehlich – 1 |
| M – 3 | - Mehlich – 3 |
| MAP | - Fosfato Monoamônio |
| MMA | - Ministério do Meio Ambiente |
| MO | - Matéria Orgânica |
| NBR | - Norma Brasileira |
| NPM | - Número Mais Provável |
| NS | - NureSoil |
| OD | - Oxigênio Dissolvido |
| P | - Fósforo |
| PD | - Plantio Direto |
| pH | - Potencial Hidrogeniônico |
| PRNT | - Poder Relativo de Neutralização Total |
| RALF | - Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado |
| R ² | - Coeficiente de Correlação |
| RQ | - Neossolo Quartzarênico |
| SANEPAR | - Companhia de Saneamento do Paraná |
| SCC | - Sistema de Cultivo Convencional |
| SEAB | - Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Paraná |
| SEMA | - Secretaria Especial do Meio Ambiente |
| SISNAMA | - Sistema Nacional do Meio Ambiente |
| SN | - Líquido Sobrenadante |

| | |
|-------|---|
| SPAC | - Sistema de Produção de Animais Confinados |
| SS | - Adubo Superfosfato Simples |
| ST | - Sólidos Totais |
| t | - Toneladas |
| TFSA | - Terra Fina Seca ao Ar |
| TFSE | - Terra Fina Seca a Estufa |
| UE | - União Européia |
| UFF | - Unidade Formadora de Foco |
| UFP | - Unidade Formadora de Placa |
| UPL | - Unidade Produtora de Leitões |
| USEPA | - United States Environmental Protection Agency |
| V% | - Saturação de Bases |
| WEF | - Water Environmental Federation |

RESUMO

A reciclagem de biossólidos na agricultura brasileira tornou-se fato consumado. Biossólidos de origem urbana (lodos de esgoto) e rural (dejetos de suínos) têm sido reciclados como fontes de nutrientes e matéria orgânica, prática que constitui importante alternativa para destinação destes resíduos de forma adequada e final. Porém, a possível presença de contaminantes como metais pesados e patógenos pode restringir tal prática. O objetivo do presente estudo foi avaliar a biodisponibilidade para a cultura do trigo de Zn, Cu, Cr e Ni advindos de lodo de esgoto e de dejetos de suínos aplicados a solo cultivado sob plantio direto, e os teores daqueles elementos parcialmente extraíveis do solo pelos extratores de Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125 M + HCl 0,05 M) e DTPA. Para tanto, foram conduzidos 2 experimentos a campo e 1 em casa de vegetação. Avaliou-se aqueles elementos para teores extraíveis do solo e teores totais nas plantas. Os experimentos foram estabelecidos em Latossolo Vermelho Escuro háplico em propriedade agrícola no município de Arapoti – PR, Segundo Planalto Paranaense, sob delineamento experimental blocos ao acaso. No experimento de campo com lodo de esgoto os tratamentos (3 repetições) consistiram de doses crescentes de lodo tratado pelo “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro), de testemunha (sem aplicação de fertilizantes e lodo de esgoto) e de tratamentos com calcário e gesso agrícola. Neste experimento as doses de biossólidos foram estabelecidas com base no PRNT e recomendação de corretivos para elevação da saturação da CTC por cátions básicos a 90%. No experimento a campo com dejetos de suínos adotou-se como tratamentos (4 repetições) aplicação destes resíduos sob diferentes formas (líquido sobrenadante e lodo de fundo de lagoa, cama sobreposta e lodo tratado pelo Processo N-Viro), testemunha sem aplicação de dejetos e sem adubo mineral, e aplicação de adubo mineral sem dejetos. Neste caso o critério para estabelecimento dos tratamentos foi aplicar as mesmas doses de P a partir de seu teor total nos dejetos. No experimento em casa de vegetação o trigo foi cultivado em colunas de solo montadas em tubos plásticos, as quais receberam os mesmos tratamentos (3 repetições) do experimento a campo, menos aquele com adubo mineral. Em todos os experimentos os tratamentos foram aplicados na superfície do solo. Os teores totais de Zn, Cu, Cr e Ni foram determinados para todos os biossólidos (lodo de esgoto e dejetos de suínos) por meio de extração nitro-perclórica. Todos os teores estiveram abaixo do estabelecido pela Resolução Conama 375 de 2006 que regulamenta a reciclagem agrícola de lodos de esgoto no Brasil. Os resultados foram submetidos à ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Ao fim do período experimental não se observou, a campo, diferenças significativas entre os tratamentos para os teores parcialmente extraíveis (Mehlich 1 e DTPA) de Zn e Cu do solo. Em casa de vegetação foram observadas diferenças significativas para os teores parcialmente extraíveis de Zn e Cu para ambos extratores. Os teores de Zn e Cu dos grãos do trigo cultivado a campo e das plantas inteiras de trigo cultivadas em casa de vegetação não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Para o Cr e Ni tanto os teores parcialmente extraíveis do solo, quanto da digestão total das plantas estiveram abaixo do nível de detecção do método de determinação em todas as situações estudadas. Quanto à produtividade de grãos a campo, não se observou diferenças significativas entre os tratamentos. Já para a matéria seca em casa de vegetação, o tratamento Depósito de Fundo teve as maiores produções. Concluiu-se que a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni foi baixa nas condições estudadas, fato este atribuído às baixas doses e à aplicação superficial em razão do sistema de cultivo adotado, plantio direto, e ao pouco tempo decorrido entre a aplicação e a colheita. Tais resultados são um indicativo de que a presença de baixas concentrações dos metais pesados Zn, Cu, Cr e Ni em biossólidos não se traduzem em fator de limitação à reciclagem agrícola de lodos de esgoto ou de dejetos de suínos manipulados sob as formas aqui apresentadas.

ABSTRACT

The recycling of biosolids in Brazilian agriculture became a consummate fact. Municipal biosolids (sewage sludge) and farming (porcine waste) has been recycled like a supply of nutrients and organic matter, is this an attractive alternative to final destination of these residues. However, the presence of contaminants like heavy metals and pathogens, can restrict this practice. The objective of this study was to evaluate the bioavailability of wheat yield to the Zn, Cu, Cr and Ni, originate of the sewage sludge and porcine waste applied to the soil no-tillage system, and the levels of this elements in soil with the partial extractors Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125 M + HCl 0,05 M) and DTPA. Two experiments were conducted in field and one in a greenhouse. Evaluated extractive levels of the elements in soil, and total levels in plants. The experiments were established in Latossolo (Lea₆) in a farm at the Second Plateau in Paraná, in the city of Arapoti - PR, underlying the blocks at random. In the field experiment with sewage sludge the treatments (3 replicates) consisted of increasing doses of sludge treated by the Process of the Alkaline Stabilization with Accelerate Drying, (N-Viro Process), control treatment, lime and gypsum. In this experiment biosolids doses were established based on PRNT, to elevate V% to 90. In the field experiment with porcine waste, the treatments (4 replicates) consisted of different forms this residues, control treatment and mineral fertilizer. In this case, the treatment was established based on the same doses of the P applied by porcine biosolids. In greenhouse conditions wheat was planted in PVC tubes with soil, each one received the same treatment of the field (3 replicates) but the treatment with mineral fertilizer. All the experiments received the treatments on the soil surface. The total levels of the Zn, Cu, Cr and Ni were evaluated for all the biosolids with nitro-perchloric extraction. All levels were lower than those prevised by the legislation Conama 375/2006, that controls the agricultural application of sewage sludge in Brazil. In the end of the study, it was not observed, at field, significant differences between the treatments for the extractive levels (Mehlich 1 e DTPA) for Zn and Cu in soil. In greenhouse it was observed significant differences for the extractive levels of Zn and Cu for both extractors. The levels of Zn and Cu in the wheat grains at field, and plants tissue at greenhouse, did not present significant differences between the treatments. For the Cr and Ni, as the soil partial extracted levels as the plant extraction total, stayed lower of the method detection levels. It was not observed significant differences between the treatments in the increased wheat yield. The treatments in greenhouse presented significant differences for dry matter. The conclusions of this study are the bioavailability for Zn, Cu, Cr and Ni was low in the study conditions, fact that can be attributed to lowers doses and superficial soil application and short time between the application and wheat crop. The results also indicate that lower heavy metals concentrations, Zn, Cu, Cr and Ni, in biosolids, are not a limited factor to the sewage sludge and porcine waste agricultural recycling.

1 INTRODUÇÃO

O acelerado processo de concentração humana em centros urbanos do Brasil tem feito com que investimentos em saneamento básico assumam papel primordial no aprimoramento da qualidade de vida das populações. Tais investimentos, em parte traduzidos pela coleta e tratamento de esgotos, se de um lado contribuem para em muito amenizar a poluição hídrica, de outro geram um novo e grave problema: o de se dar adequada destinação aos lodos gerados pelas estações de tratamento de esgotos (ETEs), que atualmente, em razão de seu acúmulo, têm se constituído em passivos ambientais.

De outro lado, no meio rural, enormes quantidades de dejetos animais têm formado passivos ambientais em razão de sua inadequada disposição no ambiente, o que tem se constituído numa ameaça à estabilidade econômica deste setor, principalmente da suinocultura, que só no Paraná conta atualmente com rebanho da ordem de 4 milhões de animais.

O potencial de re-utilização da matéria orgânica e dos nutrientes contidos tanto nos lodos de esgoto quanto nos dejetos de suínos em sistemas de produção vegetal, faz com que muitos autores atualmente refiram-se a estes resíduos como bio sólidos. Assim sendo, ao serem transformados em produtos potencialmente benéficos ao ambiente, vislumbra-se para estes uma possibilidade de destinação final ambientalmente correta, e social e economicamente adequada, quando de sua utilização como condicionadores de solos, ou seja, como substâncias que promovem a melhoria de características físicas, químicas e, ou biológicas de solos.

Para que os bio sólidos possam ser utilizados na reciclagem agrícola, algumas questões de segurança devem ser observadas, tais como, a presença de agentes patogênicos e de substâncias inorgânicas como os metais pesados, o que atualmente é, no Brasil, exigência legal para os lodos de esgoto (Resolução Conama 375 de 29 de agosto de 2006). Por outro lado, tal exigência não está regulamentada para dejetos animais.

Desta forma, entende-se pela necessidade de se obter mais informações sobre o comportamento de potenciais contaminantes contidos em biossólidos com aptidão para reciclagem na agricultura, particularmente sobre os metais pesados. Deve-se, no entanto, fazer menção ao fato de que estes elementos inorgânicos são naturalmente encontrados em solos, ainda que seu teor e biodisponibilidade nestes ambientes possam estar aquém dos limites de detecção analítica usuais.

No estado do Paraná, a reciclagem agrícola tem-se mostrando cada vez mais como uma alternativa ambiental e socialmente adequada para a disposição final de certos resíduos, como lodos de esgoto e dejetos animais. Tais biossólidos, principalmente devido à suas características agronômicas desejáveis, como por exemplo o seu teor de matéria orgânica e de nutrientes, ao serem reciclados em solos agricultáveis poderão contribuir para melhorar e, ou recuperar sua fertilidade.

No entanto, atualmente há percepção pública de que os metais pesados constituem-se na maior limitação da reciclagem agrícola de lodos de esgoto. Parte desta percepção pode ser atribuída a uma interpretação preconceituosa, pois, em muitas vezes, o teor destes potenciais contaminantes em lodos de esgotos chega a ser inferior ao daqueles encontrado em dejetos animais. Portanto, atualmente, uma das razões que leva o público em geral a perceber negativamente a reciclagem agrícola de biossólidos é a carência de informações técnicas sobre a questão no Brasil, principalmente sobre a diferença entre os teores totais e parciais (biodisponíveis) de metais pesados em solos cultivados sob as condições brasileiras.

Por outro lado, são justificáveis os questionamentos com relação ao comportamento e destino de algumas substâncias presentes nos biossólidos, em especial de metais pesados como o zinco (Zn), o cobre (Cu), o cromo (Cr) e o níquel (Ni). Dentre estes, argüi-se se estes metais estariam sendo absorvidos pelas plantas cultivadas, mesmo quando sua concentração apresenta-se dentro de limites especificados em normas. Acredita-se que informações como estas virão a complementar e enriquecer as discussões acerca do assunto.

Justifica-se também o presente trabalho pela necessidade de se gerar informações que contribuam para um melhor esclarecimento sobre a questão da

biodisponibilidade de metais derivados de biossólidos reciclados em solos agrícolas do Paraná, em especial naqueles cultivados sob plantio direto.

Dessa forma, a busca por tecnologias de reciclagem de biossólidos em que os riscos de danos ou prejuízos sócio-ambientais sejam minimizados, tem gerado exigências por parte de órgãos ambientais concernentes ao monitoramento dos metais pesados nas áreas utilizadas para reciclagem, sem que, no entanto, estas façam uso de metodologias mais adequadas do que a simples análise do teor total de metais contido nos solos manejados sob aquelas condições. Para tanto, o presente trabalho propõe que extratores químicos parciais sejam mais estudados, para serem utilizados como instrumento para melhor se estimar a biodisponibilidade de metais.

Espera-se que os resultados obtidos neste trabalho possam contribuir para a promoção, de forma crescente e segura, da reciclagem de biossólidos na agricultura. Espera-se também que com isso, os recursos recicláveis, que são os lodos de esgoto urbano e os dejetos de suínos, deixem de ser agentes de poluição de corpos d'água e passem a ser importantes aliados no melhoramento da fertilidade e produtividade de solos agrícolas e na recuperação de áreas que sofreram degradação.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral do presente trabalho foi o de avaliar a biodisponibilidade de zinco (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) derivados de lodo de esgoto urbano e de dejetos de suínos, quando de sua aplicação superficial a solo cultivado sob o sistema de plantio direto.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos do presente trabalho são:

Avaliar a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni derivados de lodo de esgoto

urbano tratado pelo Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada (Processo N-Viro) aplicado superficialmente a solo onde se cultivou trigo (*Triticum aestivum* L.) sob plantio direto;

Avaliar a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni derivados de dejetos de suínos sob diferentes formas que foram aplicados superficialmente ao solo para a cultura do trigo cultivada sob plantio direto;

Avaliar a possibilidade de se utilizar extratores químicos para se estimar a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni no solo;

Gerar informações que permitam nortear a reciclagem agrícola destes resíduos no que concerne aos metais pesados supra citados.

1.2 HIPÓTESE

Doses crescentes de lodo de esgoto tratado pelo “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro) quando aplicadas superficialmente a um LATOSSOLO VERMELHO, textura média, cultivado sob plantio direto com histórico de alta produtividade, adicionarão doses crescentes de metais pesados (Zn, Cu, Cr e Ni) que não se traduzirão em aumentos da sua biodisponibilidade, em razão do manejo conferido ao solo.

Por outro lado, dejetos de suínos sob diferentes formas, cujo critério de estabelecimento de dosagem foi o teor e dose total de P, quando aplicados superficialmente a solo manejado sob a mesma condição anteriormente mencionada, podem proporcionar variações na biodisponibilidade de metais pesados (Zn, Cu, Cr e Ni) seja em função da dose aplicada, seja em função da forma sob a qual os dejetos encontrarem-se.

Com relação a dejetos de suínos, o seu teor de metais pesados variará com o tipo de tratamento que poderá levar à sua concentração ou diluição na matéria seca, e com o tipo de material misturado. Ou seja, devido à sedimentação em lagoas, o líquido sobrenadante (*in natura*) tende a sofrer diluição, e o lodo de fundo (*in natura*) tende a sofrer concentração de metais. Já o esterco quando diluído em material vegetal, como

é o caso da cama sobreposta (semi-compostado), e o esterco diluído em material mineral, como é o caso do esterco tratado (pausteurizado) pelo Processo N-Viro (NureSoil), tende a ter o seu teor de metais diluído ou aumentado dependendo da concentração destes nos ingredientes da mistura. Assim sendo, mesmo aplicando-se maiores dosagens de dejetos diluídos (cama sobreposta e NureSoil) poder-se-á estar aplicando menores doses de metais e vice-versa.

Plantas de trigo utilizadas como bioindicadoras da disponibilidade de metais (Zn, Cu, Cr e Ni) derivados de dejetos de suínos apresentarão maior concentração destes metais sob tratamentos em que se aplicou dejetos in natura.

A extração de metais pesados (Zn, Cu, Cr e Ni) do solo pelo extrator de Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125 M + HCl 0,05 M) e pelo DTPA será menor para os tratamentos que receberem dejetos de suínos tratados alcalinamente pelo Processo N-Viro.

A extração de metais pesados (Zn, Cu, Cr e Ni) pelo extrator de Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125 M + HCl 0,05 M) e pelo DTPA do solo onde se aplicou doses crescentes de lodo de esgoto tratado alcalinamente pelo Processo N-Viro não gerará diferenças significativas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A RECICLAGEM DE BÍOSSÓLIDOS NO AMBIENTE

A ampla gama de manifestações sociais verificadas recentemente, nos permite perceber uma ascendente preocupação com a salubridade alimentar, que tende a estar cada vez mais ligada à conservação dos recursos naturais. E as decorrentes pressões já requerem novos métodos de produção agropecuária que venham a reduzir os impactos ambientais adversos e assegurar altos níveis de pureza e a não toxicidade dos alimentos. É este, em última instância, o desafio social embutido na expressão “agricultura sustentável” (VEIGA, 2003).

Paralelamente à questão agropecuária, SIRKIS (2003) identifica que a urbanização é um fato irreversível em praticamente todo o planeta. No início do século 20 apenas 10% da humanidade residia em áreas urbanas, hoje, metade, mais de 2,9 bilhões, vive em cidades. Existem 19 megacidades, das quais 15 estão localizadas em países ditos em desenvolvimento com população, acima de 10 milhões de habitantes. O autor acredita que essa evolução, por si só, já faz a ecologia urbana um tema fundamental, mas adverte ainda que um dos maiores problemas das cidades é a poluição de redes pluviais, rios, canais, lagoas, baías e oceanos pelos efluentes líquidos não tratados.

Como argumenta SIRVINSKAS (2003), a consciência ecológica está intimamente ligada à preservação do meio ambiente. A importância da preservação dos recursos naturais passou a ser preocupação mundial e nenhum país pode eximir-se de sua responsabilidade.

A questão da destinação adequada de resíduos no ambiente, relacionada a possíveis impactos ambientais e riscos à saúde pública ainda vem sendo negligenciada em muitos locais do Brasil. Como reflete PRADEZ (2006), nem sempre a opção mais barata para a disposição final de um resíduo, do ponto de vista financeiro, será a menos custosa do ponto de vista sócio-ambiental. Pode nos surpreender uma análise consciente desse custo, ao se potencializá-lo na despesa presente somada eventuais

custos futuros. Ainda segundo a reflexão de PRADEZ (2006), a primeira e mais nobre das opções, sem dúvida, seria reduzir o consumo do produto, nesse caso a água, reduzindo dessa forma a geração dos resíduos. Mas, como nem sempre isso é possível ou até mesmo viável, a reutilização e a reciclagem dos biossólidos produzidos se apresentam como opções a serem exploradas.

A palavra “biossólidos” foi criada pelo Dr. Bruce Logan da Universidade do Arizona, nos Estados Unidos, e reconhecida formalmente em 1991, pelo comitê executivo da WEF/U.S., Water Environment Federation dos Estados Unidos e logo, adotada pela U.S. EPA, United States Environmental Protection Agency. Hoje, este termo é usado em todo o mundo para designar lodos estabilizados que possam ser reciclados, recebendo assim, um destino final mais útil, como por exemplo a aplicação no solo (WEF, 1997 citado por MACHADO, 2001).

SEGANFREDO (2006), observa que o uso de dejetos animais como fertilizante do solo é uma prática milenar e existem inúmeras pesquisas demonstrando tal potencial, da mesma forma que para outros tipos de resíduos orgânicos. De acordo com SCHMIDT FILHO (2006), a reciclagem agrícola de dejetos de suínos destaca-se como uma alternativa tecnológica importante, a qual permite que elementos minerais e a matéria orgânica contidos nos dejetos excretados pelos animais, retornem ao solo aonde servirão aos vegetais como nutrientes, trazendo benefícios às propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos, ao mesmo tempo em que o problema é minimizado. De maneira semelhante, o biossólido advindo do lodo de esgoto obtido do tratamento das águas servidas, contém considerável percentual de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas, podendo desempenhar importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo.

PRADEZ (2006) enfatiza ainda que uma gestão ambiental eficaz não pode se contentar com o simples cumprimento legal, mas sim, deve buscar formas de conciliar custo com responsabilidade sócio-ambiental na destinação final dos resíduos e ainda, buscar oportunidades de se obter algum benefício, financeiro ou não para a empresa.

2.1.1 A Geração dos Biossólidos

2.1.1.1 Tratamento de esgoto sanitário e geração de lodo

De acordo com MACHADO (2001), o lançamento de esgoto bruto nos rios provoca degradação ambiental, devido ao comprometimento da qualidade da água e disseminação de doenças. Dessa forma, é necessário que o esgoto sanitário seja tratado antes de ser lançado no corpo receptor. A remoção de poluentes deve adequar a qualidade do efluente aos requisitos da legislação específica, que prevê padrões de qualidade para o efluente e para o corpo receptor.

QUEIROZ (2006), explicando por que os efluentes devem ser tratados, afirma que o lançamento dos esgotos domésticos sem o devido tratamento em corpos hídricos receptores pode causar doenças de veiculação hídrica, transmitidas através do contato primário ou pela ingestão destas águas. Segundo ele, as principais doenças são: cólera, febre tifóide, disenterias, hepatite, tuberculose, helmintoses, esquistossomose e leptospirose, além de doenças da pele, no aparelho digestivo e fígado.

O esgoto doméstico bruto é composto de 99,9% de água e 0,1% de sólidos totais, sendo que dos sólidos totais 50% são sólidos suspensos e 50% dissolvidos. Os principais componentes orgânicos da porção sólida são proteínas e uréia-compostos de nitrogênio; amidos, açúcares e celulose-carboidratos; sabões, óleo de cozinha e graxa-gorduras. Nos componentes inorgânicos incluem-se os sais metálicos e cloretos (MACHADO, 2001). Ainda segundo a autora, o tratamento do esgoto se realiza através de fenômenos físicos, químicos e biológicos.

Conforme esclarecem BORGES e COUTINHO (2004), com a finalidade de minimizar a poluição dos rios, tem-se feito o tratamento dos efluentes domésticos e industriais, cujo produto final é denominado biossólidos. Segundo HAANDEL e CAVALCANTI (2001), a finalidade do tratamento do esgoto doméstico é a remoção do material orgânico, que é feita por meio de processos biológicos. Nestes sistemas biológicos de tratamentos de esgotos, normalmente as bactérias são as responsáveis pela degradação ou estabilização da matéria orgânica, sendo em sua maioria

heterotróficas, o que significa que usam o material orgânico tanto como fonte material quanto como fonte de energia.

O tratamento de esgoto é usualmente classificado através dos seguintes níveis:

- preliminar: objetiva a remoção dos sólidos grosseiros, materiais de maiores dimensões e areia, por grades e caixas de areia, desta forma o líquido passa a conter somente sólidos finos suspensos ou dissolvidos;
- primário: visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, em algumas estações o esgoto passa então por um decantador primário onde parte da matéria fina decanta naturalmente;
- secundário: predominam mecanismos biológicos, ou seja, processos naturais de biodegradação, no qual o objetivo principal é a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, através de microrganismos. A biodegradação se dá por via aeróbia ou anaeróbia;
- terciário: objetiva a remoção de poluentes específicos, compostos tóxicos ou não biodegradáveis, ou ainda a remoção de poluentes não removidos suficientemente no tratamento secundário (VON SPERLING, 1995).

Segundo MALINA (1993), o lodo resultante das operações e processos de tratamento se apresenta, na maioria das vezes, na forma líquida ou semi-sólida, contendo de 0,25 a 12% de sólidos, dependendo da operação e do processo utilizado.

Embora o tratamento do esgoto seja uma das alternativas importantes para amenizar a poluição hídrica nos grandes centros, passa a existir então um novo e grave problema, com potencial de contaminação ambiental altíssimo, gerado a partir do tratamento do esgoto doméstico, o lodo de esgoto urbano. Segundo SANEPAR (2004), lodo é uma massa que sobra do tratamento e concentra as impurezas retiradas do esgoto. É formado basicamente por microorganismos, matéria orgânica e minerais e sua produção só tende a crescer, à medida que se investe mais em saneamento básico.

OLIVEIRA et al. (2005), sublinham que o lodo de esgoto é um resíduo de composição predominantemente orgânica, obtido ao final do processo de tratamento de águas servidas à população. Sua destinação racional se faz necessária diante dos problemas ambientais que podem ser causados pelo seu acúmulo. Nesse aspecto, surge

como promissora a sua utilização em solos agrícolas uma vez que, esse material encerra em sua composição consideráveis teores de matéria orgânica e nutrientes.

Segundo ALEM SOBRINHO (2001), o tratamento do esgoto sanitário implica na remoção de matéria orgânica e inorgânica, em suspensão dissolvida no esgoto. Assim, o lodo primário nada mais é do que o esgoto sanitário com os seus materiais orgânicos e inorgânicos em suspensão muito mais concentrados, sendo portanto, ainda mais agressivo do que o próprio esgoto e necessita ser tratado para estabilizar a matéria orgânica e diminuir seu volume, de modo a permitir uma disposição adequada do lodo.

ALEM SOBRINHO (2001) diz ainda que os tratamentos primário e físico-químico do esgoto sanitário bruto, removem respectivamente cerca de 30-35% e 60-65% de DBO. Uma remoção mais efetiva de matéria orgânica pode ser conseguida até mais economicamente através de tratamento biológico, onde microrganismos utilizam essa matéria orgânica em um reator biológico, para obtenção de energia para as suas atividades e como fonte de matéria prima para sua reprodução. O autor ainda comenta que, atualmente, um problema ambiental bastante sério, observado em regiões metropolitanas e em cidades de porte médio que implantaram sistemas de tratamento de esgoto sanitário, é relativo ao destino dos lodos produzidos em suas ETEs. Para uma adequada solução desse problema é necessário, inicialmente, se conhecer a produção de lodo, considerando o aspecto quantitativo de sólidos produzidos em uma ETE. O teor de sólidos do lodo é outro parâmetro importante para a disposição final destes e depende fundamentalmente do tipo de estabilização utilizado (biológica anaeróbia ou aeróbia, ou química) e do tipo de equipamento de desaguamento utilizado.

ANDREOLI et al. (1997), afirmam que os diferentes sistemas de tratamento de esgoto e seus respectivos estágios geram lodos com características e quantidades variáveis. Os processos aeróbios produzem de 15 a 20 mil litros de lodo por milhão de litros de esgoto tratado, com 0,5 a 2% de sólidos contendo 50 a 60% de matéria orgânica. Os processos anaeróbios, em geral, produzem quantidades menores de lodo. Uma estimativa teórica do potencial de produção de lodo de esgoto no Brasil,

considerando apenas o tratamento integral do esgoto coletado da população urbana (que beneficia aproximadamente 35% da população), produziria diariamente cerca de 25 a 35 mil toneladas de lodo primário (com 3 a 7% de sólidos) ou 750 a 2450 toneladas (em base seca). A produção de lodo secundário estaria entre 150 a 200 mil t (com 0,5 a 2% de sólidos) ou 750 a 4000 t (em base seca) considerando-se uma produção per capita diária média de esgoto em torno de 250 litros. A amplitude anual de produção de lodo em base seca situa-se entre 244 mil a 1,46 milhões de toneladas. A maior parte dos esgotos de Curitiba é tratada por uma estação de aeração prolongada (ETE – Belém) que gera aproximadamente 80 toneladas/dia de lodo a 80 – 85% de umidade, após ser desidratado por uma desaguadora contínua de prensas cintadas com adição de polímeros. Ainda, existem cerca de 200 pequenas unidades espalhadas por todo o estado do Paraná, as quais produzem lodo anaeróbio em RALFs, por bateladas, de 3 a 4 vezes por ano, com uma umidade de 40 a 60%.

A estabilização do lodo, segundo MIKI et al. (2001), tem como objetivos reduzir a quantidade de patógenos, eliminar os maus odores e inibir, reduzir ou eliminar o potencial de putrefação.

2.1.1.2 Geração dos dejetos de suínos e sua problemática ambiental

TALAMINI (2005), avaliando as perspectivas da suinocultura, observou que a carne suína é a mais produzida e consumida no mundo, apresentando um crescimento de 8% na produção entre os anos 1994 e 2004. No Brasil, entre 2000 e 2004 o incremento da produção foi de 5,6% atingindo a produção de 2,7 milhões de toneladas. A região sul do Brasil originou e sedia os maiores grupos empresariais e cooperativos brasileiros da suinocultura e responde por 72,5% (Santa Catarina com 32,8%; Rio Grande do Sul com 21,6%; e Paraná com 18%) dos abates sob inspeção federal. As condições gerais da cadeia produtiva de suínos no Brasil e a sua comparação com a de outros países sinalizam para um grande potencial de crescimento.

MIELE et al. (2005), afirmam que a carne suína é a fonte de proteína animal mais consumida no mundo, representando 39% do consumo mundial de carnes, com

mais de 91 milhões de toneladas. A produção mundial de carne suína segundo estes autores pode ser observada na tabela 01.

TABELA 01 - PRODUÇÃO DE CARNE SUÍNA EM 2005

| Países | Volume mil t | Participação (%) | Crescimento médio anual (%) | |
|-----------------|-----------------|------------------|-----------------------------|---------|
| | | | 2000-05 | 2004-05 |
| China | 48.900 | 53 | 4 | 4 |
| UE 25 | 20.720 | 22 | 0 | -1 |
| EUA | 9.402 | 10 | 2 | 1 |
| Brasil | 2.708 | 3 | 1 | 3 |
| Canadá | 1.960 | 2 | 4 | 1 |
| Federação Russa | 1.785 | 2 | 4 | 3 |
| Outros | 6.998 | 8 | 1 | -2 |
| Total | 92.537 | 100 | 2 | 2 |

FONTE: USDA e ABIPECS apud MIELE et al. (2005)

TALAMINI (2005) afirma que no Brasil a cadeia produtiva de suínos é tão moderna quanto a dos países desenvolvidos e normalmente é coordenada pelas agroindústrias processadoras da carne. Em geral, a produção dos animais é realizada em pequenas propriedades, com mão de obra familiar, sob a forma de integração ou de outro modo contratual, sendo que a empresa integradora produz a ração, fornece assistência técnica aos criadores, abate os animais e industrializa a carne.

Para KUNZ (2005), dentro da rede do agronegócio, os sistemas de produção de animais confinados (SPACs) têm papel importante e estratégico para o país. A realidade brasileira envolvendo os aspectos ambientais dos SPACs tem sido objeto de maior discussão nos estados do Sul do Brasil, fruto de uma maior concentração da atividade. Um incremento da atividade em novas regiões produtoras é preocupante pelo fato desta expansão se dar sobre biomas sensíveis e já altamente impactados. Dentre os SPACs a suinocultura é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor por produzir grandes quantidades de resíduos com altas cargas de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, metais pesados (cobre e zinco utilizados nas rações como promotores de crescimento), hormônios e antibióticos.

MIRANDA (2005) reflete que a suinocultura, que até pouco tempo atrás era considerada como exemplo de uma atividade bem sucedida, em virtude de sua grande

capacidade de gerar renda para os agricultores, especialmente para os pequenos, passou, mais recentemente, a ser considerada como a principal atividade degradadora do meio ambiente rural do estado de Santa Catarina.

De acordo com PALHARES (2005), a suinocultura utiliza grandes quantidades de água para o consumo dos animais e limpeza das instalações e é classificada como atividade potencialmente impactante da qualidade deste recurso natural. A Resolução CONAMA 357/05 que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências, traz uma exigência que diz respeito à qualidade dos esgotos que podem ser lançados nos corpos d'água, sendo dito, de forma clara, que os mesmos somente poderão ser lançados depois de serem tratados. Mesmo no caso de produtores que utilizam todos os dejetos de suínos como adubo, isso só poderá ser feito, se não causar poluição e contaminação das águas. Observa-se que muitos produtores não têm conhecimento das técnicas ideais de uso desses resíduos como adubo e com isso podem estar transgredindo a legislação.

O termo dejetos de suínos é utilizado para designar um conjunto de elementos que conferem a este algumas características peculiares. O dejetos é formado, basicamente, por fezes, urina, restos de ração e água, podendo ter outros elementos em menor quantidade como cerdas e restos de parição (KUNZ e PALHARES, 2004).

No entender de MIRANDA (2005), a suinocultura produz diariamente uma grande quantidade de dejetos que, quando não adequadamente reciclados ou tratados, tornam-se fontes potenciais de poluição das águas superficiais por compostos nitrogenados (amônia e nitrato), fósforo, bactérias e/ou vírus e outros nutrientes. Além disso, aplicações excessivas de dejetos no solo podem ser prejudiciais por provocarem a acumulação de nutrientes no solo. Por isso, o documento *Agricultura Sustentável: estratégias de elaboração e implementação da Agenda 21 Brasileira* coloca a poluição das águas e do solo pelos dejetos de suínos entre os principais problemas ambientais existentes no bioma da Mata Atlântica. Nesse documento a problemática está descrita da seguinte forma: “talvez o caso mais gritante de contaminação das águas no Brasil seja o verificado no Sul, por conta da suinocultura. Os problemas ambientais

provocados pelo despejo nos rios de dejetos suínos não são uma decorrência direta do aumento do rebanho e sim de sua concentração e métodos de criação atuais. Entre 1985 e 1998, técnicos de Santa Catarina realizaram 18.000 exames bacteriológicos da água de consumo de famílias rurais, abrangendo todo o Estado e os resultados foram impressionantes: de cada dez amostras examinadas, oito, em média, apresentaram contaminação bacteriológica” (MIRANDA, 2005).

Para VEIGA (2003) os problemas causados pelo despejo de dejetos de suínos, provenientes da suinocultura intensiva nos rios, não decorrem diretamente do aumento do rebanho, mas sim de sua concentração e dos métodos de criação.

Conforme avalia KUNZ (2005a), a criação intensiva de suínos tem causado grandes problemas ambientais em algumas regiões do Brasil. Isto se deve a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes nos dejetos de suínos que, quando não são corretamente manejados e tratados, podem causar grande impacto sobre a biota do solo e água. A produção e disposição destes dejetos em áreas onde não se tem uma demanda por nutrientes suficiente, têm causado a lixiviação e percolação de dejetos, apresentando em determinadas regiões altos índices de contaminação dos recursos hídricos. Atualmente, o manejo mais comum aplicado aos efluentes produzidos pela suinocultura consiste no armazenamento dos dejetos em esterqueiras, eventualmente seguido de lagoas de estabilização, e posterior distribuição no solo. Apesar das lagoas apresentarem uma remoção razoável de material orgânico carbonáceo, o nitrogênio permanece no efluente em concentrações bastante elevadas, necessitando de um pós-tratamento para atender aos padrões de emissão de efluentes líquidos previstos na legislação ambiental brasileira.

As características e tendências dos sistemas produtivos modernos apontam para um modelo de confinamento em unidades restritas, com o aumento de escala de produção. Isto cria, em muitos casos, grandes problemas ambientais nas regiões produtoras, devido a alta geração de resíduos que na maioria dos casos têm como destino a simples disposição no solo. Esta prática faz com que, em muitas situações, se tenha um excesso de elementos no solo (nutrientes, metais, patógenos, entre outros), tornando difícil a absorção à mesma taxa em que estes elementos são aplicados. Este

fato acarreta a lixiviação e/ou percolação destes resíduos para os corpos d'água superficiais e subterrâneos, causando a poluição destes ambientes (KUNZ, 2005a).

SEGANFREDO (2005), observa que entre a metade da década de 80 e até o final dos anos 90, o uso como fertilizante orgânico do solo geralmente era tratado como se fosse a solução definitiva para os riscos de poluição causada pelos dejetos de suínos. Embora ainda exista certa demora em alguns setores da cadeia produtiva em sair dessa concepção, cresce o grau de conscientização, especialmente entre os agrônomos, sobre a necessidade de se avaliar a questão dentro de uma perspectiva mais abrangente, do que simplesmente visualizar os dejetos suínos como fonte de nutrientes para as plantas, uma vez que essa forma de reciclagem envolve importantes riscos ambientais. O autor alerta ainda que, ao contrário dos fertilizantes químicos, que poderão ser formulados especificamente para cada tipo de cultura e de solo, os dejetos animais possuem, simultaneamente, vários minerais que se encontram em proporções desequilibradas em relação à capacidade de absorção das plantas. Em razão disso, o uso prolongado e, ou, excessivo poderá resultar em desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, sendo que vários desses impactos já foram comprovados tanto no Sul quanto em outras regiões do Brasil. Os dejetos de suínos não podem ser considerados unicamente como um fertilizante do solo, mas, também, como um resíduo de alto risco ambiental. Mostra-se a clara necessidade tanto do uso das tecnologias já existentes para a diminuição dos impactos negativos do uso de dejetos como fertilizante orgânico, quanto de buscar outras alternativas de reciclagem que não dependam de áreas agrícolas (SEGANFREDO, 2005).

Segundo KUNZ (2005) existem vários processos que podem ser utilizados para o tratamento de dejetos de suínos, sendo os processos biológicos os mais empregados. Isto é perfeitamente explicável pelas características altamente biodegradáveis da matriz em questão. Devido a recente ratificação do protocolo de Kioto, a biodigestão anaeróbia pelo uso de biodigestores tem se difundido rapidamente dentro da suinocultura, pela possibilidade dos produtores obterem algum retorno financeiro com a venda de créditos de carbono. No que diz respeito a fração líquida, o processo de biodigestão anaeróbia apresenta grandes limitações, principalmente quando se trata do

abatimento de nutrientes, cabendo aí um cuidado especial com os efluentes que saem do sistema, sendo necessário um tratamento complementar. A compostagem, embora o dejetos de suíno tenha uma baixa concentração de sólidos, o que em muitas vezes dificulta o processo, também tem sido utilizada. Os cuidados com o manejo que deve ser diferenciado, quando comparado à compostagem tradicional, muitas vezes é limitante para a eficiência do processo. O composto produzido permite a exportação de nutrientes para outras regiões podendo ser utilizado como fertilizante orgânico, levando-se em conta os preceitos do balanço de nutrientes. As lagoas de tratamento são úteis para estabilização dos dejetos e quando corretamente dimensionadas e manejadas fornecem um efluente final de boa qualidade. No entanto, são suscetíveis as condições climáticas e ao fato de ocuparem áreas que poderiam ser agricultáveis.

SEGANFREDO e GIROTTO (2004) avaliando a viabilidade econômica do tratamento dos dejetos de suínos, concluíram que tal atividade mostra-se economicamente viável, constituindo-se numa alternativa para a continuidade da suinocultura em áreas onde o uso como fertilizante represente risco de danos ambientais ou à quantidade e, ou, qualidade da produção.

A poluição ambiental por dejetos é um problema que vem se agravando nos últimos 10 anos na suinocultura. Levantamentos têm demonstrado um alto nível de contaminação dos rios e lençóis de água subterrânea que abastecem tanto o meio rural como o urbano. A capacidade poluente dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas. A causa principal da poluição é o despejo direto do esterco de suínos, sem o devido tratamento nos cursos de água, o que acarreta poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos, fósforo (P) entre outros elementos (PERDOMO et al., 1999).

Conclui enfim MIRANDA (2005), que mesmo com resultados importantes alcançados em termos de uma maior consciência ambiental, constata-se que as mesmas têm sido insuficientes para atacar o problema em suas devidas proporções, evidenciando que é necessário adicionar-se a essas ações localizadas uma abordagem

mais ampla e integrada do controle da problemática ambiental provocada pela produção intensiva de animais.

2.2 BIOSSÓLIDOS NA AGRICULTURA

A aplicação agrícola de lodo de esgoto e ou bioossólidos tem se tornado prática comum ao longo dos anos, para tanto, muitos pesquisadores têm se dedicado e investido na busca de esclarecer os benefícios, os problemas e os mecanismos adequados para esta prática de destinação final de resíduos.

2.2.1 Uso de Lodo de Esgoto e Dejetos de Suínos na Agricultura

O lodo de esgoto, subproduto gerado através do tratamento de esgoto urbano, apresenta disposição final problemática e freqüentemente negligenciada, o que compromete parcialmente os efeitos benéficos da coleta e tratamento de esgotos. Pode se dizer que para os dejetos de suínos a situação é parecida no que diz respeito ao impacto ambiental causado, porém difere na forma de coleta e armazenamento. A reciclagem agrícola de lodos de esgoto e de dejetos de suínos deve atender uma série de requisitos para que sua aplicação e eficiência sejam viáveis. Dentre eles: Avaliação da Qualidade do Lodo - Parâmetros Agronômicos; Metais Pesados; Estabilização; Sanidade. Recomendação Agronômica - Responsabilidade Técnica; Aptidão do Solo; Restrições Ambientais; Culturas mais Aptas; Dose de Aplicação; Precauções no Transporte; Depósito Temporário na Propriedade. Monitoramento Ambiental – Responsabilidade; Monitoramento da Qualidade do Bioossólido; Monitoramento da Área de Aplicação (IAP, 2002).

NASCIMENTO et al. (2004) acreditam que o lodo de esgoto ou bioossólido, resultante do tratamento das águas servidas apresenta boa potencialidade para utilização agrícola, pois este resíduo contém considerável percentual de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais, desempenhando um importante papel na

produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo.

Para OLIVEIRA et al. (1995) o lodo de esgoto é um resíduo de composição predominantemente orgânica, nesse aspecto, surge como promissora a sua utilização em solos agrícolas uma vez que esse material encerra em sua composição consideráveis teores de matéria orgânica e nutrientes. Os autores, avaliando a aplicação de lodo de esgoto em sorgo granífero, verificaram que o aumento das doses de lodo de esgoto aplicadas ao solo, exerceu efeitos significativos no sentido de aumentar a produção de matéria seca das plantas.

O lodo de esgoto tem sido utilizado largamente como condicionador e fertilizante para recuperação de áreas de mineração. Rico em matéria orgânica e nutrientes, essenciais ao desenvolvimento dos vegetais, desperta interesse pelo seu potencial para utilização em atividades agronômicas, atuando como condicionador das propriedades físicas do solo, bem como fornecedor de nutrientes. A matéria orgânica está interrelacionada com diversas características do solo definindo seu potencial produtivo e susceptibilidade à erosão. Sua mineralização é um dos principais processos bioquímicos conduzidos pela microbiota do solo e caracteriza-se por controlar o fluxo de nutrientes minerais no sistema solo-planta e a produção de biomassa e húmus (BEZERRA, et al. 2004).

LUCCHESI & LOGAN (1997b) mencionam que solos tratados com doses crescentes de biossólidos apresentaram incremento na produtividade de aveia e azevém, proporcionalmente às doses aplicadas. LUCCHESI (1997) afirma ainda que a utilização de lodos de esgoto na agricultura de forma sustentável ambiental e economicamente é factível, desde que estes sejam tratados adequadamente.

CARVALHO & BARRAL (1981) afirmam que a aplicação de biossólidos atribui as seguintes características: físicas: melhora a retenção de água, reduz a densidade do solo, a variação da temperatura, aumenta a estabilidade de agregados, redução no escoamento superficial, desaceleração do processo erosivo. Estes efeitos podem ser observados em maior escala principalmente em solos degradados. Químicas: melhoria na fertilidade, aumento dos teores de matéria orgânica, lodos alcalinizados são capazes de elevar o pH, a CTC do solo é normalmente melhorada

com a adição de lodos de esgoto tratados, devido principalmente à adição de matéria orgânica e biológicas: estas mudanças químicas e físicas relatadas anteriormente, normalmente geram um aumento de massa viva do solo, por proporcionar condições para um melhor desenvolvimento da vida, tanto das plantas cultivadas, quanto da fauna e flora do solo.

SALLES (1998) identifica ainda a reciclagem do lodo de esgotos na agricultura na forma de adubação orgânica como uma das melhores e mais eficazes alternativas da utilização deste material, desde que realizada com base em critérios previamente estabelecidos pela pesquisa, normas e leis referentes ao uso e possíveis conseqüências de danos gerados pelo não cumprimento destas normas.

Rico em matéria orgânica e nutrientes, essenciais ao desenvolvimento dos vegetais, o lodo de esgoto desperta interesse pelo seu potencial para utilização em atividades agronômicas, atuando como condicionador das propriedades físicas do solo, bem como fornecedor de nutrientes (BEZERRA et al., 2004).

Segundo SECCO et al. (2003), a minimização do impacto gerado pela disposição inadequada de biossólidos, tanto de origem urbana (lodos de esgoto) quanto de origem da atividade suinícola (dejetos de suínos), pode ser alcançada por meio da reciclagem agrícola, desde que esta esteja calcada em processos que permitam de forma segura, economicamente viável e ambientalmente aceitável o tratamento de tais biossólidos. Segundo os pesquisadores a quantidade de nutrientes minerais vegetais contidos em tais resíduos e seus teores de matéria orgânica justificam sua utilização agronômica.

No sul do Brasil, como ocorre em praticamente todas as demais regiões, a forma predominante de reciclagem dos dejetos suínos é o uso como fertilizante do solo, com a justificativa de benefícios ao solo, meio ambiente e viabilidade econômica (SEGANFREDO e GIROTTO, 2004).

SEGANFREDO (2006) afirma que vem ocorrendo o crescimento do interesse no uso de dejetos de suínos, bovinos e de aves, como adubos orgânicos substitutos dos fertilizantes químicos. Entretanto, embora o uso de dejetos animais como fertilizante do solo seja uma prática milenar, as condições atuais não são as mesmas da época dos

pequenos rebanhos de quintal e da agricultura de subsistência ou de baixa escala de produção. Os atuais sistemas de criação, especialmente no caso de suínos, aves e bovinos leiteiros, geram grandes quantidades de dejetos, cuja proporção de nutrientes mostra-se desequilibrada em relação à capacidade de absorção das plantas. Assim, o uso continuado e, ou, excessivo dos dejetos, poderá causar danos ambientais, destacando-se a poluição do solo, das águas e do ar, além de perdas de produtividade e qualidade da produção. Para a efetiva solução da poluição ambiental causada pelos dejetos de animais, o primeiro passo é mudar a concepção de que o uso como fertilizante não representa riscos ambientais, pois isso retarda a busca de outras alternativas que atendam aos interesses da coletividade e não de apenas alguns de seus segmentos. Parte indispensável da solução é a revisão dos sistemas de produção animal, para que sejam reduzidos os resíduos potencialmente nocivos ao homem, animais e, ou, ao meio ambiente e assim a reciclagem dos dejetos seja de menor risco.

Como acredita SCHMIDT FILHO (2006), a alternativa de maior receptividade pelos agricultores tem sido a utilização dos dejetos, produzidos em sistemas intensivos de criação de suínos, como fertilizantes do solo. Segundo o pesquisador, a utilização dos dejetos de suínos numa propriedade agrícola permite o desenvolvimento de sistemas integrados de produção, que podem corresponder a um somatório de alternativas produtivas que diversificam as fontes de renda, promovendo maior estabilidade econômica e social aos agricultores.

PERDOMO et al. (1999) entende que a redução do volume, o tratamento do excesso e a utilização adequada dos dejetos suínos como fertilizante orgânico é um dos caminhos mais rápidos, eficiente e econômico para a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, aumento da produção agrícola e controle da poluição ambiental.

2.2.1.1 Metais pesados

A expressão metal pesado se aplica a elementos que têm peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou que possuem um número atômico maior que 20. A expressão engloba

metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio (Se). Trata-se portanto, de um conjunto muito heterogêneo de elementos. Às vezes são usados como sinônimos outros termos como “elementos traço” ou “metais traço”, termos os quais não são adequados, pois, o termo “traço” é reservado para designar concentrações ou teores de qualquer elemento que não podem, por muito baixas, serem quantificadas pelo método empregado na sua determinação (MALAVOLTA, 1994).

De acordo com MARSOLA et al. (2005), são denominados metais pesados todos aqueles metais que poluem o meio ambiente e podem provocar diferentes níveis de danos à biota. Os principais metais pesados são: Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb e Zn aos quais poderão, futuramente ser incluídos outros metais, conforme a contaminação ambiental antropogênica. Os metais pesados são encontrados naturalmente no solo em concentrações que variam de μg a mg kg^{-1} , as quais são inferiores às consideradas tóxicas para organismos vivos.

SECCO (2003) também afirma que os metais pesados estão presentes naturalmente no ambiente e nos solos, estes elementos são constituintes de rochas e sedimentos, muitos são essenciais para o desenvolvimento dos vegetais e animais, sendo chamados, nesta condição, de micronutrientes. Porém, os metais pesados podem se tornar tóxicos ao meio quando em quantidades superiores àquelas consideradas normais nos solos. Os metais pesados também podem ser adicionados ao ambiente por meio de ações antrópicas, como por exemplo, quando presentes em efluentes e emissões industriais, defensivos agrícolas, fertilizantes e também através de bio-sólidos.

Para ANDREOLI et al. (2001) do ponto de vista ambiental, o metal pesado pode ser entendido como aquele metal que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se e Zn. A maioria dos organismos vivos só precisa de alguns poucos metais, e em doses muito pequenas, caracterizando o conceito de micronutrientes como é o caso do zinco, magnésio, cobalto e do ferro. Estes metais tornam-se tóxicos e perigosos para a saúde humana quando ultrapassam

determinadas concentrações limite. Já o chumbo, o mercúrio, o cádmio são metais que não desempenham funções nutricionais, ou seja, a presença destes metais em organismos vivos já é prejudicial em qualquer concentração. ANDREOLI et al. (2001) concluem também que o risco representado pelos metais está associado à sua concentração, que, quando é elevada, geralmente é provocada por atividade antropogênica. Ainda segundo ANDREOLI et al. (2001), no homem, o metal pesado pode produzir vários efeitos, resultantes da ação sobre moléculas, células, tecidos, órgãos ou mesmo sistemas inteiros. Além disso, a presença de um metal pesado pode limitar a absorção de outros nutrientes essenciais à atividade do organismo. Os metais pesados, não podendo ser metabolizados, permanecem no organismo e exercem seus efeitos tóxicos, combinando-se com um ou mais grupos reativos, os quais são indispensáveis para as funções fisiológicas normais. Dependendo do metal envolvido e da intensidade de intoxicação, o efeito pode ser desde uma manifestação local na pele, membrana pulmonar ou trato intestinal, até efeitos mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos, ou mesmo a morte. Efeitos sinérgicos podem ser ainda muito superiores à simples soma dos efeitos individuais.

Os metais estão presentes naturalmente nos solos, em concentrações variáveis de acordo com a sua gênese. No entanto, estas concentrações podem sofrer incremento devido a processos antrópicos, principalmente por fontes difusas. A maioria das informações disponíveis na literatura brasileira refere-se à fertilidade do solo e poucos se referem à questão ambiental (CETESB, 2001).

Como afirma LICHT (2001) as fontes mais importantes de metais em lodos de esgoto urbanos incluem descargas industriais, gabinetes odontológicos, indústria de jóias, catalizadores a base de platina para redução das emissões de automóveis, e, em menor grau, a corrosão das tubulações da rede de abastecimento de água, águas de infiltração dos sistemas de esgoto, águas de escoamento superficial e os baixíssimos teores das próprias águas para abastecimento doméstico.

De acordo com MATTIAZZO e ANDRADE (2000), trabalhos sobre comportamento de metais pesados em solos, sua fitodisponibilidade com conseqüente passagem para a cadeia alimentar têm sido objeto de estudos bastante intensivos na

literatura mundial. Entretanto, no Brasil, esses estudos têm se limitado a fornecer dados sobre Cu e Zn, tendo em vista as limitações dos métodos analíticos utilizados para detectar concentrações traços de Cd, Hg e Pb.

CHANG et al. (1992) apresenta um modelo com 12 possíveis cenários de exposição ou rotas, através das quais os poluentes, entre estes os metais pesados, poderiam entrar na cadeia alimentar. Este modelo de rota de poluentes foi utilizado para orientar a regulamentação americana do uso agrícola de lodos de esgoto, sendo a rota mais restritiva utilizada para definir a taxa ou limite oficial do poluente. Para o Zn, Cu, Cr e Ni a taxa limitante é dada pela fitotoxicidade, representada pela rota 7 apresentada na tabela 02.

TABELA 02 – ROTAS DE EXPOSIÇÃO MODELADAS PARA USO DE LODO DE ESGOTO

| | Rota de Exposição | Descrição |
|-----|---|---|
| 1 | Lodo→Solo→Planta→Humano | Consumidores de regiões muito afetadas por aplicação de lodo nos solos |
| 1 F | Lodo→Solo→Planta→Humano | Terra agrícola convertida em jardim residencial |
| 2 | Lodo→Solo→Humano | Terra agrícola convertida em jardim residencial com ingestão de solo por crianças |
| 3 | Lodo→Solo→Planta→Animal →Humano | Família de agricultores que produz a maior parte da sua alimentação e consome produtos de animais criados em solos com adição de lodo |
| 4 | Lodo→Solo→Animal→Humano | Família de agricultores que consome animais os quais ingeriram solo enquanto pastavam |
| 5 | Lodo→Solo→Planta→Animal | Animais alimentados com produtos agrícolas |
| 6 | Lodo→Solo→Animal | Animais os quais igerem solo pastando |
| 7 | Lodo→Solo→Planta | Culturas agrícolas em solos nos quais foi adicionado lodo |
| 8 | Lodo→Solo→Biota do Solo | Biota do solo vivendo em solos com adição de lodo |
| 9 | Lodo→Solo→Biota do Solo→Predador | Animais os quais se alimentam da biota do solo |
| 10 | Lodo→Solo→Partículas Suspensas no Ar (Poeira) →Humano | Operador de trator exposto à poeira |
| 11 | Lodo→Solo→Água de Superfície | Qualidade da água para consumo |
| 12A | Lodo→Solo→Ar→Humano | Família de agricultores ao respirar qualquer poluente volátil do lodo |
| 12W | Lodo→Solo→Lençol Freático→Humano | Família de agricultores os quais bebem água de poços |

FONTE: U.S.EPA (1989) citado por CHANG et al. (1992)

Segundo BERTON (2000) as espécies vegetais variam grandemente quanto a sua sensibilidade aos metais. A tolerância ou sensibilidade também pode variar dentro da espécie vegetal. A fitodisponibilidade de um metal pode variar com a presença no solo de constituintes orgânicos e inorgânicos como óxidos de Fe e Al, silicatos, fosfatos e carbonatos, além da presença de outros metais.

LICHT (1998) comenta que a forma sob a qual os elementos-traço ocorrem nas amostras de solo, sedimentos de drenagem, rocha e outros materiais naturais determina o seu comportamento químico, tanto nas respostas às ações do ambiente natural, quanto às dos procedimentos de laboratório.

RAMALHO et al. (1998) avaliando a acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, RJ, obtiveram resultados os quais mostram que, nessas áreas, os metais pesados estão na sua maior parte “imobilizados” no solo, causando baixa disponibilidade para as plantas e pequenos riscos de contaminação do lençol freático devido ao processo de lixiviação no perfil de solo. Resultados semelhantes foram obtidos por PEZZAROSSA et al. (1993) citado por RAMALHO et al. (1998), que observaram aumentos significativos dos teores totais de Zn (60,9 para 71,3 mg kg⁻¹) e Cu (57,3 para 73,9 mg kg⁻¹) no solo cultivado com tomate após aplicações de fertilizantes fosfatados, entretanto, não encontraram concentrações diferentes de metais pesados nas frações biodisponíveis entre as diferentes doses, devido principalmente à imobilização no solo pela formação de hidróxidos insolúveis.

2.2.1.1.1 Metais pesados em lodos de esgoto

Em alguns países, órgãos governamentais regulam os limites máximos de teores de metais pesados nos bio sólidos originados de lodos de esgoto e outros resíduos que possam ser aplicados no solo. Normalmente, esses limites são baseados nos teores totais dos elementos no resíduo, sem levar em consideração as características químicas e físicas do solo. O comportamento dos metais pode ser influenciado por atributos do solo, tais como: teor de argila, matéria orgânica, conteúdo de óxidos e pH. Portanto, os critérios para aplicação de bio sólido deveriam ser baseados também nos atributos do solo e não apenas nos teores totais de metais no bio sólido. O conhecimento de como esses atributos influenciam o comportamento dos metais torna-se, então, fundamental para o estabelecimento da carga máxima de resíduo que um solo pode receber (BORGES e COUTINHO, 2004).

Em estudo da destinação de resíduos no solo MATOS et al. (1995a), elaboraram modelos de regressão associando os fatores de retardamento e coeficientes de difusão de metais às propriedades físicas e químicas do solo. A participação das propriedades físicas nos modelos foi pequena, enquanto que as participações da matéria orgânica, por exemplo, foi mais significativa.

Também em estudos para a destinação de resíduos sólidos MATTIAZZO e GLORIA (1995), observaram que os efeitos prejudiciais da presença de metais, manifestaram-se em solos com baixa capacidade de troca catiônica - CTC ($< 5 \text{ cmol } 100 \text{ cm}^{-3}$) e baixos conteúdos de argila, particularmente quando o pH do solo (em água) estava ao redor de 4,0. Ainda MATTIAZZO e GLORIA (1995) concluem que então a CTC e o pH do solo são os fatores limitantes para a aplicação de metais em solos de clima temperado, porém a quantidade máxima de metais que pode ser aplicada ao solo, presente em um resíduo orgânico ou inorgânico, depende do conteúdo de argila e de óxidos de ferro e alumínio no solo.

MATTIAZZO et al. (1995), em aplicação de metais em solos de baixa CTC, concluíram que a atividade microbiana é significativamente afetada pelos metais aplicados e em solos argilosos a presença de metais não afetou significativamente a atividade microbiana, quando em valores de pH igual ou acima de 5,0.

Os lodos provenientes das estações de tratamento de esgoto que recebem somente efluentes de origem doméstica contêm uma parcela muito pequena de metais pesados, que são provenientes muitas vezes dos resíduos das canalizações ou de despejos industriais, contudo, quantidades variáveis desses metais pesados e íons inorgânicos como boro, cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, mercúrio, prata e zinco podem estar presentes nos lodos (MACHADO, 2001). A autora fornece dados sobre prováveis quantidades de metais pesados encontrados em lodos, como observado na tabela 03 apresentada a seguir.

TABELA 03 -METAIS PRESENTES EM LODOS

| Metal | Quantidade no lodo (mg/kg) | |
|------------|----------------------------|--------|
| | Faixa | Média |
| Zinco | 101 – 49.000 | 1.700 |
| Chumbo | 13 – 26.000 | 500 |
| Cobre | 84 – 17.000 | 800 |
| Níquel | 2 – 5.300 | 80 |
| Cádmio | 1 – 3.410 | 10 |
| Merúrio | 0,6 - 56 | 6 |
| Arsênio | 1,1 - 230 | 10 |
| Cobalto | 13,3 – 2.490 | 30 |
| Cromo | 10 – 99.000 | 500 |
| Ferro | 1.000 – 154.000 | 17.000 |
| Manganês | 32 – 9.870 | 260 |
| Molibdênio | 0,1 - 214 | 4 |
| Estanho | 2,6 - 329 | 14 |
| Selênio | 1,7 – 17,2 | 5 |

FONTE: U.S.EPA citado por MACHADO (2001)

BERTONCINI e MATTIAZZO (1999) dizem que em solos tratados com lodo de esgoto, em uma dose de 156 t ha^{-1} em base seca, após um período de incubação de 310 dias, adicionando-se água suficiente para o estudo da lixiviação de metais pesados, os níveis de zinco encontrados no lixiviado não passaram de 2% dos teores existentes no lodo e ainda que o aumento dos teores de matéria orgânica proporcionados pela adição do lodo de esgoto, contribuiu para a menor mobilidade do zinco no solo.

MARTINS et al. (2003) avaliando a fitotodisponibilidade de cobre, níquel e zinco, em um latossolo vermelho, tratado com doses crescentes de lodos de esgoto, observaram o aumento linear da fitodisponibilidade dos metais, com as doses de lodo de esgoto aplicadas, para os dois extratores utilizados, Mehlich 3 e DTPA. No mesmo experimento, que foi conduzido em parcelas com calagem e parcelas sem calagem, os autores observaram que nas parcelas conduzidas com calagem, a estabilidade de Zn-DTPA, foi reduzida, enquanto que o Cu-DTPA, não mostrou alteração em sua estabilidade e que nestas parcelas, com calagem, os teores de Cu e Zn extraídos do solo por Mehlich 3 mostram um ligeiro aumento com relação às parcelas sem a adição de calcário.

2.2.1.1.2 Metais pesados nos dejetos de suínos

SEGANFREDO (2005) adverte que independente do tipo de solo e de planta, a primeira providência para a reciclagem de dejetos de suínos é o estabelecimento de um plano de manejo de nutrientes e o uso de práticas conservacionistas para o controle das perdas de solo e água das lavouras, uma vez que os dejetos têm quantidades possíveis de elementos de risco, como cobre e zinco.

Segundo SECCO (2003) os minerais de maior preocupação nos dejetos suínos são nitrato, fósforo (P) e potássio (K), mas os minerais traços, que são com frequência incluídos nos alimentos dos animais em concentrações muito maiores que as exigências, tornam-se parte dos dejetos. A média de eficiência de utilização do N da dieta de suínos é de 29%, do P é de 28% e do K é de 6%. Nesse mesmo contexto, de acordo com COSTA (2003) é sugerido que 45 a 60% do N, 50 a 80% do cálcio (Ca) e P e 70 a 95% do K, sódio (Na), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) consumidos são excretados pelos animais. Desta forma, a administração destes elementos deve ser otimizada, então muitos nutrientes, inclusive o Zn, são administrados aos animais na forma de minerais orgânicos, denominação dada para "íons metálicos ligados quimicamente a uma molécula orgânica, formando estruturas com características únicas de estabilidade e de alta biodisponibilidade mineral". Quando quelatados, proteinados e transformados em complexos de forma correta, os microminerais são absorvidos e aproveitados pelos animais em proporções superiores a dos minerais presentes no alimento ou, até mesmo, daqueles minerais dos sais usados nos premixes, pois elementos como zinco, manganês, cobre, ferro, cromo e selênio desempenham papéis fundamentais nos animais em todas as suas fases, atuando nos sistemas imunológico, enzimático, reprodutivo, no metabolismo de energia, proteína e lipídios, integridade epitelial, entre outros. Para garantir que o animal receba as quantidades necessárias de cada um destes microminerais, eles são incluídos nos premixes minerais, que por sua vez são adicionados às rações.

COSTA (2003) comenta ainda que quando um animal consome esta ração, ocorre uma dissociação do elemento zinco, ou seja, o zinco fica livre no sistema

digestivo, e desta forma o animal não consegue absorvê-lo e aproveitá-lo. Para que o zinco possa ser absorvido, ele necessita estar ligado a um agente "ligante" ou molécula transportadora, que permite a passagem através da parede do intestino. Muitos destes íons de zinco não conseguem se ligar a um agente transportador e acabam sendo excretados nas fezes.

No que diz respeito à sanidade dos animais, em leitões lactantes, os diagnósticos mais constantes são: colibacilose, hipoglicemia, enteroxemia e coccidiose. Em casos de diarreia pós-desmame, também muito comum, os produtores têm adicionado sais de zinco à ração. CARVALHO (2003) comenta que embora a medida tenha contribuído para a solução deste problema, criou-se outro, de ordem ambiental, já que os animais eliminam o zinco nas fezes.

2.2.1.1.3 Metais pesados em plantas

Em todo o mundo, os metais pesados como zinco, cobre, cromo e níquel são introduzidos nos solos agrícolas através de deposição atmosférica, uso de agroquímicos e adubação, principalmente com esterco. De acordo com BRUS e JANSEN (2004), em alguns locais as concentrações de metais pesados têm sido elevadas a níveis tais que podem ameaçar a saúde humana e de animais que se alimentam dessas plantações, como verificado por estes pesquisadores em ensaios conduzidos na Holanda, onde foram encontrados teores de alguns metais pesados em cereais excedendo os valores máximos permitidos para o consumo humano.

É nesse sentido que SCHMIDT (2003) entende a contaminação do solo agrícola e das culturas por metais pesados como um elemento estratégico para um novo e necessário método de administração de toda a agricultura, com objetivo de detectar o incremento e a fitoextração, com posterior acúmulo de metais nas plantas, advindos de adição de insumos ao solo agrícola. SCHMIDT (2003) observa ainda que os metais pesados afetam seriamente a saúde humana quando entram na cadeia alimentar, ressaltando a importância da determinação das suas concentrações de acordo com os limites estabelecidos como de segurança nas plantações agrícolas.

MALAVOLTA (1994) apresenta teores totais de alguns metais, considerados excessivos do ponto de vista de fitotoxidez. As concentrações expressas em mg kg^{-1} estão apresentadas na tabela 04.

TABELA 04 – CONCENTRAÇÕES TOTAIS DOS ELEMENTOS CONSIDERADAS EXCESSIVAS DO PONTO DE VISTA DE FITOTOXIDEZ

| Elementos | Teores (mg kg^{-1}) |
|-----------|--------------------------------|
| Cr | 75 – 100 |
| Cu | 60 – 125 |
| Ni | 100 |
| Zn | 70 – 400 |

FONTE: MALAVOLTA (1994)

BERTON et al. (1989) utilizando dosagens equivalentes a 40 e 80 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto digerido anaerobiamente, centrifugado, seco ao ar (não compostado) e com um teor de 4,11 mg kg^{-1} de Zn, aplicados em solos cultivados com milho como indicador, comenta que houve aumento significativo, proporcional, às doses de lodo aplicado, na produção de matéria seca de milho, devido ao aumento da absorção de nutrientes pela planta (N, P, Ca, Mg e Zn). O autor conclui que mesmo nestas dosagens o elemento Zn não apresentou problemas a ponto de causar redução na produção de matéria seca de milho.

LUCCHESI & LOGAN (1998b), comparando a biodisponibilidade do elemento Zn para aveia e azevém, quando submetidos a doses de zinco derivados de dois processos de estabilização de lodo de esgoto, compostagem e processo N-Viro, diz que a biodisponibilidade deste elemento é maior para os tratamentos com a aplicação de compostagem do que N-Viro (lodo de esgoto urbano tratado), complementa ainda que a biodisponibilidade tende a ser mais influenciada pelas fontes de Zn que pelos solos.

MARSOLA et al. (2005) avaliando níveis tóxicos dos metais cobre e zinco em plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), verificou que adição de até 5,0 mmol kg^{-1} de Cu no solo não ultrapassou o limite normal de Cu na folha do feijoeiro, que está entre 10 e 20 mg kg^{-1} (Segundo JUNQUEIRA NETTO, 1997 citado pelos autores). Os autores atribuem a baixa absorção de Cu pela planta à alta afinidade do metal com a

matéria orgânica do tecido da raiz. O teor de Cu na raiz do feijoeiro cultivado sem esterco, foi de 3 a 10 vezes superior ao da parte aérea. Devido a essa característica de acumular Cu na raiz, talvez este seja o tecido vegetal mais indicado para avaliar o grau de contaminação do solo por este metal. Já com relação ao zinco, os autores encontraram correlação positiva do teor deste metal na parte aérea do feijoeiro com os teores nos solos tratados com diferentes doses deste metal.

LUCCHESI (1997a), conclui que Zn derivado de biossólidos estabilizados por compostagem, tende a ser mais biodisponível do que quando estabilizados pelo processo N-Viro, em mesmas condições, quando avaliados por dois diferentes extratores, M-1 e EDTA.

CAJUSTE et al. (2002), realizaram um estudo objetivando avaliar as mudanças a longo prazo no comportamento e biodisponibilidade do chumbo, cádmio e níquel em solos Mexicanos, submetidos à irrigação com esgoto. Foram coletadas amostras de solos de lugares com diferentes idades de irrigação com esgotos, para análise dos metais pesados. Foi coletado também tecido vegetal de plantas de trigo (*Triticum aestivum* L.) para determinação das concentrações de Pb, Cd e Ni. Os resultados mostraram que as concentrações dos metais aumentaram no solo com o aumento do número de anos de irrigação com esgoto. Os autores verificaram ainda que as concentrações dos metais nas folhas e sementes de trigo sugerem a ausência de uma barreira fisiológica na transferência do metal do tecido vegetativo da planta para os órgãos de reserva, apontando uma grande preocupação sobre o consumo destes grãos por animais ou pela população humana.

Experimentos à campo e em casa de vegetação foram avaliados por WANG et al. (2002), com trigo (*Triticum aestivum* L.) em solos contaminados com metais pesados Cd, Cr, Zn, Pb, Cu e Mn. Os autores obtiveram correlações lineares significativas entre as concentrações de metais nas plantas e as concentrações determinadas nos solos. A distribuição dos metais nos tecidos das plantas sofreu variações dependendo do metal, mas foi encontrada maior acúmulo de Cd e Cu nos grãos do trigo, o que poderia representar um risco de contaminação alimentar quando da implantação de lavouras, em solos contaminados com esses metais (Cd e Cu).

PAL e BHATTACHARYYA (2003), aplicaram lodo de esgoto urbano na semeadura de três diferentes culturas, arroz (*Oryza sativa* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.) e pepino (*Cucumis sativa* L.) para avaliar a influência na diminuição da germinação, desenvolvimento radicular e atraso no crescimento. Foi observada uma correlação positiva entre os parâmetros mencionados e os teores de metais pesados presentes no lodo. Comparando as diferentes sementes, as sementes de trigo foram as mais suscetíveis, seguidas pelo arroz e depois pelo pepino em termos de diminuição na % de germinação, desenvolvimento radicular e crescimento das plântulas.

OLIVEIRA e MATTIAZZO (2001) conduziram um trabalho com objetivo de avaliar os efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto sobre o acúmulo de metais pesados num Latossolo Amarelo Distrófico em plantas de cana-de-açúcar. Foram detectados acúmulos de Cu, Cr, Ni e Zn na camada 0 - 0,2 m do solo. As concentrações de Cd, Cr, Ni e Pb nas amostras de plantas de cana-de-açúcar estiveram abaixo dos limites de determinação do método analítico empregado e, no caldo, a presença de Cd, Cr e Ni, esteve abaixo de $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$. Os resultados obtidos pelas autoras demonstram ainda que os teores de Cu e Zn nas várias partes da cana-de-açúcar não foram superiores aos limites normais de variação encontrados na literatura. A aplicação de lodo de esgoto proporcionou, em dois anos agrícolas, aumentos lineares nos teores totais de Cu, Cr e Zn. Os metais Cu e Zn foram os que apresentaram os maiores teores acumulados no solo, o que se explica pelas suas concentrações no resíduo. Para o Cu, ao final do segundo ano agrícola, foram observados acréscimos médios, em relação à testemunha. Cd e Pb apresentaram-se em concentrações abaixo do limite de determinação do método analítico empregado. No entanto, isto não significa que eles estivessem ausentes e sim que suas concentrações no solo foram respectivamente, menores que 8 e 76 mg kg^{-1} . Situação semelhante foi observada para o Ni em todas as doses aplicadas, ou seja, as concentrações estavam abaixo de 10 mg kg^{-1} . Com relação a possibilidade de incrementos na absorção de Cd, Cr, Ni e Pb pelas plantas de cana-de-açúcar, não foram possíveis maiores considerações tendo em vista que suas concentrações, em todas as amostras analisadas, estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado. Contudo, é

possível assegurar que, caso tenha ocorrido absorção, as concentrações ficariam abaixo de: amostras de folhas e colmo desfibrado - Cd < 0,60 mg kg⁻¹, Cr e Ni < 0,75 mg kg⁻¹, Pb < 5,70 mg kg⁻¹; amostras de caldo – Cd, Cr e Ni < 0,02 mg kg⁻¹, Pb < 0,15 mg kg⁻¹ (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001).

SILVA et al. (1997), verificou concentrações traços de Cd, Cr, Ni e Pb em amostras de colmos + folhas e de colmos de plantas de cana de açúcar cultivadas em áreas tratadas com lodo de esgoto (0, 20 e 40 mg ha⁻¹ com 62% de umidade) porém, foi categórico em afirmar que os tratamentos não conferiram efeito sobre as variáveis em questão. De acordo com o autor, as baixas concentrações encontradas nas amostras poderiam ser devidas a um mecanismo qualquer de retenção desses metais nas raízes das plantas ou até mesmo por um possível antagonismo desses elementos com cátions divalentes, como Ca²⁺, Mn²⁺ e Zn²⁺, presentes em maiores quantidades no solo. MARQUES (1996) citado por OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001), também não detectou a presença de Cd, Cr e Pb em amostras de folhas, colmo e caldo de plantas de cana de açúcar cultivadas com a utilização de até 160 Mg ha⁻¹, com 74% de umidade.

A absorção de Cu e Zn por plantas cultivadas em solos tratados com lodo de esgoto, caracterizando respostas do tipo platô, também foi encontrada em estudos de longo prazo realizados com a cultura do trigo e com a cultura do milho (LOGAN, 1990; OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001).

PIRES e MATTIAZZO (2003) avaliando um experimento em casa de vegetação, com dois solos (Latosolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho Escuro) tratados com quatro diferentes biossólidos, montado para avaliar a disponibilidade de Cu e Zn utilizando arroz (*Oryza sativa* L.) como planta teste, concluem que o biossólido tratado com polieletrólitos (processo que substituiu o tratamento de esgoto antes realizado com cloreto férrico + cal virgem, em Barueri - SP) apresentou maior fitodisponibilidade de Cu e Zn, possivelmente devido ao menor pH que este confere ao solo.

OLIVER et al. (1993), realizou pesquisas na Austrália, acerca das concentrações de cádmio em grãos de trigo e seus derivados, concluiu que a análise de cádmio nos grãos de trigo mostrou-se como um método efetivo para o monitoramento

da concentração de cádmio na farinha e seus derivados.

Em um estudo sobre a variação de alguns metais incluindo selênio, cobalto, manganês, cobre e zinco em grãos de trigo, em três diferentes solos do Mediterrâneo, WHITE et al. (1981) concluíram que embora tendo encontrado a concentração dos elementos abaixo dos limites potencialmente tóxicos para animais, existe a necessidade da realização de estudos aprofundados sobre elementos traço, para monitorar e evitar problemas de toxicidade para rebanhos que consomem os grãos de trigo ou seus derivados.

OLIVEIRA et al. (1995) concluíram em trabalho realizado em condições de casa de vegetação com o objetivo de avaliar os efeitos da aplicação de doses de lodo de esgoto (equivalentes a 0, 5, 10 e 20 t ha⁻¹), complementadas ou não com nitrogênio e/ou potássio, sobre parâmetros de fertilidade do solo, absorção de macronutrientes e produção de matéria seca por plantas de sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L. Moench.) cultivadas em Latossolo Vermelho Escuro, que de maneira geral, foi possível observar que o lodo de esgoto, através de sua decomposição no solo, liberou nutrientes para as plantas, refletindo no aumento da produção de matéria seca pelas plantas.

Em trabalho conduzido para estudar o efeito da aplicação de doses crescentes de lodo sobre as características químicas de dois solos, quantidades de metais pesados absorvidas e crescimento de plantas de milho e de feijoeiro cultivadas em casa de vegetação, NASCIMENTO et al. (2004) adicionaram seis doses de lodo de esgoto (equivalentes a 0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha⁻¹). As aplicações promoveram diminuição do pH e aumento dos teores de matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio em ambos os solos, exceção feita aos teores de sódio e potássio de um deles. As doses de lodo de esgoto aumentaram a produção de matéria seca do milho e do feijoeiro. Os teores dos metais Zn, Cu, Mn, Fe e Pb no lodo, no solo e nas plantas estiveram abaixo dos limites estabelecidos para utilização agrícola, o que permite sua aplicação sem maiores riscos ao ambiente.

SALLES (1998), avaliou o efeito imediato e residual do lodo de esgoto como fertilizante orgânico na cultura da macieira (*Malus domestica*), determinando os teores

de metais pesados nos frutos, bem como teores de macro e micronutrientes foliares. As doses de lodo variaram de 0, 25, 50, 75 e 100% em relação a adubação mineral nitrogenada recomendada. A autora concluiu que os teores foliares de micronutrientes, Zn, Cu, Mn, Fe e B não foram afetados pelos tratamentos à base de lodo de esgoto (76,9; 57,7; 38,5 e 19,2 kg de lodo por planta) e os resíduos de metais pesados detectados nos frutos foram considerados estatisticamente iguais à testemunha.

MARTINS et al. (2003), desenvolvendo um experimento em condições de campo, onde foram avaliados os efeitos da aplicação de lodo de esgoto nas seguintes doses: 0, 20, 40, 60 e 80 Mg ha⁻¹ (material seco) de lodo de esgoto, em aplicação única; e as doses de 40, 60 e 80 Mg ha⁻¹, parceladas em dois, três e quatro anos, respectivamente por quatro anos, com e sem calagem, sobre a acumulação e disponibilidade de metais pesados em um Latossolo Vermelho distrófico típico cultivado com milho, concluíram que as fitodisponibilidades, avaliadas pelos extratores DTPA e Mehlich-3, de Cu, Ni e Zn no solo aumentaram linearmente com as doses de lodo de esgoto, para os dois extratores usados. A adição de lodo de esgoto elevou os teores totais de Cu e Zn, mas não afetou os teores de Ni no solo.

Conforme afirma SECCO (2003), não foram detectadas diferenças significativas nos teores foliares de zinco em milho, cultivado em solo tratado com bio-sólidos provenientes de lodos de esgotos e dejetos de suínos tratados pelo processo N-Viro, cujas médias variaram de 9,85 a 14,04 mg kg⁻¹ e 16,58 a 17,34 mg kg⁻¹, respectivamente.

A reciclagem de nutrientes contidos em lodo de esgoto (bio-sólido) pode ser feita através do seu uso em áreas agrícolas, entretanto, metais pesados, particularmente Cd, Ni e Pb, presentes neste tipo de resíduo, são motivo de preocupação nesse uso em função da possibilidade de aumento de sua concentração em plantas desenvolvidas nessas áreas, podendo afetar seu crescimento e a saúde de animais e do homem, que se alimentam dessas plantas. Foram observados teores de 7,2 mg kg⁻¹ de Ni nos grãos de feijão com aplicações acima de 10 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto. Também em sorgo foi observado que as plantas que receberam 64 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto apresentaram maior teor de Cr, indicando que o lodo de esgoto contribuiu para aumentar o teor deste

metal nos grãos de sorgo. Em plantas de milho as sucessivas aplicações do bio-sólido, em doses correspondentes a 78 Mg ha^{-1} , não proporcionaram aumento de produtividade porém foi observado aumento dos teores de Cu e Zn nas plantas, evidenciando a disponibilidade desses metais adicionados via bio-sólido. A presença de metais pesados em bio-sólidos é motivo de preocupação quando do uso agrícola desse resíduo em função da possibilidade de absorção desses metais pelas plantas cultivadas nesse solo (ANJOS E MATTIAZZO, 2000).

SILVA et al. (1997), estudando os efeitos do lodo de esgoto na distribuição radicular e nos teores de metais pesados em cana-de-açúcar observaram os benefícios da adição de lodo, aumentando a biomassa radicular e sua distribuição no solo, tanto pelo efeito residual, produzindo de 134 a 169 t ha^{-1} , quanto pela reaplicação do resíduo, produzindo de 136 a 176 t ha^{-1} . O lodo aplicado no sulco de plantio e sua reaplicação nas entrelinhas, após o corte da cana-planta aumentaram os teores de Cu, Zn e Cd do solo amostrado, principalmente na camada de 0 a 20 cm , porém não teve qualquer efeito nos teores de Ni, Cr, Pb, Fe e Mn no solo, em duas camadas do solo avaliadas ($0-20$ e $20-50 \text{ cm}$). Na superfície ($0-20 \text{ cm}$), verificou-se o efeito residual do lodo, que foi anteriormente aplicado no sulco de plantio (linha de cana), sobre os teores de Cu, Cd e Zn do solo, todavia, os teores de Cd no solo foram bastante baixos. A aplicação de lodo teve efeito na distribuição do sistema radicular da cana-de-açúcar. A reaplicação do lodo em sulco, na entrelinha, propiciou melhor distribuição das raízes na cana-soca, aumentando a produtividade da cana-soca em relação à testemunha, sendo que a maior produtividade foi obtida com aplicação de 20 t ha^{-1} de lodo.

CHANG et al. (1992), estudando metodologias para avaliação da fitotoxicidade para Cr, Cu, Ni e Zn em solos agrícolas com aplicação de lodo de esgoto, utilizaram padrões de concentrações limites nos tecidos das plantas, os quais causariam redução do crescimento, para estabelecer o limite fitotóxico da concentração dos metais. Primeiro os autores concluíram que, resultados de experimentos realizados com plantas crescendo em pequenos vasos contendo a camada superficial do solo e adição de soluções de metais, não simulam o comportamento dos metais em lavouras com adição de lodos em solos a campo. Assim como as plantas, crescendo em condições

experimentais, tendem a acumular maiores quantidades de metais do que quando crescendo em condições de campo, mesmo recendo a mesma quantidade dos metais via lodo. O limite de toxicidade foi dado então, pela concentração do metal no tecido foliar, o qual quando mantido, resultaria em diminuição da produção da cultura a campo. Assumindo que a redução no crescimento das plantas causada pela fitotoxicidade dos metais, ocorrendo no primeiro estágio de desenvolvimento da cultura, vai resultar em significativa diminuição da produção na maturidade das plantas, foi escolhida a concentração, no tecido foliar, a qual corresponderia a 50% de redução de crescimento, como limite de fitotoxicidade dos metais. Desta forma, a concentração de Zn no tecido foliar estabelecida pelos autores foi de 2200, 475 e 375 mg kg^{-1} para milho, alface e feijão, respectivamente; para Cu foi de 7 mg kg^{-1} para milho, embora o tecido foliar não seja o mais indicado para determinar a fitotoxicidade deste metal, e para Ni e Cr, em folhas de milho, os valores estabelecidos foram 3,0 e 5,9 mg kg^{-1} , respectivamente.

LAVADO et al. (2001) pesquisando a adsorção de metais pesados e micronutrientes por plantas de milho, trigo e soja, concluíram que as raízes das plantas apresentam maior quantidade de Cu e Zn, comparando-as com as folhas e grãos. As plantas de milho mostraram maior concentração de Cu na raiz (48,58 mg kg^{-1}) enquanto as plantas de soja tiveram maior teor de Zn (64,73 mg kg^{-1}).

2.2.1.2 Parâmetros sanitários

Os microorganismos patogênicos, que incluem as bactérias, vírus, protozoários e ovos de helmintos, também estão presentes no esgoto municipal e por consequência no lodo gerado. Embora a grande maioria destes organismos seja inofensiva, alguns grupos de patógenos são considerados perigosos pelo risco que apresentam para a saúde humana e animal. Segundo a autora, esse parâmetro deve ser levado em conta, principalmente quando é cogitada a aplicação do lodo no solo, pois, mesmo quando estabilizado, o lodo ainda possui microrganismos patogênicos, e para a sua aplicação no solo existem limites que devem ser respeitados (MACHADO, 2001).

A quantidade e o tipo de microrganismos patogênicos presentes no esgoto doméstico, tais como bactérias, vírus, protozoários e vermes estão relacionados com o tipo de urbanização, a densidade populacional, os hábitos sanitários, as condições ambientais, a estação do ano e o perfil de saúde da comunidade que gera o esgoto. O uso do lodo de esgoto na agricultura deve, portanto, considerar alternativas de desinfecção, de forma a reduzir a quantidade de agentes patogênicos e correlacionar restrições de uso segundo a qualidade alcançada, a fim de permitir que as condições do meio garantam o uso seguro deste material (SANEPAR, 1999).

Conforme SANEPAR (1999), o risco de infecção de bactérias patogênicas no lodo tratado é pequeno, segundo modelos de risco utilizados pela EPA, mas existem vários fatores que podem determinar o crescimento destas bactérias no lodo compostado e desidratado. Segundo os autores, embora a frequência de enfermidades entéricas bacterianas transmitidas por lodo de esgoto seja baixa, o aumento da utilização do lodo para aplicações agrícolas podem incrementar o risco à saúde humana.

Estudos epidemiológicos têm mostrado que parasitos intestinais (ovos de helmintos e cistos de protozoários) presentes no lodo, representam riscos para a saúde humana e animal. Segundo os autores, a presença de parasitos, em lodos de esgoto, tem sido pesquisada em diferentes países do mundo, principalmente dos Estados Unidos e em países da Europa. O número de ovos de helmintos e de cistos de protozoários por grama de matéria seca é determinante para o estabelecimento de critérios para utilização agrícola desses lodos. O número médio de ovos viáveis de helmintos encontrados em lodo aeróbio digerido da ETE – Belém, Curitiba – PR é de 1,85 ovo por grama de Matéria Seca (SANEPAR, 1999).

Segundo IAP (2002), para fins de análise padrão sanitário do lodo, devem ser avaliados os seguintes indicadores: ovos viáveis de helmintos e coliformes fecais. A tabela 05 apresenta os valores limites almejados. Uma vez controlados estes patógenos, os demais automaticamente estarão presentes no lodo em níveis admissíveis e que não proporcionam riscos aos usuários do produto, consumidores e ao meio ambiente.

TABELA 05 - LIMITE DE PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO PARA A RECICLAGEM AGRÍCOLA

| Parâmetros | Limites |
|---------------------------------------|----------------------------|
| Contagem de Ovos Viáveis de Helmintos | 0,25 ovos/g M.S. |
| Coliformes Fecais | 10 ³ NMP/g M.S. |

FONTE: IAP (2002)

Os dejetos de suínos apresentam também um potencial de risco sanitário para o uso agrícola, recomenda-se a compostagem no caso de dejetos sólidos e a fermentação no caso de dejetos líquidos, pois esses processos promovem a mineralização de vários compostos, diminuem os riscos de problemas sanitários e evitam a proliferação de insetos (SEGANFREDO, 2006).

PREISLER et al. (2003), entende que o lançamento indiscriminado de dejetos de suínos não tratados ou “tratados insuficientemente”, ao solo e a corpos d’água superficiais e sub-superficiais predispõe a população a verminoses, hepatite, alergias, câncer de estômago e de esôfago, além de contribuir para a proliferação de moscas e outros insetos.

2.3 LEGISLAÇÃO PARA APLICAÇÃO DE BIODSÓLIDOS – LODO DE ESGOTO E DEJETOS DE SUÍNOS – PARA O ESTADO DO PARANÁ

Toda a legislação ambiental brasileira sofreu um considerável avanço nos últimos anos, consequência do desenvolvimento de uma preocupação com o meio ambiente, principalmente com relação ao uso irracional e poluição dos recursos naturais. Existem atualmente manifestações tanto da legislação federal, quanto da estadual no sentido de protegê-lo e recuperá-lo, existindo hoje, no cenário nacional um abundante aparato normativo que demonstra a tutela jurídica do meio ambiente no país (SECCO, 2002).

O Instituto Ambiental do Paraná, IAP, apresentou em 2002, uma proposta para o licenciamento ambiental da gestão agrícola do lodo, neste documento foram apresentadas várias diretrizes para o controle e segurança na disposição final destes resíduos. Com embasamento em leis e decretos federais, Decreto nº 24.643/34 -

Código de Águas; Lei nº 4.771/65 - Código Florestal Brasileiro; Lei nº 6.938/81 e Decreto nº 99.274/90 - Política Nacional do Meio Ambiente; Lei nº 7.803/89 - altera o Código Florestal Brasileiro e estaduais, leis e decretos estaduais, Lei nº 6.513/73 e Decreto nº 5.316/74 - Proteção dos Recursos Hídricos contra Agentes Poluidores; Lei Complementar nº 4/75 e Decreto nº 3.641/77 - dispõe sobre o Código Sanitário do Estado; Lei nº 7.109/79 e Decreto nº 857/79 - Sistema de Proteção do Meio Ambiente; Decreto nº 6.120/85 - dispõe sobre a preservação do solo agrícola no Estado do Paraná; Lei nº 10.066/92 - Criação da Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA e do Instituto Ambiental do Paraná – IAP; Lei nº 10.233/92 - Taxa Ambiental; LEI PR nº 12493 - 22/1/99 - Disposição de Resíduos Sólidos, portarias, resoluções e normas da SEMA e IAP, Resolução SEMA nº 008/94 - Procedimentos administrativos referentes ao Licenciamento Ambiental; Portaria IAP nº 145/94 - Competência aos Escritórios Regionais sobre o Licenciamento Florestal; Resolução SEMA nº 006/94 - Licenciamento Ambiental; Portaria IAP nº 098/95 - Competência aos Escritórios Regionais sobre o Licenciamento e Fiscalização Ambiental, normas ABNT: NBR 10.004 - Resíduos sólidos; NBR 10.005 - Lixiviação de resíduos; NBR 10.006 - Solubilização de resíduos; NBR 10.007 - Amostragem de resíduos; NBR 12.988 - Líquidos livres- Verificação em amostras de resíduos; NBR 8849 - Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos; NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos; NBR 12.235 - Armazenamento de resíduos sólidos perigosos; NBR 11.174 - Armazenamento de resíduos classe II, não inertes e classe III, inertes.

Porém, segundo SECCO (2002), a regulamentação para metais pesados até então, era verificada em níveis modestos. A autora afirma que estudos comprovam que caso o esgoto esteja no limite admitido pela NBR 9.800, o lodo resultante do processo de tratamento teria altas concentrações destes elementos.

Recentemente, em 29 de agosto de 2006, foi aprovada pelo CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, a Resolução 375, que trata da Regulamentação do Uso de Lodo de Esgoto na Agricultura. Esta resolução estabelece critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo gerado em estação de

tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente. Alguns pontos e aspectos mais relevantes da proposta de resolução devem ser considerados como:

A Resolução regulamenta os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, para terem aplicação agrícola, deverão ser submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores, para tanto estabelece padrões e limites.

Ainda consta no escopo da resolução, que a caracterização do lodo de esgoto a ser aplicado deve incluir os seguintes aspectos:

I - Potencial agronômico;

II - Substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas;

III - Indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos;

IV – Estabilidade.

Com relação à presença de substâncias inorgânicas, metais pesados, a resolução dispõe que na caracterização química do lodo, deverão ser determinadas as seguintes substâncias: Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Mercúrio, Molibdênio, Níquel, Selênio e Zinco. Os teores destes elementos devem respeitar os limites máximos de concentração apresentadas na tabela 06.

TABELA 06 - VALOR LIMITE PARA SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS EM LODOS DE ESGOTO

| Substâncias Inorgânicas | Concentração máxima permitida no lodo (mg kg ⁻¹ base seca) |
|-------------------------|--|
| Arsênio | 41 |
| Bário | 1300 |
| Cádmio | 39 |
| Chumbo | 300 |
| Cobre | 1500 |
| Cromo | 1000 |
| Mercúrio | 17 |
| Molibdênio | 50 |
| Níquel | 420 |
| Selênio | 100 |
| Zinco | 2800 |

FONTE: CONAMA (2006)

Quanto à presença de agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos deverão ser determinadas às concentrações de coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, salmonella e vírus entéricos.

A Resolução deixa clara também a distinção entre lodos conforme a concentração de patógenos existente nestes, esta distinção leva à classificação dos lodos de esgoto em dois tipos: CLASSE A e CLASSE B, conforme observado na tabela 07, bem como a restrição do uso para os lodos classificados como CLASSE B.

TABELA 07 – CLASSES DE LODO EM RELAÇÃO À PRESENÇA DE AGENTES PATOGÊNICOS

| Tipo de lodo | Concentração de Patógenos | |
|--------------|----------------------------|--------------------------------|
| A | Coniformes termotolerantes | <10 ³ NMP / g de ST |
| | Ovos viáveis de helmintos | <0,25 ovo / g de ST |
| | Salmonella | Ausência em 10g de ST |
| | Vírus | <0,25 UFP ou UFF / g de ST |
| B | Coliformes termotolerantes | <10 ⁶ NPM / g de ST |
| | Ovos viáveis de helmintos | < 10 ovos / g de ST |

FONTE: CONAMA (2006)

NOTA: ST: Sólidos Totais

NMP: Número mais provável

UFF: Unidade formadora de foco

UFP: Unidade formadora de placa.

A Resolução CONAMA 375 (2006), ainda traz outras recomendações importantes como a necessidade do monitoramento das áreas de aplicação do lodo de esgoto no que diz respeito à fertilidade do solo e presença de substâncias inorgânicas, o estabelecimento de responsabilidades para o gerador, proprietário da área de aplicação, técnicos, entre outros, quando do gerenciamento e utilização agrícola do lodo de esgoto, e lista os processos aceitos para a redução de agentes patogênicos e atratividade de vetores.

Segundo esta Resolução, para a obtenção de lodos tipo B são aceitos os processos para redução significativa de patógenos, como é o caso da digestão aeróbia, secagem em leitos, digestão anaeróbia, compostagem e estabilização com cal. A redução adicional de patógenos é necessária para a obtenção de lodos tipo A, que inclui os seguintes processos: compostagem confinada ou em leiras aeradas, secagem térmica direta ou indireta para reduzir a umidade do lodo a 10% ou menos, tratamento térmico pelo aquecimento do lodo líquido, digestão aeróbia termofílica a ar ou oxigênio, processos de irradiação com raios beta e processos de pasteurização (CONAMA, 2006).

SILVEIRA et al. (2003), concluem finalmente que o risco de contaminação do solo por metais pesados é uma importante consideração a ser feita quando do estabelecimento de normas e leis para a aplicação dos bio sólidos em solos, porém, para que se possa estabelecer os riscos da incorporação de metais pesados em sistemas agropecuários, é necessário primeiro entender o comportamento dos metais, seus mecanismos de mobilidade e biodisponibilidade nos diferentes solos. Os autores advertem ainda que as conclusões sobre os riscos da utilização dos bio sólidos são controversas em vários países, sendo que alguns deles, como é o caso do Brasil, seguem as normas USEPA 503. A crítica feita pelos autores é de que, os solos intemperizados como alguns solos Brasileiros, nos quais predominam óxidos na fração argila e o pH é baixo, os parâmetros de adsorção de metais são muito diferentes daqueles parâmetros que ocorrem nos quais a regulamentação foi baseada.

2.4 O PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA COM SECAGEM ACELERADA “PROCESSO N-VIRO”

O Processo de Estabilização Alcalina com Secagem Acelerada utiliza-se de reagentes alcalinos tais como o calcário e outros resíduos industriais misturados aos bio sólidos. Tais reagentes dependem de sua alcalinidade, características físicas e químicas e dos custos (N-VIRO, 1996). Um fator importante no Processo N-Viro são as características finais dos bio sólidos, particularmente no que concerne a odores e patógenos. Isto se dá devido à ação de adsorção das substâncias voláteis pelos reagentes alcalinos, destruição de organismos que causam a putrefação, secagem da matéria orgânica presente, o odor do lodo é reduzido tão logo ocorra à adição de reagentes alcalinos como resultado das reações do lodo com estes reagentes e a secagem. Como exemplos de reagentes alcalinos, podem ser citados os seguintes materiais: pó de fornos de cimento (CKD), mistura de óxidos e carbonatos de Ca e Mg, contendo óxidos de Fe e Al, Sílica (SiO_2) ou minerais como caulinita, mica, vermiculita ou montmorilunita, pó de fornos de cal (LKD), cal (CaO), calcário, cinzas alcalinas, cinzas de carvão e cinzas de madeira (resíduos minerais, altos teores de K,

não contém CaO, mas produz um pequeno “pulso de calor”). Os materiais alcalinos são selecionados para promover características como fonte de CaO para elevar o pH, e produção de calor por uma hidrólise exotérmica para gerar Ca(OH)_2 , adsorção do odor e secagem acelerada (N-VIRO, 1999). Este processo permite que sejam eliminados digestores e substituídos por “células de armazenagem” (LOGAN, 1990).

SECCO (2003), pesquisando a disponibilidade de Zn derivado de lodo de esgoto urbano e dejetos de suínos estabilizados pelo processo N-Viro, encontrou uma significativa redução dos níveis de zinco total dos bio sólidos de antes para depois do tratamento pelo processo N-Viro. Os resultados dos teores totais de Zn estão apresentados na tabela 08.

TABELA 08 – TEORES TOTAIS DE Zn (EM BASE ÚMIDA E SECA) NOS BIOSSÓLIDOS ANTES E DEPOIS DO TRATAMENTO PELO PROCESSO N-VIRO

| Repetições | Zn (mg kg^{-1}) | | | |
|------------|----------------------------|---------|----------------------|-------------------|
| | Base úmida | | | |
| | Antes do tratamento | | Depois do tratamento | |
| | Lodo | Dejeto | Lodo (N-Viro Soil) | Dejeto (NureSoil) |
| 1 | 131,94 | 468,77 | 97,55 | 206,55 |
| 2 | 137,79 | 556,77 | 105,82 | 220,26 |
| 3 | 143,89 | 548,90 | 94,96 | 150,17 |
| 4 | 134,90 | 571,44 | 95,74 | 182,96 |
| Média | 137,13 | 536,47 | 98,52 | 189,99 |
| | Base seca | | | |
| 1 | 970,18 | 2533,88 | 143,88 | 267,21 |
| 2 | 1013,15 | 3009,57 | 156,08 | 284,95 |
| 3 | 1058,02 | 2967,01 | 140,06 | 194,26 |
| 4 | 991,92 | 3088,86 | 141,21 | 236,69 |
| Média | 1008,32 | 2899,83 | 145,31 | 245,78 |

FONTE: SECCO (2003)

Quando do contato entre os bio sólidos e os reagentes alcalinos ocorre uma reação química que promove a elevação da temperatura da massa para 52 - 62 °C "pulso de calor" e o pH para valores acima de 12. Tal aquecimento faz com que se eleve o teor de sólidos para aproximadamente 50% (N-VIRO, 1999). Ainda segundo N-VIRO (1999), o material resultante do processo de estabilização possui um pH alcalino, tornando-se portanto, um corretivo da acidez dos solos, passível de utilização pelos equipamentos convencionalmente utilizados pelos agricultores.

Segundo SALVADOR et al. (2003), o Processo N-Viro se destaca pelo baixo custo para alcançar a níveis de desinfecção aceitáveis como Classe A, estabelecida pela USEPA (1995). Tal processo, utilizando ingredientes alcalinos, gera um produto granular, com altos teores de Ca^{2+} parte do que solúvel em água, que quando aplicado ao solo promove elevação do pH e Ca^{2+} e a diminuição do Al^{3+} trocável, sendo uma alternativa para corrigir solos ácidos.

De acordo com SECCO et al. (2003), os biossólidos tratados por este processo adquirem características agronomicamente desejáveis quanto ao transporte, distribuição no campo, teor de matéria orgânica, teor e disponibilidade de nutrientes e contaminantes, geração de odores indesejáveis, atração de vetores e presença de patógenos e parasitas.

2.4.1 N-Viro Soil

O produto final do tratamento de lodos de esgoto pelo processo de estabilização alcalina N - Viro é o N-Viro Soil, um produto com um aspecto granular similar ao solo, com múltiplos usos comerciais, e passível de ser utilizado com segurança em sistemas agrícolas (BURNHAM et al. 1992).

A aplicação de N-Viro Soil nos solos promove aumentos de pH, CTC, disponibilidade de alguns nutrientes (bases, fósforo e potássio) e a minimização da toxidez de certos elementos como Al^{3+} do solo. Pode ocorrer a adsorção do Zn pelos óxidos e sua precipitação como fosfatos, hidróxidos, carbonatos e silicatos (LOGAN, 1990). Ainda segundo LOGAN (1990), as principais vantagens do produto N-Viro Soil são: produzir um material que apresenta características físicas, químicas e biológicas adequadas à reciclagem em sistemas agrícolas; resultar em um produto com grande estabilidade, capaz de ser estocado por um longo período; apresentar flexibilidade para tratamentos em diferentes comunidades; imobilizar metais; o pulso de calor aplicado nos biossólidos, mantém a microflora benéfica, este fator, mais o alto pH, previne contra reinfestações de organismos patógenos; substituir o calcário; apresentar-se muito útil para solos desgastados devido ao manejo inadequado e na

recuperação de áreas degradadas; possibilitar sua utilização como substrato para produção vegetal.

LUCCHESI (1997) em experimento com três latossolos do Estado do Paraná, aplicou doses crescentes de N-Viro Soil apresentadas na tabela 09, e obteve os resultados apresentados nas tabelas 10 e 11 para o elemento Zn, extraído por dois métodos distintos.

TABELA 09 - DOSES DE N-VIRO APLICADAS EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO PR

| DOSES DE N-VIRO APLICADAS | Base seca | Base úmida |
|---------------------------|--------------------------------|------------|
| |Mg ha ⁻¹ | |
| 1 | 22,6 | 37,2 |
| 2 | 45 | 74,4 |
| 3 | 90,2 | 148,8 |

FONTE: LUCCHESI (1997)

TABELA 10 - TEORES DE ZINCO NO SOLO EXTRAÍDOS POR EDTA PARA TRÊS DOSES DE N-VIRO EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO DO PR

| Doses | Latossolo Roxo derivado de basalto | Latossolo Vermelho-Escuro derivado de arenito caiuá | Latossolo Vermelho-Amarelo derivado de migmatito |
|-------|------------------------------------|---|--|
| |Zn mg kg ⁻¹ | | |
| 1 | 1,77 | 3,61 | 3,44 |
| 2 | 4,82 | 4,44 | 4,45 |
| 3 | 5,19 | 7,64 | 7,70 |

FONTE: LUCCHESI (1997)

TABELA 11 - TEORES DE ZINCO NO SOLO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA TRÊS DOSES DE N-VIRO EM TRÊS LATOSSOLOS DO ESTADO DO PR

| Doses | Latossolo Roxo derivado de basalto | Latossolo Vermelho-Escuro derivado de arenito caiuá | Latossolo Vermelho-Amarelo derivado de migmatito |
|-------|------------------------------------|---|--|
| |Zn mg kg ⁻¹ | | |
| 1 | 4,90 | 2,77 | 2,63 |
| 2 | 7,79 | 7,77 | 5,32 |
| 3 | 11,00 | 9,27 | 13,84 |

FONTE: LUCCHESI (1997)

LUCCHESI & LOGAN (1998a), estudando a solução aquosa lixiviada em colunas com três latossolos representativos do Estado do Paraná, horizontes sub-superficiais, quando submetidos à aplicação de três doses de N-Viro Soil, (22,6; 45 e 90,2 Mg ha⁻¹) concluiu que o teor de Zn no lixiviado foi baixo, (0,02 mg kg⁻¹), mesmo aplicando doses elevadas de biossólidos. O autor complementa que a espécie do metal mais abundante foi a de Zn dissolvido em matéria orgânica.

SALVADOR et al. (2002), avaliando a movimentação de Ca^{2+} em solo cultivado sob plantio direto com milho, com a aplicação de N-Viro Soil, concluíram que o biossólido tratado pelo processo N-Viro apresenta-se como alternativa potencialmente útil para ser aplicado como fonte mais solúvel e portanto mais móvel de Ca^{2+} a solos ácidos cultivados sob plantio direto.

De acordo com SECCO et al. (2003), em estudo sobre o comportamento do Zinco em um Cambissolo tratado com N-Viro Soil, os teores totais de Zn presentes no biossólido após o tratamento pelo processo N-Viro indicam haver uma significativa redução no teor total original de Zn pelo seu tratamento. Os autores ressaltam ainda que o Processo N-Viro alcaliniza o meio tratado (pH 12), que por sua vez segundo LUCCHESI (1997), além do efeito de diluição, proporciona a indisponibilização de Zn por complexação, adsorção e precipitação. Para SECCO et al. (2003), tais resultados indicam ser o Processo N-Viro uma alternativa a ser considerada para o tratamento de lodos de esgoto urbanos a serem reciclados em solos agrícolas, particularmente quando se temer a presença de metais em tais resíduos.

2.4.2 NureSoil

O NureSoil é um composto que constitui-se em um fertilizante orgânico originado de dejetos de suínos desaguados proveniente de digestão aeróbia, anaeróbia ou ainda “in natura” com teores de sólidos entre 15 e 40%, tratados pelo processo N-Viro, visando melhorar o desempenho do fertilizante, como fonte de nutriente ao solo, bem como oferecer mais segurança de aplicação e preservação ambiental (SCHMIDT, 2006).

De acordo com PREISLER (2002), o processo de tratamento dos dejetos de suínos foi adaptado do processo de tratamento de biossólidos urbanos, que então são reciclados em solos como substitutos de calcário agrícola. Ainda segundo a autora, aos dejetos são adicionados reagentes alcalinos como ingredientes únicos ou combinados e após a estabilização dos biossólidos, em razão das reações químicas, os biossólidos tratados ficam livres de odor e passam a apresentar-se como substância granulada, de

cor levemente bege e de fácil manuseio.

LUCCHESI (1997) afirma que o produto originado do Processo N-Viro, em decorrência de seu pH alcalino e presença de Ca(OH)_2 , pode ser visto como um corretivo da acidez do solo, além de servir como fonte solúvel de Ca.

Em estudo da aplicação de NureSoil em solos cultivados com milho, PREISLER et al. (2002), concluem que a produtividade de milho apresentou tendência de aumento proporcionalmente com o aumento das doses de NureSoil aplicadas, e cujo máximo incremento observado, monetariamente poderia representar valor capaz de viabilizar economicamente sua aplicação já no primeiro ano. Os autores observaram ainda a capacidade substitutiva de fertilizantes pelo NureSoil utilizado. Os resultados da pesquisa mostraram que as características físicas, químicas e biológicas do NureSoil indicam que o Processo N-Viro pode auxiliar a atividade suinícola na questão da limpeza de biossólidos acumulados em empreendimentos diversos, caso parte destes seja convertida à NureSoil, que pode permitir seu transporte de pontos problemáticos para áreas onde sua aplicação é desejável (PREISLER et al. 2002).

SECCO et al. (2003), avaliando o comportamento do zinco em um Cambissolo adubado com NureSoil, afirmam que os teores de Zinco dos biossólidos sofreram significativa redução pelo seu processamento. As doses dos resíduos tratados pelo Processo N-Viro geraram doses totais muito baixas do metal aplicado ao solo, cujos teores não foram significativamente alterados e detectados pelos extratores utilizados, o que é indício de possibilidade de reciclagem de tal biossólido sem que se incorra em risco de contaminação por Zn.

2.5 EXTRATORES QUÍMICOS

Várias soluções extratoras têm sido testadas para avaliar a disponibilidade de metais pesados no solo, principalmente daqueles que são nutrientes de plantas. No entanto, tais estudos são ainda incipientes, e os resultados encontrados na literatura são bastante controversos. Alguns autores, segundo BORGES E COUTINHO (2004), encontraram coeficientes de correlação significativos entre os teores de Cd, Cu, Ni e

Zn em plantas de tabaco e aqueles extraídos pelas soluções Mehlich-1, Mehlich-3 e DTPA de dois solos que receberam bio sólidos; entretanto, nenhum dos extratores foi eficiente para avaliar o Fe e o Pb. Os autores verificaram também que os métodos de Mehlich-1, Mehlich-3 e DTPA não foram eficientes para avaliar a disponibilidade de Pb, Cd, Cr e Ni, para plantas de trigo, e de Pb e Cd, para o feijoeiro, em 31 amostras de solos representativos do Estado de São Paulo. Segundo esses autores, a inclusão de outros atributos do solo, tais como teor de argila para o Cr e pH para o Ni, como variáveis independentes no modelo de regressão, aumentou os coeficientes de determinação.

MARSOLA et al. (2005), avaliou em casa de vegetação, o efeito de doses de Cu variando de 0 a 5,0 mmol kg⁻¹ e de Zn 0 a 2,0 mmol kg⁻¹, adicionados em um Cambissolo na produção de matéria seca e composição mineral do feijoeiro concluindo que entre os extratores avaliados, para extração de metais em plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*) a solução de DTPA apresentou melhor correlação com os teores de Cu da parte aérea e da raiz das plantas de feijoeiro.

Segundo BORGES e COUTINHO (2004) pesquisando o acúmulo dos metais na parte aérea das plantas de milho (*Zea mays* L.) para avaliar a eficiência das soluções DTPA, HCl 0,1 mol L⁻¹, Mehlich-1 e Mehlich-3 em prever a disponibilidade de Cu, Mn, Pb e Zn em dois solos, Neossolo Quartzarênico (RQ) e Latossolo Vermelho (LV), após aplicação de bio sólido em doses equivalentes a 0, 10, 20, 40 e 60 t ha⁻¹, concluíram que os extratores não se mostraram eficientes na avaliação conjunta de todos os metais. Os teores de Cu extraídos do solo pelas soluções de DTPA, HCl 0,1 mol L⁻¹, Mehlich-1 e Mehlich-3 aumentaram significativamente de acordo com a aplicação de bio sólido, com exceção do DTPA no LV, fato relacionado com o aumento da matéria orgânica do solo pela adição do bio sólido uma vez que o Cu apresenta grande afinidade pelos ligantes orgânicos do solo e o complexante DTPA pode ter sido sensível a essa afinidade. Também ocorreram aumentos lineares de Ni com a adição do bio sólido. Os teores de Ni no solo, determinados pelos quatro extratores, estiveram relacionados com a quantidade na parte aérea das plantas, no RQ. O Mehlich-3 apresentou o menor valor de R² (0,185). No LV, as quantidades

acumuladas de Ni na planta relacionaram-se significativamente com os teores no solo determinado apenas pelo DTPA; entretanto, seu valor foi baixo, mostrando que essas não foram eficientes em determinar a disponibilidade do Ni nesse solo. O HCl e Mehlich-1 recuperaram praticamente as mesmas proporções de Zn nos solos (29,0 e 22,0 %). Os extratores DTPA e Mehlich-3 recuperaram mais do metal aplicado no RQ (18,5 e 19,3 %), em relação ao LV (15,5 e 16,3 %). A menor sensibilidade do HCl e Mehlich-1 se deve ao maior poder de extração dessas soluções e conseqüente menor desgaste delas em condições mais tamponadas. Os teores de Zn extraídos do solo e o teor na parte aérea das plantas mostraram que todas as soluções foram eficientes na avaliação da fitodisponibilidade do Zn. Os teores de metais pesados extraídos dos solos com DTPA, M -1 e M - 3 estão na tabela 12.

TABELA 12 – TEORES EM mg kg^{-1} DE METAIS PESADOS EXTRAÍDOS DOS SOLOS COM DTPA, M - 1 e M - 3

| DTPA | | Mehlich - 1 | | Mehlich - 3 | |
|------------------|------|-------------|------|-------------|------|
| LV | RQ | LV | RQ | LV | RQ |
| -----Cobre----- | | | | | |
| 10,3 | 0,2 | 5,0 | 0,2 | 7,6 | 0,3 |
| -----Níquel----- | | | | | |
| 0,06 | 0,04 | 0,27 | 0,12 | 0,2 | 0,17 |
| -----Zinco----- | | | | | |
| 0,7 | 0,4 | 1,0 | 0,4 | 0,7 | 0,6 |

FONTE: BORGES E COUTINHO (2004)

NOTA: LV - Latossolo Vermelho

RQ - Neossolo Quartzarênico

MARTINS et al. (2003) avaliando a fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco em um Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e calagem, pelos extratores DTPA e Mehlich-3, concluiu que os teores extraíveis de Cu, Ni e Zn no solo aumentaram linearmente com as doses de lodo de esgoto, para os dois extratores usados. A adição de lodo de esgoto elevou os teores totais de Cu e Zn, mas não afetou os teores de Ni no solo. Os extratores DTPA e Mehlich-3 foram igualmente eficientes na predição da fitodisponibilidade de Cu e Zn. A adição de calcário reduziu a extratabilidade de Zn-DTPA, não alterou a de Cu-DTPA e aumentou os teores de Cu e

Zn extraíveis do solo por Mehlich-3. Somente o extrator DTPA mostrou a redução do teor de Ni extraível do solo com a adição de calcário.

De acordo com uma revisão realizada por SILVA (2005), sobre a eficiência dos métodos de avaliação de extratores inorgânicos, orgânicos e de um modelo de especiação iônica da solução do solo, o autor concluiu que ainda não existe extrator que tenha uma boa correlação com as quantidades fitodisponíveis para todos os metais potencialmente tóxicos existentes no lodo de esgoto, verificando, assim, a necessidade de se padronizar os métodos de análise para maximizar os resultados obtidos em condições de solos ácidos, ricos em óxidos de ferro, alumínio e manganês.

BERTON (2000) encontrou alta correlação ($R^2 > 0,95$) entre as quantidades de Zn e Cu extraídas pelo DTPA, com as quantidades acumuladas na parte aérea do milho, em três solos do Estado de São Paulo que receberam adição de até 100 Mg ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto, com ou sem adição de carbonato de cálcio. Entretanto, os coeficientes desses tratamentos para o Ni não passaram de 0,47. Segundo afirma o autor, a eficiência desses extratores depende do tipo de solo e da espécie vegetal empregada.

OLIVEIRA e MATTIAZO (2001) dizem que para avaliação da fitodisponibilidade, vêm sendo estudados diversos extratores químicos, cuja eficiência é atribuída de acordo com o grau de correlação entre quantidades extraídas do solo e quantidades absorvidas pelas plantas. Nesse sentido, os extratores químicos que mais têm se destacado são as soluções de ácidos, de substâncias quelantes e suas combinações. Porém, segundo os autores, existem grandes dificuldades para a definição de um extrator multielementar que inclua vários metais pesados e que ao mesmo tempo, seja eficiente para diagnosticar a sua disponibilidade às várias espécies vegetais cultivadas em vários tipos de solos. Além disso, em solos contaminados com metais pesados, principalmente quando a contaminação é devida a aplicação de resíduos orgânicos, a possibilidade da absorção desses elementos pelas plantas não se comportar linearmente com as quantidades de metais aplicadas ou presentes nos solos é mais um fenômeno natural a ser simulado por um extrator artificial, o que sem dúvida é outra dificuldade. Dessa forma, fica clara a necessidade do desenvolvimento

de pesquisas nesta área do conhecimento, principalmente nas condições brasileiras, para as quais estudos desta natureza, em solos contaminados, são incipientes.

Os extratores químicos DTPA, HCl 0,1 mol L⁻¹ e Mehlich 3 foram utilizados por PIRES e MATTIAZO (2003) para avaliar a fitodisponibilidade de Cu e Zn para plantas de arroz cultivadas em dois solos tratados com biossólidos. Os autores concluem que os três extratores avaliados foram representativos da fitodisponibilidade de tanto de cobre quanto de zinco, entretanto a capacidade de extração de metais do solo pelo DTPA depende de vários fatores como o pH e a mineralogia do solo por exemplo. Os autores encontraram as seguintes diferenças de valores entre as extrações de metais com DTPA e Mehlich, para Cu (0,3 e 0,6 mg kg⁻¹) e para Zn (0,5 e 1,0 mg kg⁻¹), respectivamente.

LICHT (1998) afirma que métodos de extração de metais traço em solos, sedimentos e outros materiais geológicos são usados em exploração geoquímica. O autor complementa que o usuário pode escolher um método que forneça o melhor contraste entre as anomalias e o teor de fundo, dentro das restrições de custo, tempo, equipamento e passos analíticos encadeados.

Muitos extratores têm sido usados para avaliar o Zn disponível para as plantas. Estes incluem desde água e sais neutros (para extrair a fração solúvel e trocável) até soluções ácidas e mais recentemente, os agentes quelatos (VIETS e LINDSAY, 1973).

RAIJ et al. (1987) comenta que entre os extratores ácidos, o HCl é o que tem merecido maiores atenções. Ele extrai o Zn solúvel, trocável e parte daquele ligado à matéria orgânica, além de solubilizar parcialmente frações precipitadas com fosfato, carbonato, entre outros. Este método não é adequado para o uso em solos calcários. Ainda complementa o autor que, diversos autores encontraram boas correlações entre o Zn extraído com HCl 0,1N e aquele absorvido pelas plantas. No Brasil, diversos laboratórios extraem Zn com solução HCl 0,05 N e H₂SO₄ 0,025 N (extrator Mehlich 1). Sobre o uso de quelatos, RAIJ et al. (1987) menciona que, muitos laboratórios têm preferido o uso de quelatos para extrair metais do solo, pois os quelatos tendem a simular a remoção dos nutrientes pelas plantas e a reposição destes para a solução pela fase sólida do solo. A quantidade do metal quelato que acumula no solo durante a

extração é uma função da atividade inicial do nutriente (fator intensidade) e da habilidade do solo para repô-lo em solução (fator capacidade), que por sua vez estão ligadas à disponibilidade do íon para as plantas. Outra vantagem atribuída aos quelatos é que o pH de extração pode ser mantido mais próximo daquele do solo, sendo um fator importante para a determinação do nutriente, cujas solubilidades dependem da reação do solo.

Vários quelatos têm sido descritos na literatura para extração de metais, entre eles a ditizona tamponada a pH 7,0 com $\text{NH}_4\text{O Ac}$, o EDTA (ácido etilenodiaminotetracético) em várias concentrações e geralmente tamponado, próximo a neutralidade e o DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético) em trietalonamina, tamponado a pH 7,3. Este último é talvez o mais usado. O método do DTPA foi desenvolvido para solos calcários, mas também pode ser utilizado em solos ácidos se for incluído o pH dos solos na interpretação dos resultados (BAKER & AMACHER, 1982).

LICHT (1998) comenta que em muitos levantamentos geoquímicos, o contraste entre o teor de fundo e as anomalias pode ser melhorado pela extração seletiva, dirigida a formas específicas de ocorrência de um elemento, em vez de seu teor total. Esses métodos de extração seletiva são baseados na forma de ocorrência do elemento. LICHT (1998) conclui ainda que o tempo, a temperatura e a estabilidade química dos minerais afetam a taxa de decomposição de uma amostra submetida à extração total ou seletiva. Em geral, uma reação de dissolução se processa com uma velocidade inicial relativamente rápida, que vai se atenuando à medida que o equilíbrio esteja sendo atingido, ou então que a fase atacada esteja sendo consumida. As taxas de reação tendem a crescer na razão direta da temperatura.

BUZETTI (1992), comparando os extratores DTPA, Mehlich 1, e $\text{HCl } 0,1\text{N}$, concluiu que estes mantêm um comportamento semelhante quando para a extração de zinco, mesmo quando este tiver sido adicionado ao solo, com fins científicos.

Porém, BATAGLIA e RAIJ (1994), em estudos para avaliação da fitodisponibilidade de zinco para duas culturas, milho e arroz, constataram que o extrator DTPA, apresentou coeficientes de correlação ligeiramente superior que os

demais para tais culturas.

Segundo RAIJ et al. (1987), Mehlich 1 tem preferência de uso em muitos laboratórios por já ser usado para fósforo e por fornecer extratos muito lípidos, embora não haja alguma razão teórica que recomende seu uso. Os valores obtidos são da ordem de até algumas partes por milhão de zinco.

COX e KAMPRATH (1972) consideram que o zinco solúvel no solo é diretamente relacionado com o extrator que se usa. Por exemplo, para o mesmo solo temos os seguintes resultados:

- 1 – 7,5 ppm com HCl 0.1 N
- 0,3 – 2,3 com ditizona + acetato de amônio
- 1,4 – 3,0 com EDTA + carbonato de amônio
- 0,5 – 1,0 com DTPA a pH 7,3

MELLO et al. (1983) afirma que as quantidades de Zn solúvel extraídas, dependem do extrator, da relação solo-extrator e do tempo de extração, e que a solubilidade do Zn depende do pH e, por isso, as deficiências desse elemento (micronutriente) em solos com pH elevado ou que receberam calagem excessiva, podem ser explicadas por esse fato.

CAMARGO (1979), citado por SECCO (2003) utilizou Mehlich em vários solos e obteve os resultados apresentados na tabela 13.

TABELA 13 - TEORES DE ZINCO EXTRAÍDOS COM MEHLICH-1 EM DIVERSOS SOLOS

| SOLO | MEHLICH Zn ppm |
|--|-------------------|
| Latossolo Vermelho Amarelo Húmico (LH) | 1,4 – 7,4 |
| Latossolo Vermelho Escuro orto (LE) | 1,7 – 17,9 |
| Latossolo Vermelho Escuro fase arenosa (Lea) | 0,6 – 10,7 |
| Latossolo Roxo (LR) | 3,6 – 6,8 |
| Podzólico Vermelho Amarelo orto (PV) | 9,7 – 13,4 |
| Podzolizado de Lins e Marília var. Marília (Pml) | 1,3 – 3,8 |
| Cambissolo | 1,0 – 1,7 |

FONTE: CAMARGO (1979) citado por SECCO (2003)

CAJUSTE et al. (2002) conduziram um estudo com objetivo de avaliar o comportamento dos extratores HNO₃, EDTA e DTPA e a biodisponibilidade de Pb,

Cd, e Ni em plantas de trigo, em solos os quais receberam biossólidos. O coeficiente das correlações encontrados pelos autores foram baixos entre HNO_3 - Ni; EDTA - Ni; e DTPA - Ni no solo, enquanto a correlação entre HNO_3 - Cd; e EDTA - Cd foi somente moderada e significativa entre HNO_3 - Cd e DTPA - Cd. Correlação significativa também foi encontrada entre a extração de Pb do solo pelos quelantes (EDTA/DTPA) e HNO_3 .

SECCO (2003) avaliando os teores de Zn extraíveis parcialmente de solo tratado com N-Viro Soil e NureSoil não encontrou diferenças estatísticas significativas entre as médias dos teores de Zn extraíveis por Mehlich - 1 e DTPA para quaisquer profundidades analisadas, tanto para o experimento com N-Viro Soil quanto para o com NureSoil. Contudo, ainda que não tenha observado diferenças estatísticas sedimentadas, o autor observou que valores médios de Zn extraíveis por Mehlich - 1 foram maiores que aqueles extraídos por DTPA para todas as profundidades analisadas. Da mesma forma como LUCCHESI (1997), publicou dados em cujos teores de Zn extraídos por Mehlich - 1 apresentaram-se ligeiramente maiores do que aqueles extraídos por EDTA, à excessão do solo mais arenoso no qual os valores foram semelhantes.

2.6 SISTEMA DE CULTIVO PLANTIO DIRETO NA PALHA

A partir do final da década de 70 e início dos anos 80 foram criados programas visando o manejo conservacionista do solo, com redução do preparo e manutenção de cobertura vegetal na superfície. Dentre os sistemas conservacionistas, destaca-se o plantio direto (PD), que foi desenvolvido gradativamente nos Estados Unidos, Alemanha e Nova Zelândia a partir da década de 60, e nos anos 70 foi introduzido no Brasil. No Paraná ganhou importância e notoriedade em todo o Estado, sendo seu início datado por volta de 1972 (MARTINAZZO, 2006; SILVEIRA et al., 2001).

Segundo a Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha, a área sob PD no Brasil evoluiu de cerca de 100 ha em 1972/73 para quase 22 milhões de ha em 2004/04, considerando as culturas de verão, inverno e a safrinha (GALLO NETTO,

2005). O autor afirma ainda que o plantio direto na agricultura é considerada prática conservacionista e sua tecnologia já está bem desenvolvida para grãos como trigo, milho, soja, feijão e também algodão, com grandes áreas plantadas no sul e centro-oeste do Brasil.

Na região sul do Brasil, tem aumentado o interesse pela busca de alternativas para o estabelecimento de culturas no sistema de plantio direto em áreas novas, sem proporcionar o revolvimento do solo. As vantagens desse procedimento estão relacionadas com a manutenção de atributos químicos e estruturais do solo, com maior controle da erosão e com a economia com as operações de incorporação de calcário e preparo do solo (CAIRES et al., 2003).

Segundo SILVEIRA et al. (2001) o plantio direto é um sistema de semeadura no qual a semente e o adubo são colocados diretamente no solo não revolvido, usando-se máquinas especiais. É aberto somente um sulco, de profundidade e largura suficiente para garantir uma boa cobertura da semente com o solo. O sistema prepara no máximo 25% a 30% da superfície do solo. De maneira semelhante, COSTA et al. (2006), define o plantio direto como uma alternativa para minimizar a mobilização do solo, preconizando a semeadura em solo coberto com palha, com o mínimo de mobilização na linha de semeadura, para que o solo permaneça mais protegido do impacto das gotas de chuva.

O plantio direto preconiza um conjunto de técnicas que, em sua essência visa, principalmente, reduzir a mobilização do solo com intuito de controlar a erosão. ELTZ et al. (1984) citado por MARTINAZZO (2006), obtiveram resultados de cinco anos em Argissolo Vermelho Amarelo, onde perdas de solo em sistema de cultivo convencional (SCC) na sucessão trigo-soja, foram de 129,8 t ha⁻¹, enquanto que no plantio direto foram de 45,2 t ha⁻¹. Resultados de quatro anos, no mesmo tipo de solo, mostraram perdas de 92,6 t ha⁻¹ para o sistema convencional (SCC) de trigo – milho e apenas 13 t ha⁻¹ para a mesma sucessão em PD.

COSTA et al. (2006) após analisarem diversos trabalhos comparando a qualidade de solos tropicais sob diferentes sistemas agrícolas, concluíram que a qualidade do solo é superior em sistemas em que a sua mobilização é pequena.

OLIVEIRA et al. (2004) avaliando um solo depois de 20 anos sob cultivo, concluíram que o sistema de plantio direto apresentou maior disponibilidade de água na camada de 0-5 cm. Em relação ao carbono da biomassa microbiana, COSTA et al. (2006) verificaram a tendência dos valores serem maiores em solo sob o sistema de plantio direto, o que indica que esse sistema favorece a atividade biológica do solo. Ainda segundo esses autores, a atividade biológica mais alta observada no solo cultivado sob PD possivelmente se deve ao maior teor de matéria orgânica presente. Para MARTINAZZO (2006) o aumento de matéria orgânica do solo pode ser considerado como um dos melhores benefícios do plantio direto, por causa de seu impacto em outros indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo. A CTC é mais alta no solo sob PD, o que indica que a manutenção dos restos vegetais sobre a superfície do terreno contribui diferencialmente para o aumento da CTC nesse sistema (COSTA, 2006).

Embora verificados muitos benefícios trazidos pela prática do PD, o não revolvimento do solo neste sistema de plantio e o conseqüente acúmulo de resíduos vegetais, corretivos e fertilizantes na sua superfície promovem modificações nas características químicas do solo em relação ao sistema convencional. Estas modificações ocorrem de forma gradual e progressiva a partir da superfície do solo e afetam tanto a disponibilidade de nutrientes quanto o processo de acidificação do solo (AMARAL e ANGHINONI, 2001). Nesse sistema de plantio a concentração dos fertilizantes na camada superficial pode saturar sua capacidade de retenção de nutrientes como P e K, facilitando seu arraste com a água que sai do sistema, atingindo vias de drenagem com conseqüente eutrofização, em especial de águas de superfície. No sistema de manejo PD também são relatadas barreiras de ordem física, em função da compactação ocasionada pelo tráfego intensivo de máquinas (MARTINAZZO, 2006). É nesse sentido que a autora entende que para promover e manter o rendimento das culturas e diminuir o impacto ambiental, o PD deve ser freqüentemente monitorado, visando corrigir suas eventuais dificuldades, mantendo o sistema produtivo e sustentável. ZAMBROSI (2004) avaliando diversos autores afirma que devido ao grande número de benefícios encontrados nesse sistema, o PD atende as

condições do solo e clima de grande parte das áreas agrícolas brasileiras, devendo ter sua adoção valorizada e incentivada.

Sistemas de manejo de solo compatíveis com as características de clima, de plantas e de solos da região sul do Brasil são imprescindíveis para interromper o processo de degradação do solo e, conseqüentemente, manter a atividade agrícola competitiva. Nesse contexto, o sistema plantio direto deve ser focado como processo de exploração agropecuária que envolve diversificação de espécies, via rotação de culturas, mobilização de solo apenas na linha/cova de semeadura e manutenção permanente da cobertura de solo. Fundamentada nesse conceito, a adoção do sistema plantio direto objetiva expressar o potencial genético das espécies cultivadas mediante a maximização do fator ambiente e do fator solo, sem, contudo, degradá-los. A consolidação do sistema plantio direto, entretanto, está essencialmente alicerçada na rotação de culturas orientada ao incremento da rentabilidade, à promoção da cobertura permanente de solo, à geração de benefícios fitossanitários e à manifestação da fertilidade integral de solo (aspectos físicos, químicos e biológicos). Desta forma, a integração da rotação de culturas ao abandono da mobilização de solo e à manutenção permanente da cobertura assegura a evolução paulatina da melhoria física, química e biológica do solo. O sistema plantio direto constitui, atualmente, a modalidade de agricultura conservacionista de maior adoção na região sul do país (BISOTTO, 2005).

2.7 A CULTURA DO TRIGO

O trigo é uma gramínea, do gênero *Triticum*, que apresenta uma série grande de tipos distintos. O gênero *triticum* contém em torno de 30 tipos de trigos que possuem suficientes diferenças genéticas para serem considerados espécies distintas ou sub-espécies. Aproximadamente metade delas é cultivada e as restantes crescem de forma silvestre. Mais de 90% do trigo cultivado no mundo, entretanto, corresponde a três espécies, o *Triticum aestivum*, sub-espécie *vulgaris*, o *Triticum turgidum*, sub-espécie *durum* e o *Triticum compactum*, com predominância dos dois primeiros, o *vulgaris* e o *durum*. No Brasil, na imensa maioria dos casos, só é moído trigo da espécie *aestivum*

vulgaris, aqui cultivado ou importado, obtido de milhares de variedades (ABITRIGO, 2005).

Segundo BRAMMER et al. (2005) o trigo (*Triticum aestivum*) é um cereal de estação fria, planta de ciclo anual, cultivada durante o inverno e a primavera. O principal produto derivado de trigo é a farinha, seguida do farelo e do germe. Os grãos são dessa forma consumidos na forma de pão, massa alimentícia, bolo e biscoito. O trigo é cultivado em grande extensão territorial, sendo considerado um dos principais alimentos da dieta humana, e usado, direta ou indiretamente por 35% da população mundial. Em forma de pão e de outros derivados, o trigo constitui um dos alimentos mais importantes da cesta básica brasileira. O consumo médio de trigo no Brasil tem se mantido em torno de 10 milhões de toneladas ou de, aproximadamente, 58 kg por habitante por ano. É usado também como ração animal, quando não atinge a qualidade exigida para consumo humano.

As transformações de ordem tecnológica e econômica ocorridas no Brasil nos últimos trinta anos produziram expressivas mudanças na distribuição geográfica dos cultivos agrícolas e na quantidade produzida. No caso do cultivo de trigo, até a década de 70, cerca de 90% do trigo brasileiro era produzido no Rio Grande do Sul. Em 1974 esse percentual reduziu para 69,5%. Ao longo da década de 80 a triticultura expandiu-se para outros estados, passando o Paraná a ser o maior produtor do cereal na segunda metade dessa década. No período de 1999-2003, o Paraná foi responsável por 52,1% da área colhida e 53,9 % da quantidade produzida de trigo no Brasil. A produtividade do trigo teve uma clara tendência de crescimento. Em 1975 a produtividade era de 610 kg ha⁻¹, em 1995 já alcançava 1.542 kg ha⁻¹ e, em 2003, chegou a 2.403 kg ha⁻¹. Em termos espaciais, houve um deslocamento da produção de trigo no País da região noroeste do Rio Grande do Sul, no ano de 1975, para a região oeste do Paraná, em 1985, e, posteriormente, para a região centro-sul do Paraná nos anos de 1995 e 2003 (IGNACZAK et al., 2006 a).

Segundo dados da SEAB/DERAL (2007) o Estado do Paraná é atualmente o primeiro produtor nacional de trigo, com uma área plantada, na safra 2005, de 1.275,7 mil ha, 54% da área brasileira, com uma produção de 2.804,2 mil toneladas e

produtividade de 2.198 kg ha⁻¹.

Um estudo realizado pela Embrapa trigo em colaboração com a EMATER obteve dados referentes a 356.329 hectares de trigo, semeados por 9.036 produtores tecnicamente assistidos, distribuídos em 119 municípios pertencentes a nove zonas tritícolas do Estado do Paraná e concluiu que o plantio direto foi o tipo de preparo de solo ou sistema de plantio utilizado em 349.683 hectares, equivalente a 98% da área estudada. A produtividade média das lavouras de trigo variou entre 1.650 e 3.011 kg ha⁻¹ nas zonas tritícolas avaliadas e foi de 2.352 kg ha⁻¹ na área total abrangida pelo levantamento (IGNACZAK et al., 2006 b).

Conforme avaliam SANTOS e FONTANELI (2002) em trabalho desenvolvido na Embrapa Trigo em diferentes sistemas de manejo de solo e sistemas de rotação de culturas para trigo, destacou-se o rendimento de grãos de trigo mais elevado sob plantio direto (2,18 t ha⁻¹) e sob cultivo mínimo (2,19 t ha⁻¹), em relação ao sistema convencional de preparo de solo caracterizado pelo uso de arado de discos (1,91 t ha⁻¹) e arado de aivecas (1,91 t ha⁻¹). Os autores realizaram ainda uma análise econômica envolvendo a cultura do trigo em quatro sistemas de manejo de solo e três sistemas de rotação de culturas e observaram que o plantio direto (R\$ 412,49 ha⁻¹) e o cultivo mínimo (R\$ 389,37 ha⁻¹) apresentaram maior receita líquida. O preparo convencional de solo com arado de discos (R\$ 339,90 ha⁻¹) enquadrou-se em posição intermediária, enquanto que o preparo convencional com arado de aivecas (R\$ 322,18 ha⁻¹) apresentou a menor receita líquida. A maior receita líquida dos sistemas conservacionistas de manejo de solo, em comparação aos sistemas de preparo convencional de solo, pode ser explicada em parte, pela diminuição no número de operações agrícolas realizadas.

A opção pelos sistemas de cultivo para elevado rendimento de grãos, especialmente em trigo no Brasil, nem sempre é, em termos econômicos, a mais atrativa em função dos riscos e custos elevados. De qualquer forma, alheias a esse fato, algumas iniciativas já estão sendo postas em prática, com base, principalmente, em doses elevadas de fertilizantes e proteção química (fungicidas e inseticidas). O rendimento de grãos é o produto final de uma série de interações que ocorrem durante

o ciclo da cultura e que envolvem não somente o potencial encerrado na carga genética de uma dada semente, mas de outros fatores que interagem com esta semente. A disponibilidade de temperatura, água e radiação solar, a nutrição, a ocorrência de pragas, doenças e plantas daninhas, são variáveis que influenciam no crescimento e desenvolvimento das plantas e conseqüentemente no seu produto final de interesse econômico, os grãos. Se uma destas variáveis estiver abaixo de um ótimo, estará limitando o rendimento de grãos, não importando que todas as outras estejam em níveis adequados (CUNHA e PIRES, 2005). Conforme concluem estes autores, pode-se, mais facilmente, entender o rendimento de grãos da cultura de trigo, processo contínuo da semeadura até a colheita, pelo enfoque de análise dos componentes de rendimento. Por este, o rendimento de grãos da cultura de trigo é dada pelo produto entre o número de grãos por unidade de superfície e o peso de cada grão.

Conforme BRAMMER et al. (2005), devido à importância desse cereal, estudos detalhados, nas mais variadas áreas da ciência, vêm sendo realizados no intuito de contribuir e auxiliar o melhorista nas diferentes etapas dos programas de melhoramento genético. Um dos aspectos considerados é o efeito do alumínio (Al) solúvel, constituindo um dos principais fatores limitantes da produtividade das culturas em solos ácidos, que constituem cerca de 40% das terras agricultáveis no mundo.

De forma geral, o pH adequado para trigo situa-se entre 5,5 e 6,0. A densidade de semeadura indicada é de 300 a 330 sementes aptas por m² para cultivares precoces. No final do período recomendado, deve-se dar preferência ao nível superior de densidade. Essas densidades são indicadas tanto para semeadura em linha como a lanço. Deve-se preferir a semeadura em linha pelas vantagens da distribuição mais uniforme de sementes, maior eficiência na utilização de adubo, melhor cobertura da semente e menor possibilidade de dano às plantas quando da utilização de herbicidas em pré-emergência. A distância entre as fileiras não deve ser superior a 20 cm, e a profundidade deve ficar entre 2 cm e 5 cm. O processo de colheita é considerado de extrema importância, tanto para garantir a produtividade da lavoura quanto para assegurar a qualidade final do grão. A secagem de trigo é uma operação crítica na seqüência do processo de pós-colheita. Como conseqüências da secagem, podem

ocorrer alterações significativas na qualidade do grão. A possibilidade de secagem propicia um melhor planejamento da colheita e o emprego mais eficiente de equipamentos e de mão-de-obra, mantendo a qualidade do trigo colhido. O teor de umidade recomendado para armazenar o trigo colhido é da ordem de 13%. Desse modo, todo o produto colhido com umidade superior à indicada para armazenamento deve ser submetido à secagem (BISOTTO, 2005).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A biodisponibilidade dos metais pesados Zn, Cu, Cr e Ni derivados de bio-sólidos foi avaliada em uma unidade de solo representativa do 2º Planalto do Paraná, que vem sendo cultivada sob as “melhores práticas de manejo agrícola” utilizadas e representativas daquela região. Para tanto, conduziu-se 3 experimentos: 2 simultaneamente e lado a lado a campo; e 1 em casa de vegetação. Tais experimentos foram conduzidos em parceria com outros pesquisadores, os quais avaliaram outros parâmetros inerentes à reciclagem destes resíduos na agricultura.

Os *experimentos de campo* foram conduzidos em áreas locadas em gleba manejada sob plantio direto na palha e explorada comercialmente com o cultivo de grãos. O *experimento de casa de vegetação* foi montado a partir de solo coletado da mesma gleba, o qual foi remontado em colunas. Em todos os experimentos cultivou-se trigo (*Triticum aestivum L*) como planta bioindicadora.

Em um dos experimentos de campo testou-se a biodisponibilidade dos metais pesados (Zn, Cu, Cr e Ni) em função da aplicação superficial de doses crescentes de lodo de esgoto urbano tratado pelo Processo N-Viro. No outro experimento de campo, avaliou-se a biodisponibilidade daqueles metais a partir da aplicação superficial de dejetos de suínos sob diferentes formas. Em ambos os experimentos conduzidos a campo, os tratamentos foram aplicados em superfície em condições de sistema de plantio direto. No experimento de casa de vegetação testou-se a biodisponibilidade dos metais em função de diferentes tipos de dejetos de suínos aplicados superficialmente ao solo reconstituído.

3.1 EXPERIMENTOS DE CAMPO

Os 2 experimentos de campo foram conduzidos na Fazenda Mutuca, situada na bacia hidrográfica do Rio Cinzas, município de Arapoti-PR, e que está inserida Segundo Planalto Paranaense (MAAK, 1968). A Fazenda Mutuca está localizada a aproximadamente 20 km da cidade de Ventania - PR e a 250 km de Curitiba - PR, e

sua altitude média encontra-se na faixa dos 980 metros. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Cfb (sub-tropical, mês mais frio abaixo de 18°C, com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida) (IAPAR, 2007).

A Fazenda Mutuca é tida como modelo na região por investir na produção tecnificada de grãos, no manejo conservacionista do solo e deter altos índices de produtividade. Na ocasião, a referida propriedade detinha certificação ISO 14000.

3.1.1 Solo dos Experimentos de Campo

O solo dos experimentos de campo enquadra-se no levantamento realizado por LARACH et al. (1984) como pertencente à unidade “LEa₆ Latossolo Vermelho Escuro Álico”, re-denominado como Latossolo Vermelho sob o Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (EMBRAPA, 1999b).

As características químicas do solo da área experimental amostrada em 16/maio/2004, antes da instalação dos experimentos podem ser observadas na tabela 14.

TABELA 14 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL ANTES DA INSTALAÇÃO DOS EXPERIMENTOS

| Prof. cm | pH CaCl ₂ | pH SMP | P mg kg ⁻¹ | Alcmol _c dm ⁻³ | H + Al | Ca | Mg | K | M.O. g kg ⁻¹ | CTC Total | Efet. | V % |
|-------------|-------------------------|-----------|--------------------------|---|--------|------|------|------|----------------------------|--------------|-------|--------|
| 0 – 5 | 5,07 | 6,00 | 32,59 | 0,13 | 4,97 | 4,06 | 1,39 | 0,48 | 39,21 | 10,90 | 6,06 | 54,23 |
| 5 – 10 | 4,93 | 6,23 | 15,37 | 0,27 | 4,37 | 3,14 | 1,14 | 0,40 | 35,19 | 9,05 | 4,95 | 52,12 |
| 10 – 15 | 4,70 | 5,73 | 4,04 | 0,77 | 6,08 | 2,06 | 0,77 | 0,25 | 23,62 | 9,18 | 3,87 | 33,45 |

Os fatores listados na tabela 14 foram obtidos segundo metodologia de PAVAN et al. (1992) adaptada. Ou seja, o fósforo e o potássio foram extraídos por Mehlich 1 (H₂SO₄ 0,0125M + HCl 0,05M) e determinados respectivamente por colorimetria e fotometria de chama. O cálcio, o magnésio e o alumínio trocáveis foram extraídos por KCl 1 M e determinados por complexometria (Ca e Mg) e titulação ácido-base. O carbono orgânico foi oxidado com dicromato de Na e sua leitura por colorimetria

relacionada a curva padronizada. O pH foi determinado em solução de CaCl_2 0,01 M. Do pH determinado na solução SMP obteve-se por tabela (PAVAN et al., 1992) a acidez potencial total (H + Al).

3.1.2 Histórico das Áreas dos Experimentos

As áreas dos experimentos (inseridas no Talhão 15) vinham, até o momento da sua implantação, sendo cultivadas por mais de 10 anos para a produção de grãos, sob o sistema de plantio direto na palha em rotação de culturas, no qual vinha-se utilizando das seguintes espécies: aveia preta (*Avena strigosa* Sereb), milho (*Zea mays* L.), soja (*Glycine max* L. Merrill) e trigo (*Triticum aestivum* L.).

3.1.3 Locação, Implantação e Condução dos Experimentos de Campo

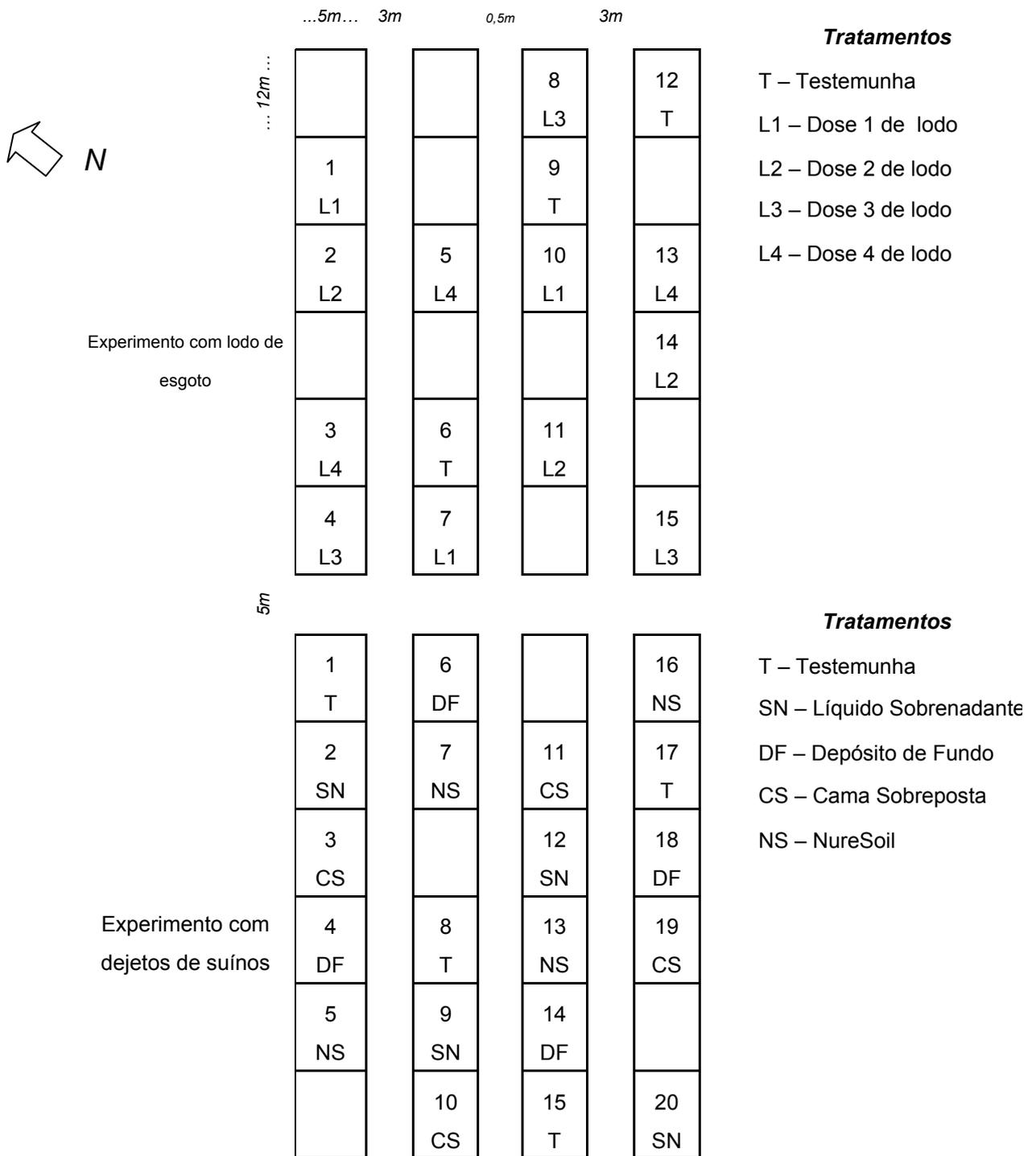
Ambos os experimentos de campo foram locados no terço superior do Talhão 15 da Fazenda Mutuca e conduzidos de tal forma que as parcelas experimentais pudessem receber os mesmos tratamentos culturais conferidos àquele talhão como um todo (66 ha), e assim propiciar aos experimentos características representativas deste sistema de produção vegetal. A figura 01 mostra uma vista geral da área onde foram instalados os experimentos.

FIGURA 01 - ÁREA EXPERIMENTAL: TALHÃO 15 DA FAZENDA MUTUCA (MAIO/2004)



A instalação dos experimentos se deu no primeiro semestre de 2004, e sua condução ocorreu de forma simultânea. Os dois experimentos foram conduzidos sob o delineamento de blocos ao acaso, porém com tratamentos distintos. As parcelas experimentais (área total de 60 m²) de cada um deles tiveram as mesmas dimensões (12 m de comprimento por 5 m de largura) e foram alocadas de forma a permitir o tráfego normal do maquinário da fazenda. Os blocos foram alocados transversalmente ao sentido do escoamento das águas e paralelamente ao sentido do plantio das culturas. Na figura 02 pode-se observar croquis das áreas experimentais e a disposição esquemática de suas respectivas unidades experimentais e tratamentos.

FIGURA 02 - CROQUIS DOS EXPERIMENTOS DE CAMPO COM LODO DE ESGOTO E COM DEJETOS DE SUÍNOS



Em ambos experimentos, os tratamentos (fontes de doses de biossólidos e de adubos e, ou corretivos minerais) foram aplicados superficialmente ao solo de modo a se adequar sua aplicação ao sistema de cultivo sob plantio direto na palha adotado na fazenda. Todos os tratamentos foram aplicados manualmente e portanto, não foram incorporados ao solo.

3.1.3.1 Plantio da espécie vegetal utilizada como bioindicadora

O plantio trigo (*Triticum aestivum L*), espécie utilizada como bioindicadora nos dois experimentos, ocorreu em sucessão à soja, em 15 de maio de 2004, 60 dias antes da aplicação dos tratamentos.

3.1.4 Experimento de Campo com Lodo de Esgoto (*N-Viro Soil*)

Neste experimento testou-se o efeito de doses crescentes de um lodo de esgoto urbano tratado pelo Processo N-Viro, sobre a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni comparada à testemunha sem a aplicação do produto.

3.1.4.1 Origem dos lodos de esgoto, critério adotado para o estabelecimento de doses e forma de aplicação

O lodo de esgoto utilizado foi obtido a partir do tratamento, pelo “Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro) de lodo desaguado gerado em 2004 na Estação de Tratamento de Esgoto Belém (ETE – Belém) da Companhia de Saneamento do Paraná - Sanepar, localizada no município de Curitiba - PR, conforme LUCCHESI et al. (2004). O produto de tal tratamento é referido como N-Viro Soil (LOGAN & HARRISON, 1990). As médias das características físicas, químicas e biológicas do lodo de esgoto de Curitiba tratado pelo Processo N-Viro (N-Viro Soil) estão apresentadas na Tabela 15.

TABELA 15 – MÉDIAS DAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS, FÍSICAS E BIOLÓGICAS DOS LODOS DE ESGOTO TRATADOS PELO PROCESSO N-VIRO

| Biossólido | pH | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca | PRNT | Matéria Seca | Ovos de Helmintos Viáveis |
|-------------|-------------------|---------------|-------------------------------|------------------|-------|-------|--------------|---------------------------------------|
| | CaCl ₂ | ----- % ----- | | | | | | ovos g ⁻¹ MS ⁻¹ |
| N-Viro Soil | 12,4 | 0,63 | 0,26 | 0,067 | 20,25 | 66,82 | 66 | 0,02 |

Fonte: Lucchesi et al. (2004)

Foram estabelecidas 4 doses crescentes de lodo de esgoto (N-Viro Soil): L1; L2; L3; e L4. A dose de L2 (6 Mg ha⁻¹), foi calculada, a partir do PRNT (Poder Relativo de Neutralização Total) do lodo (66,82%), para se elevar a saturação da CTC por cátions básicos (V%) a 90% na camada de 0 a 5 cm. Para tanto, utilizou-se dos resultados analíticos relativos à área experimental apresentados na tabela 14. A dose L1 correspondeu à metade da dose calculada e as demais dosagens L3 e L4 corresponderam à uma progressão geométrica calculada sobre a dose original, ou seja, respectivamente: 12 e 24 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil. As dosagens foram aplicadas superficialmente ao solo em razão da área ter sido cultivada sob o sistema de plantio direto na palha.

3.1.4.2 Tratamentos adotados no experimento de campo com lodo de esgoto (*N-Viro Soil*)

Adotou-se no experimento de campo com lodo de esgoto 5 tratamentos e 3 repetições conforme a tabela 16.

TABELA 16 – TRATAMENTOS ADOTADOS NO EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO (N-Viro Soil)

| Notação | Descrição |
|---------|---------------------------------|
| T | Testemunha sem lodo e sem adubo |
| L1 | Lodo na dose 1 com adubo |
| L2 | Lodo na dose 2 com adubo |
| L3 | Lodo na dose 3 com adubo |
| L4 | Lodo na dose 4 com adubo |

Para o estabelecimento das doses dos adubos (uréia, MAP e KCl) utilizou-se das recomendações contidas em COSTA & OLIVEIRA (2001) para a cultura do trigo. As dosagens utilizadas dos adubos e do lodo de esgoto estão explicitadas na tabela 17.

3.1.4.3 Dosagens utilizadas no experimento com lodo de esgoto urbano

Na tabela 17 estão arroladas as doses do lodo de esgoto (N-Viro Soil) e dos adubos utilizados nos tratamentos.

TABELA 17 – DOSES DE ADUBOS, CALCÁRIO, GESSO E LODO DE ESGOTO (N-VIRO SOIL) APLICADOS NOS TRATAMENTOS EM BASE ÚMIDA

| Insumo | Tratamentos | | | | |
|---------------------------------|-------------|------|------|-------|-------|
| | T | L1 | L2 | L3 | L4 |
| ----- kg ha ⁻¹ ----- | | | | | |
| Uréia | - | 296 | 296 | 296 | 296 |
| MAP | - | 256 | 256 | 256 | 256 |
| KCl | - | 101 | 101 | 101 | 101 |
| N-Viro Soil | - | 3000 | 6000 | 12000 | 24000 |

3.1.5 Experimento de Campo com Dejetos de Suínos

Neste experimento testou-se o efeito da aplicação superficial ao solo de dejetos de suínos, sob diferentes formas, sobre a biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni.

3.1.5.1 Origem dos dejetos de suínos, critério adotado para o estabelecimento de doses e forma de aplicação

Os dejetos de suínos utilizados no experimento de campo originaram-se de empreendimentos que exploram economicamente a atividade da suinocultura, a saber: cama sobreposta (CS) constituída da mistura dos dejetos dos suínos com fibras vegetais usadas como leito para os animais; líquido sobrenadante (SN) e depósito de fundo (DF), ou seja, o lodo e outros materiais decantados em lagoa de decantação de dejetos; e NureSoil (NS) lodo de dejetos de suínos tratados pelo Processo N-Viro.

O líquido sobrenadante (SN) e depósito de fundo (DF) originaram-se de lagoa aeróbica da Fazenda Rio das Cinzas, localizada no município de Arapoti - PR, a aproximadamente 15 km da Fazenda Mutuca. O NureSoil (NS) utilizado foi produzido experimentalmente em dezembro de 2001, a partir de depósito de fundo de lagoa anaeróbica de uma unidade de produção de leitões (UPL), localizada em Palmeira - PR. A tabela 18 mostra algumas características dos dejetos de suínos que foram aplicados no experimento.

TABELA 18 - UMIDADE, TEOR DE SÓLIDOS E DE NUTRIENTES EM BASE ÚMIDA DOS DEJETOS DE SUÍNOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO

| Biossólido | Notação | Sólidos | Umidade | N | P | K | PRNT |
|--------------------------------|---------|---------|---------|------|------|------|-------|
| g kg ⁻¹ | | | | | | | |
| Sobrenadante | SN | 0,22 | 99,78 | 0,07 | 0,09 | 0,04 | - |
| Depósito de fundo | DF | 45,84 | 54,26 | 0,52 | 0,15 | 0,14 | - |
| Cama sobreposta | CS | 43,84 | 56,26 | 0,29 | 0,16 | 0,16 | - |
| Nure Soil | NS | 92,98 | 7,02 | - | 0,16 | 0,14 | 43,69 |

As dosagens dos biossólidos foram calculadas em função do teor total de fósforo (P), haja vista a relevância deste elemento em dejetos frente à questão da eutrofização de corpos hídricos superficiais e contaminação do lençol freático quando de sua aplicação a campo. Desta forma, as doses de fósforo aplicadas em todos os tratamentos, salvo na testemunha, foram iguais. A dose total de P adveio de recomendações propostas por BARTZ et al. (1995), ou seja, 56,8 kg ha⁻¹ de P. A aplicação foi feita superficialmente ao solo em razão da área experimental ter sido cultivada sob o sistema de plantio direto na palha.

3.1.5.2 Tratamentos adotados no experimento de campo com dejetos de suínos

Adotou-se no experimento de campo com dejetos de suínos 5 tratamentos e 4 repetições, estes encontram-se arrolados na tabela 19.

TABELA 19 – TRATAMENTOS ADOTADOS NO EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS

| Notação | Descrição |
|---------|--|
| T | Testemunha sem dejetos e sem adubo |
| SN | Dejetos na forma de líquido sobrenadante sem adubo |
| DF | Dejetos na forma de depósito de fundo sem adubo |
| CS | Dejetos na forma de cama sobreposta sem adubo |
| NS | Nure Soil – Dejetos tratados pelo Processo N-Viro |

3.1.5.3 Dosagens utilizadas no experimento com dejetos de suínos

A tabela 20 mostra os tratamentos, as dosagens aplicadas e algumas características químicas dos dejetos utilizados.

TABELA 20 - DOSAGENS APLICADAS DOS DEJETOS E DO ADUBO MINERAL NOS TRATAMENTOS E ALGUMAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

| Tratamentos | Notação | Dejeto | N | P | K |
|-------------------|---------|---------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | Úmido | | | |
| | | kg ha ⁻¹ | kg parcela ⁻¹ | kg parcela ⁻¹ | kg parcela ⁻¹ |
| Testemunha | T | 0,0 | 0,00 | 0,0 | 0,00 |
| Sobrenadante | SN | 63066 | 1,36 | 0,34 | 0,60 |
| Depósito de fundo | DF | 37840 | 1,29 | 0,34 | 0,31 |
| Cama sobreposta | CS | 35475 | 0,72 | 0,34 | 0,26 |
| NureSoil | NS | 35475 | 0,0 | 0,34 | 0,30 |

3.1.6 Fatores Biométricos Avaliados

Como fatores biométricos avaliou-se a produtividade de grãos de trigo e seus teores de Zn, Cu, Cr e Ni conforme o que segue abaixo

3.1.6.1 Produtividade da cultura do trigo

A produtividade do trigo, cultura utilizada como bioindicadora nos experimentos a campo, foi avaliada por meio de colheita mecanizada. A colheita das parcelas, ocorrida em 22 de outubro de 2004, se deu com o uso de uma colhedora de parcelas da marca *Wintetsteinger* Auto-limpante, equipamento este cedido pela empresa *OR Sementes*, projetado para gerar pouca perda de grãos e boa limpeza do material coletado. A colheita foi realizada apenas numa faixa central de 2,00 metros, deixando-se uma bordadura de 1,50 metro de cada lado das parcelas. Toda a produção colhida foi levada ao Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFPR para pesagem e cálculo da produtividade. Para tanto, os grãos foram acondicionados em sacos plásticos. Destes tomou-se amostras para determinação de sua umidade. Foto ilustrativa da colheita pode ser observado na figura 03.

FIGURA 03 - DETALHE DA COLHEITA MECÂNICA DAS PARCELAS DOS 2 EXPERIMENTOS (COM LODO DE ESGOTO E COM DEJETOS DE SUÍNOS)



3.1.6.2 Teor de Metais dos Grãos de Trigo

Dos grãos já secos tomou-se amostras que foram acondicionadas em frascos de polietileno para posterior análise dos metais (Zn, Cu, Cr e Ni). Os grãos foram então moídos em moinho da marca *FRITSCH* modelo *PULVERISETTE 14* a 14000 rpm, no Laboratório de Biogeoquímica da UFPR e levados a digestão total com ácido nítrico (HNO_3) concentrado.

A digestão dos grãos se deu conforme JONES & CASE (1990), unicamente com HNO_3 concentrado, que foi adicionado em tubos de ensaio de 100 mL, sobre 0,500 g de alíquota. Os metais foram analisados no Laboratório de Biogeoquímica da UFPR, diretamente no extrato por espectrofotometria de absorção atômica.

3.1.7 Fatores Edáficos Avaliados

Como fatores edáficos avaliou-se os teores de Zn, Cu, Cr e Ni antes e depois da implementação dos tratamentos. Para tanto os solos foram amostrados, preparados e analisados conforme o que segue.

3.1.7.1 Amostragem do solo

O solo dos 2 experimentos de campo (com lodo de esgoto e com dejetos de suínos) foi amostrado e analisado em dois tempos, antes e depois da implementação dos tratamentos e condução da cultura. A primeira amostragem (amostragem tempo 1) foi realizada em 16 de maio de 2004 com objetivo de se caracterizar a área quanto ao seu teor de metais extraíveis de forma total e parcial. Para tanto, amostrou-se o solo de cada uma das parcelas nas seguintes profundidades: 0 a 5 cm; 5 a 10 cm; 10 a 15 cm; 15 a 25 cm; 25 a 35 cm; 35 a 45 cm; e 45 a 55 cm. Cada uma das amostras foi constituída por dez sub-amostras, distribuídas aleatoriamente sobre as parcelas, que foram homogeneizadas em balde plástico a campo, e então acondicionadas em embalagens novas de polietileno para posterior análise. O saldo do material amostrado foi descartado na própria parcela de origem. A segunda amostragem do solo (amostragem tempo 2) foi realizada após a colheita do trigo em 17 de dezembro de 2004, conforme a metodologia descrita para a primeira coleta e com o objetivo de se quantificar somente os níveis extraíveis parcialmente de Zn, Cu, Cr e Ni. Todas as amostras foram tomadas com trado holandês que foi marcado para as referidas profundidades. A separação das camadas de solo foi manual.

3.1.7.2 Preparo das amostras de solo

As amostras de solo foram levadas ao Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Paraná aonde foram preparadas e analisadas. Para tanto, as amostras (coletadas nos tempos 1 e 2) foram secas à estufa com ventilação forçada a 60° C por um período de 48 horas. Depois de secas estas foram desagregadas manualmente em gral de porcelana e peneiradas em peneira de 2 mm de plástico.

Tomou-se, durante o manuseio das amostras no laboratório, o cuidado de isolá-las com películas de polietileno e, ou com papel kraft com a finalidade de se evitar contaminações e interferências nos teores de metais. Após o preparo, as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno identificados para posterior análise.

3.1.7.3 Análise dos teores de metais (Zn, Cu, Cr e Ni) do solo

Os teores de Zn, Cu, Cr e Ni do solo foram obtidos por 3 metodologias, uma destrutiva, e duas menos agressivas e não destrutivas a saber: digestão “total” nitro-perclórica; extração parcial pelo extrator Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125M + HCl 0,05M); e extração parcial por solução extratora de DTPA. Todas as análises de solo foram realizadas nos laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná em Curitiba, ou seja: Laboratório de Química e Fertilidade do Solo, de Física do Solo, e de Biogeoquímica. Exceção se faz às determinações nos extratos com DTPA por espectrofotometria atômica, as quais realizadas no laboratório da Embrapa Florestas em Colombo - PR.

Tem-se creditado a ambos os métodos de extração parcial de zinco, sua capacidade de estimar biodisponibilidade do metal em solos que necessitam calibração, o quê justifica sua escolha no presente trabalho. As extrações totais e parciais se deram apenas nas amostras superficiais dos solos, haja vista a baixa mobilidade de metais com tais características, conforme SECCO (2003), avaliando a mobilidade de zinco no perfil do solo extraído pelos mesmos extratores aqui utilizados.

3.1.7.3.1 Teores totais de Zn, Cu, Cr e Ni do solo por digestão nitro-perclórica

A digestão ou extração nitro-perclórica foi procedida conforme BAKER & AMACHER (1982), HOSSNER (1996) e REED & MARTENS (1996) adaptados. Tal método, já foi demonstrado por SECCO (2003) como adequado para as condições do presente trabalho. Justifica-se também a opção por este método em razão de sua simplicidade e menor custo quando comparado a outros mais agressivos, como o HF o qual requer material, equipamentos e cuidados especiais.

Estas análises objetivaram averiguar se a área experimental era uniforme, no que concerne ao teor “total” de Zn, Cu, Cr e Ni do solo sob os experimentos. A utilização do termo total entre aspas se dá em razão desta digestão não ser

suficientemente agressiva para dissolver alguns materiais, possivelmente quartzo, que para fins deste trabalho assume-se conter desprezível teor do elemento.

A digestão foi procedida em duas etapas. Na primeira etapa, em tubo de ensaio de 100 mL, adicionou-se 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) em torno de 2 gramas de TFSE (Terra fina seca a estufa). As amostras foram tomadas gravimetricamente com exatidão de 0,001 g. Os tubos foram em seguida levados a bloco digestor cuja temperatura foi elevada a 170 °C pelo tempo de 1 hora e trinta minutos. Na segunda etapa, adicionou-se ao mesmo tubo mais 3 mL de ácido perclórico (HClO_4) com o tubo ainda quente, após o quê elevou-se a temperatura do bloco digestor a 203 °C por mais 1 hora e 15 minutos. Faz-se importante ressaltar que as digestões totais de solos só foram concluídas após inúmeras tentativas, nas quais as amostras eram perdidas por explosões. Tal problema foi contornado com o uso de um condensador afixado na saída do tubo de digestão conforme SECCO (2003). Após este procedimento o extrato foi filtrado em papel filtro do tipo quantitativo (faixa azul) para então ser analisado por absorção atômica. Para lavagem do papel filtro utilizou-se de 1 a 5 mL de água. Antes de se proceder as quantificações, o filtrado foi pesado permitindo-se assim expressar-se os resultados em massa da solução extratora. Os padrões utilizados foram obtidos a partir de solução estoque comercial de 1000 mg L⁻¹ Merck para Zn, Cu, Ni e Cr.

3.1.7.3.2 Teores extraíveis de Zn, Cu, Cr e Ni do solo por Mehlich 1

A opção pelo extrator Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125M + HCl 0,05M) se deu em razão de maior facilidade quando comparado a outros métodos, e em razão de sua já adoção por vários laboratórios de análise de solos do Paraná e de outros Estados da Federação. Tal extrator vem, já há mais de um ano, sofrendo avaliações interlaboratoriais quanto à sua repetibilidade pela Comissão Estadual de Laboratórios de Análise de Solos do Paraná (CELA PR), o que poderá permitir sua eventual adoção como rotina para o monitoramento de metais em solos nos quais se aplicou biossólidos tais como o lodo de esgoto e os dejetos de suínos objetos do presente.

Para a extração com Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125M + HCl 0,05 M), chamado a partir daqui simplesmente de M-1, utilizou-se da metodologia adaptada de CELA PR. Se faz importante ressaltar a modificação efetuada na massa da alíquota de solo usada na extração, a qual foi reduzida em 50%, o que permitiu agilização nos procedimentos e economia de reagentes e de água deionizada. Ou seja, efetuou-se a extração em 5 g de TFSE com 50 mL de solução extratora (relação 1:10). Para a extração utilizou-se de agitação a 220 rpm por 10 minutos, após o que decantou-se o extrato por 16 horas e então procedeu-se a filtração, em papel filtro do tipo quantitativo (faixa azul), por aproximadamente 15 minutos. Ressalte-se que neste caso o papel filtro não foi lavado sendo que o extrato assim obtido foi em seguida analisado por Espectrofotometria de Absorção Atômica. A extração dos metais por M-1 foi realizada apenas para a profundidade de 0 a 5 cm, em todas as parcelas dos experimentos e para os dois tempos (antes e depois da aplicação dos tratamentos).

3.1.7.3.3 Extração de Zn, Cu, Cr e Ni do solo por DTPA

Complementarmente, optou-se também por se diagnosticar os teores de Zn, Cu, Ni e Cr extraíveis do solo com DTPA (ácido dietileno triamino pentacético). Sua adoção no presente trabalho é justificada pela sua utilização, por diversos autores, para monitoramento de metais em solos onde se aplicou biossólidos.

A extração por DTPA foi conduzida conforme metodologia proposta por EMBRAPA (1999a) e por LINDSAY & NORVELL (1978), também com adaptação às condições oferecidas pelo laboratório, sempre com a finalidade de se reduzir o uso dos reagentes objetivando economia. O procedimento analítico consistiu na redução da massa de alíquota de TFSE e do reagente utilizado. Assim sendo, enquanto originalmente se recomendava a utilização de 20 g de TFSE e 40 mL de solução extratora DTPA ($1,96 \text{ g L}^{-1}$ de água deionizada + $14,9 \text{ mL L}^{-1}$ de trietanolamina + $1,47 \text{ g}$ de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ajustando-se o pH da solução para 7,3 com HCl 4 M), no presente trabalho passou-se a utilizar 10 g de TFSE e 20 mL de solução, mantendo-se assim a mesma relação de 1:2. Outra modificação importante foi a substituição dos

erlenmeyers de 125 mL originalmente utilizados por tubos de polipropileno de 55 mL com fundo cônico e tampa rosqueada, usualmente utilizados para centrifugação. A extração dos metais por DTPA em solos foi efetuada em todas as amostras, nos dois tempos de amostragem de solos dos experimentos. Cabe ressaltar que tanto nos procedimentos adotados para a extração por M-1 quanto por DTPA, as alterações metodológicas foram previamente testadas (com o mesmo solo da área do experimento), após o quê não sendo constatadas alterações nos resultados foram adotadas.

3.1.8 Teores dos Metais Zn, Cu, Cr e Ni nos Biossólidos por Digestão Nitro-perclórica

Avaliou-se os teores totais dos metais zinco, cobre, cromo e níquel nos biossólidos (N-Viro Soil e Dejetos de Suínos) utilizados nos experimentos. Para tanto realizou-se digestão ou extração nitro-perclórica procedida conforme BAKER & AMACHER (1982), HOSSNER (1996) e REED & MARTENS (1996) adaptados, na mesma forma e procedimentos adotados para a extração dos metais em solos, desta forma a metodologia utilizada pode ser observada no item 3.1.7.3.1, quando da descrição para determinação em solos, os teores estão apresentados no apêndice 01.

3.1.8.1 Teores dos metais Zn, Cu, Cr e Ni aplicados ao solo via lodo de esgoto urbano tratado (*N-Viro Soil*)

Os teores totais de zinco, cobre, cromo e níquel presentes nos biossólidos derivados de lodos de esgoto urbano tratados pelo Processo N-Viro e aplicados ao experimento de campo, foram de respectivamente 24,02; 5,60; 5,48 e 7,23 mg kg⁻¹ em base seca.

Pode-se observar que os teores destes metais nos biossólidos estão abaixo dos níveis médios dos metais pesados presentes em lodos de esgoto sem tratamento (USEPA) citados por MACHADO (2001) e apresentados na tabela 02 do item 2.2. Os baixos teores identificados nos biossólidos tratados podem ser explicados, talvez, pelo

efeito de diluição promovida pela adição dos reagentes utilizados (BURNHAM et al., 1992) no Processo N-Viro para o tratamento dos biossólidos.

Observa-se também que, ao se comparar os teores de zinco, cobre, cromo e níquel com os adotados pela legislação americana (CFR 40 Part 503, 1996), (USEPA, 1994) e com os indicados na *Resolução para a Regulamentação do Uso Agrícola de Lodo de Esgoto Brasileira* (CONAMA 375, 2006), 2.800 mg kg^{-1} , 1500 mg kg^{-1} , 1000 mg kg^{-1} , 420 mg kg^{-1} , para zinco, cobre, cromo e níquel respectivamente, todos os valores apresentam-se abaixo destes valores, indicando ser o Processo N-Viro efetivo em particularidade na redução dos teores efetivos dos metais tratados.

Conseqüentemente os biossólidos (N-Viro Soil) aplicados ao solo, geraram concentrações de zinco, cobre, cromo e níquel muito abaixo dos níveis indicados pelas legislações vigentes, Resolução CONAMA 375/06, cujos valores estão apresentados na tabela 04 do item 2.3. As doses dos metais aplicadas ao solo estão apresentadas na tabela 21.

TABELA 21 - DOSES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL APLICADAS VIA N-VIRO SOIL AO EXPERIMENTO DE CAMPO EM BASE SECA

| Tratamentos | Biossólidos | Biossólidos | Doses aplicadas ao solo | | | |
|-------------|-----------------------------------|----------------------------------|-------------------------|--------|--------|--------|
| | base úmida kg ha^{-1} | base seca kg ha^{-1} | Zinco | Cobre | Cromo | Níquel |
| | | | g ha^{-1} | | | |
| L1 | 3000 | 2672,1 | 64,18 | 14,96 | 14,64 | 19,32 |
| L2 | 6000 | 5344,2 | 128,37 | 29,93 | 29,29 | 38,64 |
| L3 | 12000 | 10688,4 | 256,74 | 59,86 | 58,57 | 77,28 |
| L4 | 24000 | 21376,8 | 513,47 | 119,71 | 117,14 | 154,55 |

3.1.8.2 Teores dos metais Zn, Cu, Cr e Ni aplicados ao solo via dejetos de suínos, sob diferentes formas

Os teores médios dos metais zinco, cobre, cromo e níquel nos biossólidos derivados dos dejetos de suínos sob diferentes formas, utilizados no experimento, podem ser visualizados na tabela 22.

TABELA 22 - MÉDIA DOS TEORES TOTAIS DOS ELEMENTOS ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NOS BIOSSÓLIDOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS CONDUZIDOS A CAMPO E EM CASA DE VEGETAÇÃO

| Notação | Biossólido | Zn | Cu | Cr | Ni |
|---------|-------------------|---------|---------|-------|-------|
| | | | | | |
| NS | NureSoil | 153,96 | 42,66 | 12,57 | 9,40 |
| DF | Depósito de Fundo | 1766,61 | 1178,00 | 16,06 | 0,48 |
| CS | Cama Sobreposta | 264,63 | 168,51 | 8,31 | 1,03 |
| SN | Sobrenadante | 568,77 | 359,97 | 69,83 | < 0,1 |

Pode-se observar que os teores médios dos metais zinco, cobre, cromo e níquel, presentes nos dejetos de suínos, mostraram-se maiores do que as concentrações dos mesmos metais no N-Viro Soil, tabela 21, salvo para níquel, o qual mostrou um teor maior no N-Viro Soil do que nos dejetos de suínos que não receberam tratamento. Todos os valores enquadram-se dentro dos padrões indicados pela Resolução CONAMA 375/06, a saber: 2800 mg kg⁻¹, 1500 mg kg⁻¹, 1000 mg kg⁻¹, 420 mg kg⁻¹, para zinco, cobre, cromo e níquel respectivamente.

Na tabela 23, pode-se observar as doses dos metais zinco, cobre, cromo e níquel aplicadas aos solos via dejetos de suínos. Constata-se ali que as quantidades destes metais foram muito maiores do que as aplicadas via lodo de esgoto tratado. O que condiz com a observação feita por LUCCHESI (1997) e por SECCO (2003), relativa à significativa redução dos teores de zinco em dejetos de suínos tratados alcalinamente.

TABELA 23 - DOSES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL APLICADAS VIA DEJETOS DE SUÍNOS AO EXPERIMENTO DE CAMPO EM BASE SECA

| Tratamentos | Biossólidos | Biossólidos | Doses aplicadas ao solo | | | |
|-------------|-----------------------------------|----------------------------------|-------------------------|---------|--------|--------|
| | base úmida kg ha ⁻¹ | base seca Kg ha ⁻¹ | Zinco | Cobre | Cromo | Níquel |
| | | | g ha ⁻¹ | | | |
| NS | 35475 | 33399,71 | 5142,22 | 1424,83 | 419,83 | 313,96 |
| CS | 35475 | 12771,00 | 3379,59 | 2152,04 | 106,13 | 13,15 |
| SN | 63066,6 | 309,03 | 175,76 | 111,24 | 18,49 | < 0,1 |
| DF | 37840 | 3916,44 | 6918,82 | 4613,57 | 62,90 | 1,88 |

Pode-se observar que a aplicação de dejetos de suínos na forma de Depósito de Fundo, apresentou os mais altos incrementos dos metais zinco e cobre ao solo. Isto se deve, possivelmente, à maior concentração destes metais nesta forma de dejetos perante aos demais bio-sólidos, lembrando também o fato de este bio-sólido estar sendo aplicado ao solo sem qualquer tratamento de estabilização.

Mesmo estando os valores apresentados na tabela 23, aquém daqueles sugeridos pela atual legislação, CONAMA 375/06, para todas as formas de dejetos de suínos aplicadas ao solo, deve-se observar que o dejetos de suíno tratado pelo Processo N-Viro, apresentou menor incremento dos metais Zn e Cu ao solo frente às demais formas de dejetos aplicadas. Assim como para os lodos de esgoto urbano, este fato pode ser explicado, em partes, pela diluição destes metais promovida pelos ingredientes utilizados no processo de tratamento (BURNHAM et al. 1992; LUCCHESI, 1997). Esta observação remete-se à significativa redução da taxa de acúmulo destes metais ao solo.

3.1.9 Análise Estatística dos Dados dos Experimentos de Campo

Foi realizada a análise estatística dos dados, para avaliação da influência dos tratamentos sobre fatores edáficos e biométricos, através da Análise de Variância (Anova), Teste de F (5% e 1%) e teste de comparação de médias pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Essa avaliação foi feita para os dois experimentos e os dados foram analisados separadamente. Para isso utilizou-se o programa SPSS para Windows versão 10,0 (SPSS, 1999).

3.2 EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO

O experimento em casa de vegetação foi conduzido nas dependências do Departamento Fitotecnia e Fitossanitarismo do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, para o que utilizou-se de colunas de percolação em tubos de PVC, com solos reconstituídos e cultivadas com trigo (*Triticum aestivum* L).

O experimento teve duração de 114 dias, iniciando em 04 de maio de 2004. O solo das colunas recebeu doses de dejetos de suínos, em diferentes formas.

Foram avaliados, nas plantas de trigo, os teores totais de Zn, Cu, Cr e Ni, além de alguns fatores biométricos. Avaliou-se também os solos das colunas, em seus teores parcialmente extraíveis.

Assim como no experimento de campo, o experimento desenvolvido em casa de vegetação foi concebido com o objetivo de se avaliar não somente a biodisponibilidade de metais pesados à cultura do trigo.

3.2.1 Delineamento Experimental e Tratamentos Adotados no Experimento de Casa de Vegetação

Utilizou-se um delineamento inteiramente casualizado (DIC) com 5 tratamentos e 3 repetições. Os tratamentos utilizados foram os seguintes: T – testemunha sem dejetos e sem adubo; SN – dejetos na forma de líquido sobrenadante sem adubo; DF – dejetos na forma de depósito de fundo sem adubo; CS – dejetos na forma de cama sobreposta sem adubo; e NS – NureSoil, dejetos tratados pelo Processo N-Viro. Note-se que estes tratamentos são os mesmos utilizados no experimento de campo com dejetos de suínos, a exceção do tratamento SS (com super simples).

3.2.2 Solo Utilizado nas Colunas de Percolação

O solo utilizado para o experimento conduzido na casa de vegetação, originou-se da mesma unidade citada anteriormente (Latosolo Vermelho Escuro), também

coletado na Fazenda Mutuca em Arapoti - PR. A data de sua coleta foi 08 de janeiro de 2004. Para tanto, retirou-se 300 kg de solo de forma estratificada, de 40 em 40 cm até 120 cm de profundidade. O solo foi acondicionado em sacos de polietileno e transportado até as instalações do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFPR. A figura 04 mostra a trincheira de onde foi coletado o solo para o experimento de casa de vegetação.

FIGURA 04 - PERFIL DO LATOSSOLO VERMELHO ESCURO ÁLICO (LEa6) UTILIZADO NO EXPERIMENTO DE CASA DE VEGETAÇÃO, FAZENDA MUTUCA, ARAPOTI – PR.



No laboratório, o solo foi seco ao ar, espalhando-o sobre papel *kraft* novo e limpo, à sombra, em camadas de aproximadamente 1,5 a 2,0 cm, o qual foi revolvido a cada 15 minutos até que água foi evaporada totalmente e a secagem concluída. Após a secagem, o solo foi peneirado em peneira 2,0 mm. Na seqüência foram retiradas amostras para análise física e química de rotina para então, após período de armazenamento em sacos plásticos, foi reconstituído em colunas. A tabela 24 mostra características químicas do solo para as profundidades amostradas. A tabela 25 mostra os resultados da análise granulométrica do solo.

TABELA 24 - CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO UTILIZADO NAS COLUNAS DE PERCOLAÇÃO

| Profundidade cm | pH % SMP | pH CaCl ₂ | Al | H+Al cmol _c dm ⁻³ | Ca+Mg | K | P ppm | C g dm ⁻³ |
|--------------------|----------------|-------------------------|-------------|--|----------------|-----|----------|-------------------------|
| 0 a 5 | 6,4 | 5,3 | 0,0 | 3,8 | 6,9 | 0,4 | 17,6 | 32,1 |
| 5 a 40 | 5,9 | 4,2 | 0,6 | 5,5 | 1,9 | 0,1 | 0,7 | 18,0 |
| 40 a 80 | 5,8 | 4,1 | 0,5 | 5,7 | 1,4 | 0,1 | 0,3 | 12,0 |
| 80 a 120 | 6,2 | 4,1 | 0,5 | 4,4 | 0,9 | 0,0 | 0,7 | 8,8 |

TABELA 25 - TEXTURA MÉDIA DO SOLO UTILIZADO NAS COLUNAS DE PERCOLAÇÃO

| Profundidade cm | Areia | Silte % | Argila |
|--------------------|-------|------------|--------|
| 0 a 120 | 35 | 28 | 37 |

3.2.3 Preparo das Colunas e Reconstituição do Perfil do Solo

As colunas foram montadas utilizando-se tubos de PVC de 100 mm de diâmetro e 130 cm de altura. As camadas de solo foram colocadas nas colunas na mesma disposição em que foi coletado a campo. Assim, o primeiro solo a ser colocado no tubo correspondeu à coleta da profundidade de 80 a 120 cm, na seqüência a camada correspondente à profundidade coletada de 40 a 80 cm e finalmente a coletada de 0 a 40 cm. Os tubos de PVC foram fechados no fundo (parte de baixo da coluna) e nas tampas foi feito um orifício de aproximadamente 1,0 cm de diâmetro para o escoamento da água percolada. Ao fundo, cobriu-se o orifício, pela parte interior do tubo, com tecido sintético com a finalidade de filtrar a água percolada. A figura 05 mostra uma vista geral do experimento em casa de vegetação.

FIGURA 05 - VISTA GERAL DO EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO UTILIZANDO COLUNAS DE PERCOLAÇÃO, UFPR, CURITIBA, PR



3.2.4 Implementação dos Tratamentos

Após o solo ter sido reconstituído nas colunas, como descrito anteriormente, estas foram preparadas para o recebimento dos tratamentos.

3.2.4.1 Origem e caracterização química dos bio sólidos utilizados no experimento

Os dejetos utilizados no experimento de colunas de percolação em casa de vegetação tiveram origem em uma unidade produtora de suínos localizada no município de Guarapuava - PR. Os bio sólidos foram coletados manualmente na propriedade e acondicionados em potes de polietileno para transporte, o NureSoil, bio sólido de suíno tratado pelo Processo N-Viro, teve a mesma origem daquele utilizado nos experimentos à campo, já descrito anteriormente. A tabela 26 mostra algumas características físico-químicas dos bio sólidos utilizados no experimento.

TABELA 26 - CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS DE SUÍNOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO DE CASA DE VEGETAÇÃO – UMIDADE, TEOR DE SÓLIDOS E NUTRIENTES EM BASE ÚMIDA – UTILIZADOS NO EXPERIMENTO

| Dejetos | Sólidos | Umidade | N | P | K | PRNT |
|---------------------------|---------|---------|------|------|------|-------|
| | % | | | | | |
| Líquido sobrenadante (SN) | 0,16 | 99,84 | 0,05 | 0,07 | 0,02 | - |
| Depósito de fundo (DF) | 46,90 | 53,10 | 0,45 | 0,12 | 0,11 | - |
| Cama sobreposta (CS) | 41,95 | 58,05 | 0,36 | 0,17 | 0,13 | - |
| NureSoil (NS) | 92,98 | 7,02 | - | 0,16 | 0,14 | 43,69 |

3.2.4.2 Doses dos dejetos utilizados sob as diferentes formas nos tratamentos

As doses de bio sólidos aplicados sob as diferentes formas, foram calculadas conforme seu teor de fósforo (P). Este fato justifica-se pelo grande potencial poluidor que este macroelemento apresenta, quando aplicado ao solo em quantidades muito maiores àquelas suportáveis pelo ambiente edáfico.

A dose calculada para aplicação dos bio sólidos foi de 56,8 kg ha⁻¹. Esta dose adveio da recomendação agrônômica publicada em BARTZ et al. (1995).

No dia 04 de maio de 2004 os bio sólidos foram aplicados superficialmente, sobre os solos das colunas. Nesta ocasião os bio sólidos não sofreram nenhuma alteração das suas características originais. Isto é, preservou-se as propriedades que os bio sólidos apresentavam a campo, buscando com isso aproximar-se ao máximo as condições experimentais àquelas geralmente encontradas no ambiente. Os agregados do bio sólido tratado pelo processo N-Viro, aqui denominado NureSoil, tiveram seu diâmetro reduzido a menos de 0,5 cm. Este processo se deu com o uso de gral e pistilo de porcelana e teve como objetivo aumentar a reatividade do produto com o solo.

3.2.5 Condução do Experimento em Casa de Vegetação

A adição de água às colunas teve como objetivo mobilizar metais (Zn, Cu, Ni e Cr) presentes nos dejetos com vistas a testar sua biodisponibilidade. Desta forma, efetuou-se regas diárias. A condução do experimento se deu aplicando-se 600 mL de água deionizada por semana durante 10 semanas.

3.2.5 1 Plantio da espécie vegetal utilizada como bioindicadora, condução das plantas, corte e acondicionamento

Com a finalidade de se manter a mesma cultura já utilizada nos experimentos de campo, a espécie escolhida como bioindicadora para este experimento foi o trigo (*Triticum aestivum L.*). Duas semanas após a implementação do experimento, em 18 de maio de 2004, cada coluna recebeu 5 sementes que foram enterradas a 1,0 cm no solo já úmido.

Com a finalidade de homogeneização das plantas indicadoras nas colunas, após duas semanas da germinação, selecionou-se as 3 plantas mais vigorosas de cada coluna e eliminou-se as demais, a seguir iniciou-se o acompanhamento do crescimento das plantas.

O corte das plantas ocorreu aos 100 dias da semeadura, as plantas já se apresentavam em senescência, com os grãos iniciando o estado de maturação fisiológica. As plantas foram cortadas rente ao solo, pesadas, medidas e acondicionadas em cartuchos de papel, para encaminhamento ao laboratório onde foram secas à estufa por 48 horas, a temperatura de 60 °C, conforme recomendação adaptada de MALAVOLTA et al. (1997) e RAIJ (1991). Após secas, as plantas foram trituradas e acondicionadas em potes de polietileno com fechamento hermético.

3.2.6 Coleta dos Solos das Colunas

Ao final do período do experimento, coletou-se o solo para fins de quantificação dos teores parcialmente extraíveis de Zn, Cu, Cr e Ni por M-1 e DTPA para tanto as colunas foram abertas lateralmente com o auxílio de serra elétrica. Após o corte, removeu-se uma das metades do tubo, e deixou-se o solo exposto e apoiado sobre a outra metade do tubo (figura 06). Após cuidadosa remoção das raízes amostrou-se, com o uso de uma espátula de PVC, a partir da superfície, os primeiros 5,0 cm os quais foram acondicionados em sacos plásticos. Os solos coletados foram

levados ao laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFPR para secagem em estufa a 60 °C por 72 horas e posterior análise.

FIGURA 06 - DETALHE DO CORTE LONGITUDINAL DA COLUNA E DAS PROFUNDIDADES AMOSTRAIS



3.2.6.1 Teores extraíveis de Zn, Cu, Cr e Ni do solo do experimento em casa de vegetação

Analisou-se os elementos Zn, Cu, Cr e Ni no solo em seus teores extraíveis pelas 2 metodologias já citadas anteriormente para os experimentos de campo: Mehlich 1 e DTPA. Devido ao fato da aplicação dos bio sólidos nas colunas ter sido feita em superfície analisou-se, os referidos metais, apenas na camada superior do solo, de 0 a 5 cm. A adoção de tal procedimento baseou-se em SECCO (2003), portanto, neste caso assumiu-se que a mobilidade dos metais analisados seria mínima.

3.2.7 Produção de Matéria Seca e Biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni para Trigo

A produção de matéria seca foi obtida conjuntamente com SCHMIDT FILHO (2006). A biodisponibilidade de Zn, Cu, Cr e Ni no solo a partir de dejetos foi avaliada por meio da análise total da matéria seca produzida pelas plantas de trigo. Tais análises foram conduzidas nas dependências do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR, nos laboratórios de Química e Fertilidade do Solo e de Biogeoquímica, conforme metodologia já descrita anteriormente para a análise dos grãos no experimento de campo.

Adicionalmente, as plantas de trigo, depois de secas, conforme recomendações adaptadas de MALAVOLTA et al. (1997) e RAIJ (1991), tiveram sua nervura central retirada, para então serem submetidas a moagem. O material resultante da moagem foi passado em peneira 0,5 mm e acondicionado para posterior análise.

A digestão foliar se deu conforme JONES & CASE (1990) usando ácido nítrico concentrado, o qual foi adicionado em tubos de ensaio sobre uma alíquota de 0,5 g do tecido vegetal. Os metais: zinco, cobre, cromo e níquel foram determinados diretamente no extrato por espectrofotometria de absorção atômica conforme metodologia já descrita anteriormente.

3.2.8 Análise Estatística dos Dados

A análise estatística foi empregada com a finalidade de avaliar a influência dos tratamentos sobre fatores edáficos e biométricos avaliados. Para tanto, realizou-se Análise de Variância (Anova), Teste de F (5% e 1%) e teste de comparação de médias pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade, realizadas com o auxílio do programa SPSS para Windows versão 10,0 (SPSS, 1999).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEORES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NO SOLO

Frente ao objetivo geral de avaliar a presença e a biodisponibilidade dos metais no solo, em ambos os experimentos, determinou-se os teores totais e parciais (extraíveis, sob duas metodologias). Os teores totais foram avaliados no perfil e os parciais, dos metais zinco, cobre, cromo e níquel, foram determinados apenas nas camadas superficiais, de 0 a 5 cm. Este fato pode ser justificado pela baixa mobilidade de alguns destes metais no solo. SECCO (2003) estudando a mobilidade do zinco em solos que receberam doses de lodos de esgoto urbano tratados, verificou a baixa mobilidade deste elemento, concluindo a não necessidade de se analisar profundidades maiores do que as superficiais, quando do monitoramento de metais que tenham as mesmas características do zinco em condições de reciclagem de bio sólidos. Além disso, o fato da aplicação dos bio sólidos ter sido feita superficialmente, complementa a justificativa da avaliação dos metais apenas nas camadas superficiais do solo.

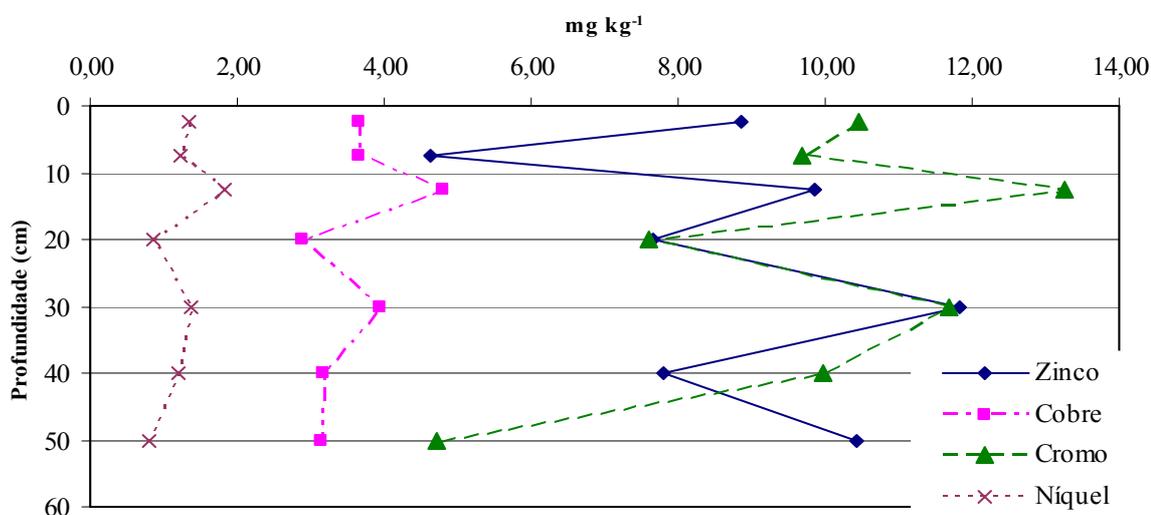
4.1.1 Teores Totais e Parciais de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel no Solo dos Experimentos à Campo, antes da Implantação dos Tratamentos

Dos resultados verificados nas parcelas antes da implantação dos experimentos, observou-se que os teores totais, extração nitro-perclórica, dos elementos zinco, cobre, cromo e níquel no solo, foram em muito superiores aos teores destes elementos, extraídos com extratores parciais, M-1 e DTPA, visto que extratores totais retiram do solos “toda” a quantidade do metal presente, enquanto extratores parciais extraem apenas a fração solúvel do elemento presente no solo. Muitos tem sido os extratores químicos utilizados para a avaliação da fração solúvel dos metais no solo, OLIVEIRA e MATTIAZO (2001) afirmam que a eficiência do extrator é atribuída de acordo com o grau de correlação entre quantidades extraídas do solo e quantidades absorvidas pelas plantas.

Nas extrações totais, à profundidade de 0 a 5 cm, os teores médios foram 8,84; 3,66; 10,46 e 1,33 mg kg^{-1} para zinco, cobre, cromo e níquel respectivamente. Observa-se que estes teores estão bem abaixo dos encontrados por PEZZAROSSA et al. (1993) citado por RAMALHO et al. (1998), os quais detectaram teores totais de 71,3 mg kg^{-1} para Zn, 73,9 mg kg^{-1} para Cu em solos cultivados com tomate. Ainda constata-se que os teores encontrados nestas extrações estão muito abaixo dos apresentados por MALAVOLTA (1994) considerados excessivos do ponto de vista de fitotoxidez.

A figura 07 mostra a distribuição destes quatro elementos, em seus teores totais, no perfil do solo da área trabalhada. Os teores identificados nas profundidades do perfil do solo nas extrações totais estão apresentados no Apêndice 02.

FIGURA 07 – TEORES TOTAIS DE Zn, Cu, Cr e Ni (DIGESTÃO NITRO-PERCLÓRICA, MÉDIA DE TRÊS ALÍQUOTAS POR PROFUNDIDADE) NO SOLO DO EXPERIMENTO DE CAMPO EXPRESSOS EM BASE SECA



Pode-se observar que os teores totais de zinco, cobre, cromo e níquel extraídos por digestão nitro-perclórica no perfil do solo da área experimental, mostram-se condizentes com os apresentados por LICHT (2001) para aquela região, em levantamento geoquímico efetuado em sedimentos de fundo de bacias hidrográficas do Paraná. Observa-se ainda que, quando comparados os valores de zinco, em particular,

com os encontrados por LUCCHESI (1997) estudando 2 Latossolos do estado do Paraná, estes mostram-se bem inferiores, possivelmente, como já comentado, em razão da geologia da região onde foram amostrados, podendo assim “classificar” o LATOSSOLO aqui trabalhado como sendo naturalmente pobre em zinco e nos demais metais estudados.

As extrações parciais de metais do solo, isto é, aquelas capazes de avaliar somente o elemento solúvel, apresentaram resultados como segue: Teores de Zn M-1 variando de 0,62 a 2,45 mg kg⁻¹ e Zn DTPA de 0,51 a 1,16 mg kg⁻¹. Teores de Cu M-1 variando de 0,46 a 1,26 mg kg⁻¹ e Cu DTPA de 0,66 a 0,84 mg kg⁻¹.

Nas extrações parciais, os teores de Cr e Ni não apresentaram resultados significativos, mantendo-se constantemente abaixo no nível de detecção para a metodologia utilizada.

Pode-se observar que os resultados obtidos para Zn e Cu estão muito semelhantes àqueles encontrados por outros autores, como por exemplo, por LUCCHESI (1997) para três Latossolos do estado do Paraná, bem com os observados por BORGES & COUTINHO (2004) que avaliaram dois solos, um LATOSSOLO VERMELHO e um NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, com os mesmos extratores parciais aqui utilizados, M-1 e DTPA.

Os resultados de todas as parcelas e as respectivas médias, extraídos por M-1 e por DTPA estão arroladas nos Apêndices 03 a 18.

Os baixos teores apresentados pelos extratores parciais dos metais nos solos, também podem estar associados ao fato de a área agrícola utilizada pelo experimento apresentar boa correção do solo no que diz respeito ao pH, este por sua vez, quando em níveis altos no solo (igual ou maior do que 5,0) reduz a disponibilidade de elementos com características como as dos metais aqui estudados. Autores como, BORGES & COUTINHO (2004), MATTIAZZO & GLORIA (1995), MATTIAZZO & BARRETO (1995) afirmam terem observado tal situação em seus trabalhos com metais pesados em diferentes solos; pois de acordo com LINDSAY (1971), citado por MALAVOLATA (1994) a elevação de uma unidade do pH provoca a diminuição de

100 vezes na solubilidade do zinco e cobre, reduzindo também significativamente a disponibilização de cromo e níquel.

4.1.2 Efeito dos Tratamentos nos Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel Extraíveis Parcialmente do Solo

4.1.2.1 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo sob o experimento com lodo de esgoto urbano (*N-Viro Soil*)

Ao final do experimento com lodo de esgoto urbano tratado pelo Processo N-Viro, detectou-se diferenças significativas entre os tratamentos apenas para o elemento Zn extraído por M-1, Zn DTPA, Cu M-1 e Cu DTPA, não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Cr e Ni mantiveram-se abaixo dos níveis de detecção para a metodologia utilizada, para ambos os extratores. Pode-se dizer que a não observação de diferenças significativas entre os tratamentos, se deve, em partes, ao fato de que as concentrações dos metais zinco e cobre, nas doses de N-Viro Soil aplicados terem sido baixas (maior dose 24 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil). Esta dosagem, quando comparada às aplicadas por LUCCHESI (1997) (maior dose 148,8 Mg ha⁻¹ de N-Viro Soil) pode explicar as diferenças significativas encontradas por aquele autor naquele trabalho, aliado também ao fato de as aplicações terem sido feitas em superfície e não incorporadas ao solo. Frente ao exposto verifica-se a grande diferença entre as doses de biossólidos aplicadas neste experimento com as aplicadas por outros autores em distintos experimentos, como por exemplo MARQUES (1996) citado por OLIVEIRA e MATTIAZZO (2001), utilizando até 160 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto em base úmida; OLIVEIRA et al. (1995) aplicando doses de até 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto em base seca; NASCIMENTO et al. (2004) adicionaram doses de lodo de esgoto equivalentes até a 60 Mg ha⁻¹ (base seca) e MARTINS et al. (2003), que utilizou em seu experimento, em condições de campo aplicações de lodo de esgoto em até 80 Mg ha⁻¹ (material seco).

As figuras 08 e 09 mostram os teores médios de zinco e cobre respectivamente, extraídos por M-1 e as figuras 10 e 11 com o extrator parcial DTPA. Os dados detalhados destas avaliações estão apresentados nos Apêndices 23 a 30.

Os resultados da Anova e do teste F (5%) para os fatores analisados encontram-se resumidos nos Apêndices 19 a 22.

Os baixos teores destes metais observados nas camadas superficiais (0 a 5 cm), do solo da área experimental, avaliados por extratores parciais, podem também estarem relacionados a fatores já descritos anteriormente, como o pH do solo da área cultivada. Tal fator deve ser considerado, visto que o solo, da área experimental encontra-se “corrigido” com pH em torno de 6,0.

Ainda relativo ao pH, a aplicação do produto N-Viro Soil em superfície, também pode em partes ter influenciado na disponibilidade dos metais solúveis, devido ao seu elevado poder de alcalinização do meio, podem também proporcionar a indisponibilização dos metais por complexação, adsorção e precipitação (LUCCHESI, 1997).

FIGURA 08 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA OS EXPERIMENTOS COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO

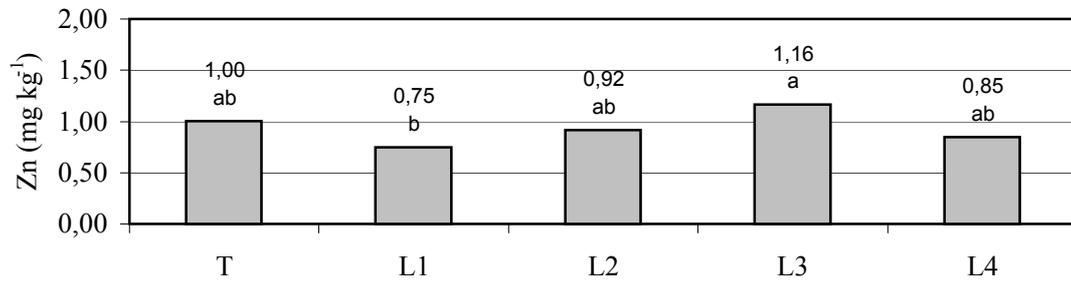


FIGURA 09 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA OS EXPERIMENTOS COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO

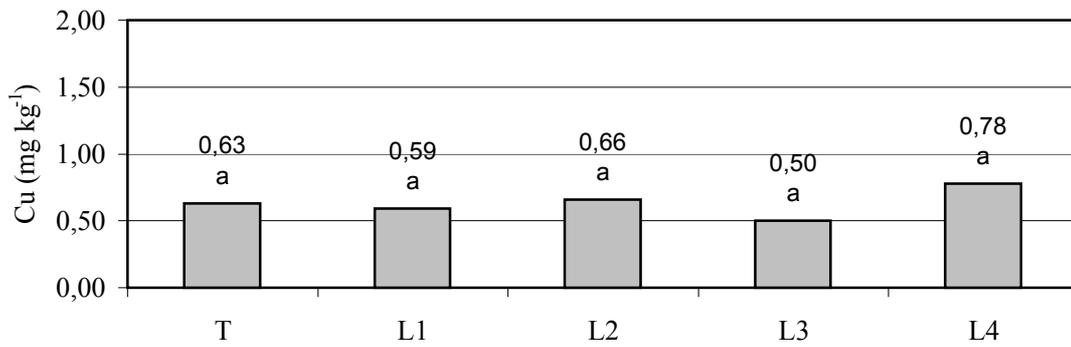


FIGURA 10 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA OS EXPERIMENTOS COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO

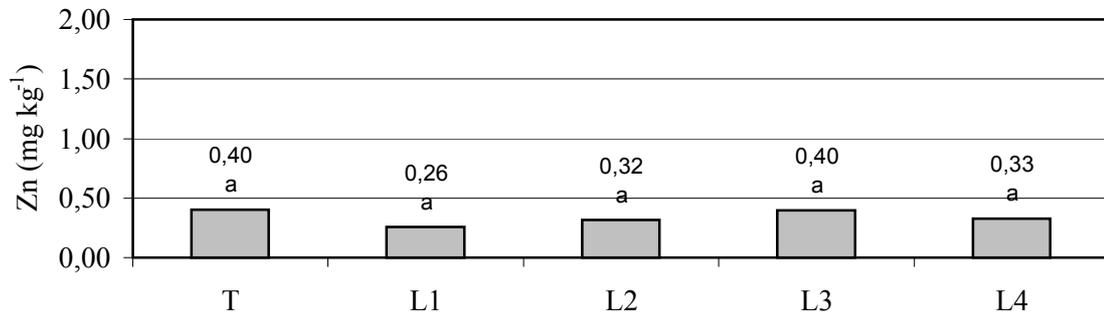
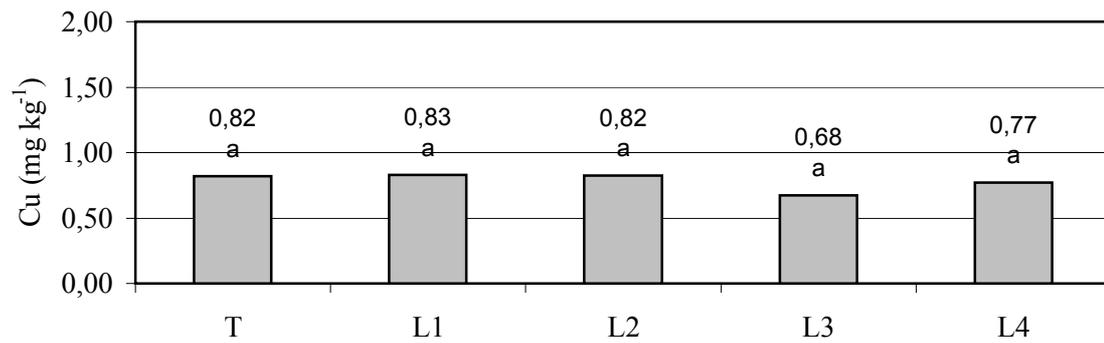


FIGURA 11 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA OS EXPERIMENTOS COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO



Observa-se pois uma ligeira tendência de os valores de zinco extraídos por M-1 serem maiores do que por DTPA, ao contrário do observado para o Cu. Outros autores observaram esta mesma tendência para o zinco quando da comparação entre extratores ácidos (M-1) com quelantes (EDTA). LUCCHESI (1997) utilizando o extrator M-1 encontrou valores para Zn situados na faixa de 2,63 e 13,84 mg kg⁻¹, ainda tendo o autor utilizado solução extratora de EDTA, encontrou valores também para Zn entre 1,77 e 7,70 mg kg⁻¹. Em tal trabalho, o autor encontrou diferenças significativas entre os teores de zinco advindos da aplicação de N-Viro Soil. Porém, como já mencionado anteriormente, isso se deve muito provavelmente, às doses muito maiores de biossólidos, conseqüentemente de zinco, aplicado pelo autor. Porém MALAVOLTA (1994) observou valores na ordem de 0,6 a 13 mg kg⁻¹ de zinco extraído por M-1 e de 0,4 a 17 extraídos por DTPA, para solos de São Paulo. Indicando assim divergências certamente relacionadas aos tipos de solos e regiões.

Complementarmente, em se avaliando os dados apresentados nas figuras 08 e 09, nota-se que os teores de zinco extraídos por M-1 mostraram-se consistentemente maiores do que aqueles extraídos por DTPA. Esta afirmação, vem de encontro com os dados publicados por BORGES e COUTINHO (2004) os quais encontraram valores ligeiramente superiores de Zn em solos quando extraídos por M-1 do que por DTPA. Ainda os resultados publicados por LUCCHESI (1997) mostram a mesma tendência, usando como extrator quelante o EDTA ao invés de DTPA. Desta forma, verifica-se que um dos fatores que talvez em parte influencie na capacidade extratora das soluções utilizadas é o pH do extrator M-1 (duplo ácido), certamente muito mais ácido que o do DTPA e assim possivelmente capaz de dissolver (ou desorver) certas formas de Zn presentes no solo.

No que concerne aos teores de Cu observados nas figuras 09 e 11, nota-se uma ligeira tendência à semelhança entre os resultados obtidos por M-1 e DTPA. Esperava-se uma redução nos teores de Cu extraídos por DTPA com o aumento da matéria orgânica aplicada via biossólido (BORGES e COUTINHO, 2004) devido à interação entre este elemento e ligantes orgânicos presentes no solo. No entanto, tal situação não foi identificada, pelo contrário, os teores extraídos por DTPA, mostraram-se

ligeiramente superiores aos extraídos por M-1, fato este também provavelmente devido às doses de biossólidos terem sido relativamente baixas, não promovendo aumentos significativos nos teores de matéria orgânica. Entretanto, deve-se considerar, conforme BERTON (2000) que a eficiência do extrator DTPA depende do tipo de solo e da espécie vegetal empregada, afirmando pois o autor, que este extrator obteve correlações positivas, altas, entre quantidades de Cu extraídas por DTPA de solos cultivados com lodo de esgoto sem a adição de carbonato de cálcio.

Ainda deve-se considerar que a capacidade de extração do DTPA depende de vários fatores, como pH e mineralogia do solo (PIRES e MATTIAZZO, 2003), estes autores encontraram valores que indicam a mesma tendência aqui observada, teores de zinco entre 1,0 e 0,5 mg kg⁻¹ extraídos por M-1 e DTPA respectivamente e para cobre valores na ordem 0,6 e 0,9 extraídos M-1 e DTPA respectivamente.

Conclui-se assim que ambos os extratores são passíveis de serem utilizados para fins de monitoramento do zinco e cobre no solo, advindos de lodo de esgoto, desde que a estes sejam adicionados níveis por eles discrimináveis, já que para a adição de pequenas quantidades a metodologia aqui empregada não foi suficientemente sensível para detectá-las. Fato este observado para os metais cromo e níquel, aqui testados e não observados resultados para o nível de detecção utilizado. Por outro lado, considera-se aqui ser o extrator de duplo-ácido Mehlich-1, mais prático para o monitoramento de áreas que sofreram reciclagem, visto que este método já é oferecido rotineiramente a extração de fósforo e potássio pelos laboratórios de análises de solo no estado do Paraná. Complementarmente, RAIJ (1987) afirma merecerem os extratores ácidos maior atenção por serem capazes de extrair Zn solúvel, trocável e parte daquele ligado à matéria orgânica, além de solubilizarem parcialmente frações precipitadas como por exemplo fosfato e carbonato em solos ácidos. No entanto, o autor complementa que este método não é adequado para o uso em solos calcários.

4.1.2.2 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo sob o experimento com dejetos de suínos, a campo

Para o experimento realizado a campo com dejetos de suínos, observou-se diferenças significativas entre os tratamentos, apenas para os teores de zinco extraídos do solo com DTPA. Assim como no experimento que testou lodo de esgoto urbano tratado, os teores de cromo e níquel no solo, ficaram abaixo do limite de detecção para a metodologia utilizada. Os resultados obtidos estão apresentados nos Apêndices 31 a 38.

As mesmas considerações feitas para o experimento com lodo de esgoto urbano, com relação aos baixos teores extraídos pelos extratores parciais, tanto o ácido quanto o quelante, são válidas para este experimento. Possivelmente, os teores de metais pesados incrementados ao solo via bio sólidos derivados de dejetos de suínos, apesar de baixos, podem ter sido influenciados, em partes, pelo pH do solo, como já comentado anteriormente para o experimento com N-Viro Soil.

As figuras 12 e 13 mostram os valores encontrados para zinco e cobre no solo respectivamente extraídos por M-1 e as figuras 14 e 15 mostram os teores de zinco e cobre pelo extrator DTPA.

Nota-se, na figura 12 e 13, uma tendência de o extrator M-1 apresentar uma maior variação nos teores de Zn e Cu, do que o extrator de DTPA. Porém, em se observando as dosagens destes dois metais incrementados ao solo via dejetos, tabela 28, nota-se que não representam as maiores quantidades aplicadas. Este fato comprova o exposto por BORGES e COUTINHO (2004), de que a disponibilidade de metais advindos de bio sólidos, neste caso dejetos de suínos, depende também das características dos mesmos, além de outros fatores. Porém maiores inferências a respeito da discussão neste aspecto, requerem maiores avaliações dos bio sólidos testados, o que não foi objetivo deste trabalho.

Vale ressaltar que as baixas dosagens aplicadas destes elementos ao solo, via dejetos de suínos, pode ter influenciado na não observância de diferenças significativas entre os teores de zinco e cobre extraíveis por M-1, pois estes teores encontram-se

muito aquém das dosagens permitidas pela atual legislação brasileira, bem como de outras que tratam a questão da reciclagem de resíduos no solo. Desta forma, os mesmos comentários efetuados no item anterior, para o experimento com lodo de esgoto urbano tratado, no que concerne aos teores de metais, a utilização do M-1 como o DTPA podem ser também extrapoladas para o monitoramento de dejetos de suínos.

FIGURA 12 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS

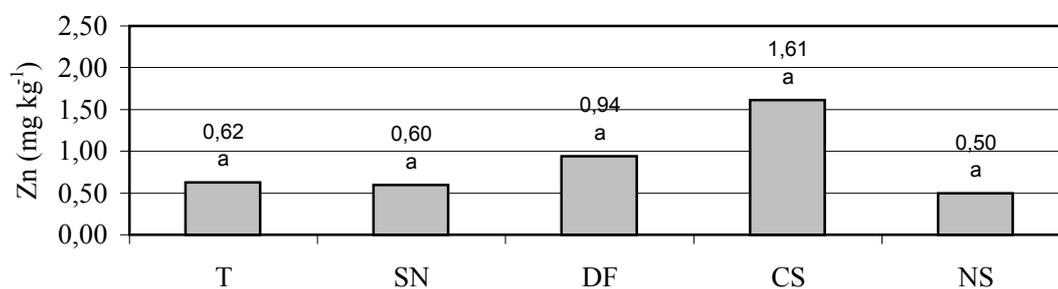


FIGURA 13 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS

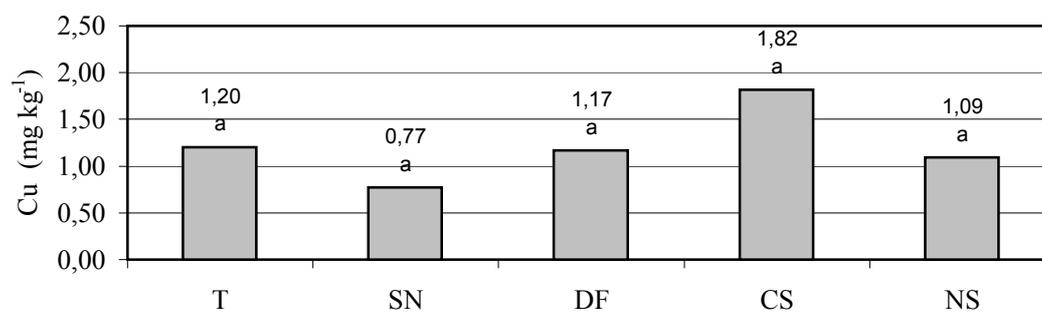


FIGURA 14 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS

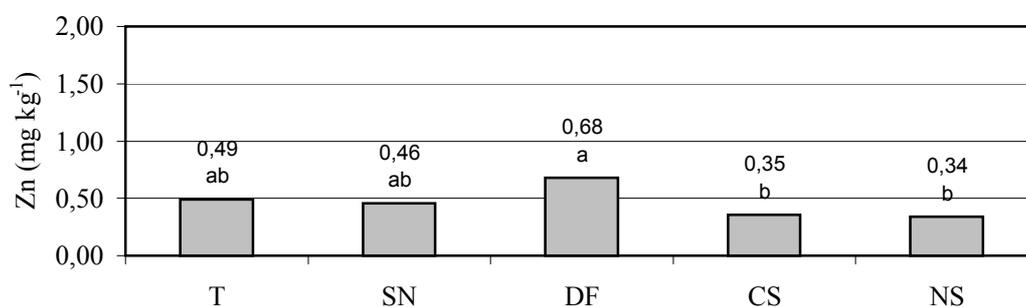
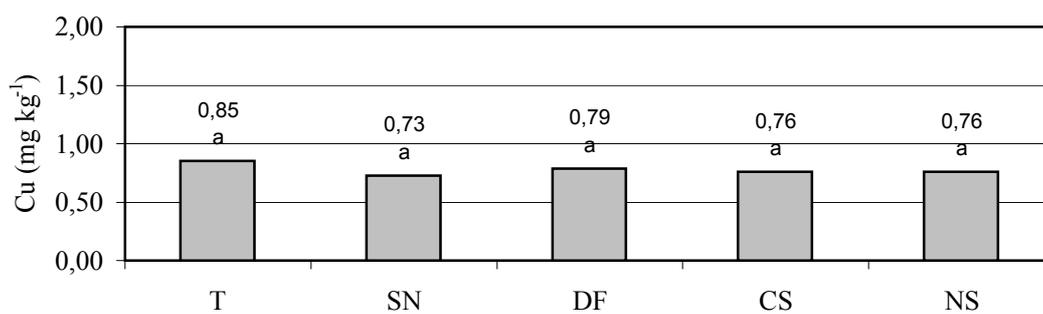


FIGURA 15 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS



4.1.2.3 Teores de zinco, cobre, cromo e níquel extraíveis parcialmente do solo sob o experimento com dejetos de suínos, em casa de vegetação

Para o experimento realizado em casa de vegetação com dejetos de suínos, os dados extraídos das análises químicas dos solos apresentaram diferenças estatísticas significativas, para os elementos zinco e cobre, dentre os tratamentos e como nos experimentos de campo, cromo e níquel ficaram abaixo dos níveis detectáveis pela metodologia utilizada. As figuras 16 e 17 mostram os valores médios de zinco e cobre extraídos do solo das camadas superficiais (0 a 5 cm) por M-1, e a figura 18 e 19 os teores destes dois elementos extraídos na mesma profundidade por DTPA. Os dados detalhados para todas as parcelas encontram-se nos Apêndices 39 a 46.

Pode-se observar, que o extrator duplo ácido M-1 mostra uma tendência a apresentar valores acima dos extraídos pelo extrator quelante. BORGES e COUTINHO (2004) quando da avaliação de metais pesados na parte aérea de milho, afirmaram que não encontraram correlação entre Cu – DTPA e teores foliares deste metal no milho. Consideraram estes autores que, este fato está relacionado com o aumento da matéria orgânica do solo pela adição do bio sólido, uma vez que o Cu apresenta grande afinidade pelos ligantes orgânicos do solo e o complexante DTPA pode ter sido sensível a essa afinidade.

FIGURA 16 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR M-1 PARA OS EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

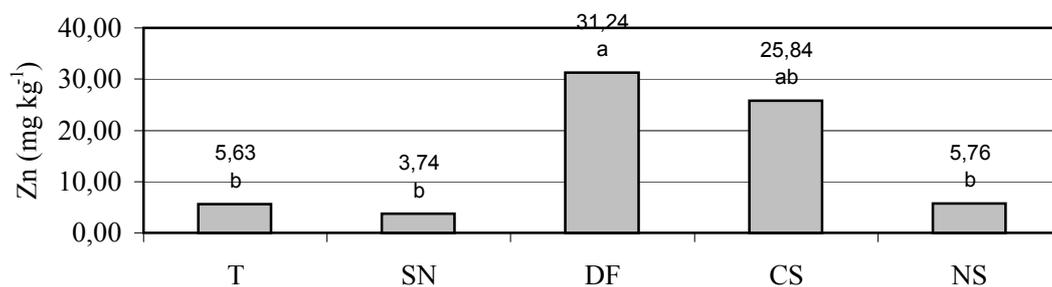


FIGURA 17 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR M-1 PARA OS EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

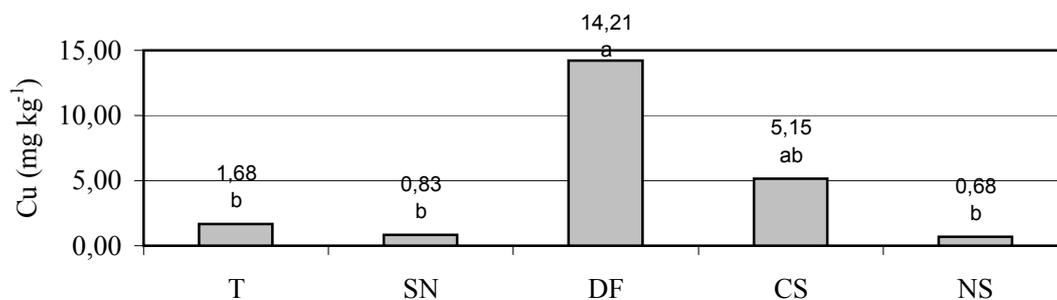


FIGURA 18 - TEORES MÉDIOS DE ZINCO EXTRAÍDOS POR DTPA PARA OS EXPERIMENTOS COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

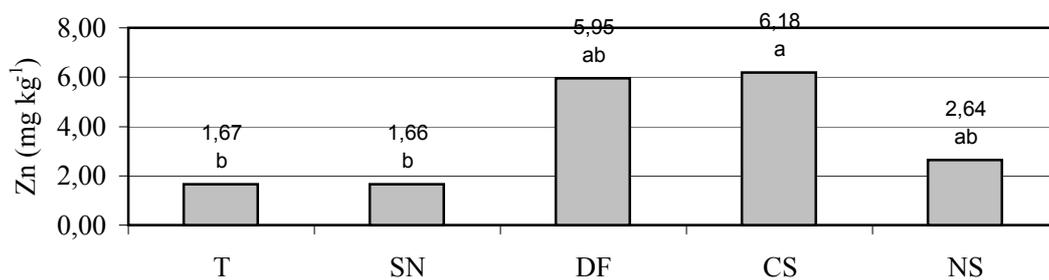
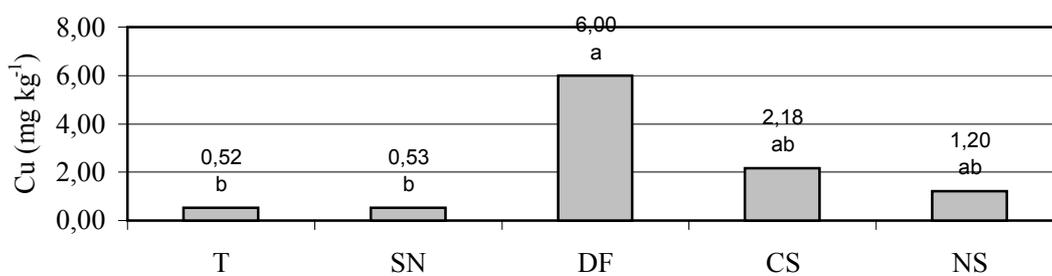


FIGURA 19 - TEORES MÉDIOS DE COBRE EXTRAÍDOS POR DTPA PARA OS EXPERIMENTOS COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CASA DE VEGETAÇÃO



A análise de variância e o teste Tukey (5%) estão apresentados nos Apêndices 47 ao 54. Outros autores afirmam terem encontrado diferenças significativas nos teores de metais advindos de bio sólidos dispostos ao solo, usando extratores parciais ácidos e extratores quelantes. LUCCHESI (1997), como já citado, comenta ter encontrado diferenças significativas entre os teores de zinco em solos tratados com bio sólidos.

Cabe ressaltar que o experimento realizado em casa de vegetação não testou doses crescentes do mesmo bio sólido e sim diferentes formas de dejetos de suínos, as quais já vêm sendo aplicadas à agricultura com fonte de adubação orgânica, e um bio sólido advindo de dejetos de suínos tratado pelo processo N-Viro. Isto posto, observa-se que, reafirmando a citação de BORGES e COUTINHO (2004), a disponibilização dos metais tem relação com as características do meio. Desta forma, quando comparados os resultados apresentados na tabela 27, que ilustra as doses de Zn, Cu, Cr e Ni aplicadas aos solos via dejetos, aos resultados das extrações com M-1 e DTPA, nota-se que alguns bio sólidos, mesmo que apresentem maiores teores totais de um determinado metal, a recuperação pelo extrator parcial pode ser menor do que em outros, cujos teores totais dos elementos são menores. Este fato pode ser observado quando comparados os teores totais de zinco aplicados ao solo pelos bio sólidos CS – cama sobreposta e NS – NureSoil, que são de 3379,59 e 5142,22 g ha⁻¹ respectivamente, ambos muito abaixo do limite estipulado pela atual legislação (CONAMA, 375) que é de 445000 g ha⁻¹ e que apresentaram valores extraíveis do solo por M-1 de 25,84 e 5,76 mg kg⁻¹ respectivamente para CS e NS e pelo extrator DTPA 6,18 e 2,64 mg kg⁻¹. Este fato pode ser explicado, talvez devido às características alcalinas que adquirem os bio sólidos tratados pelo Processo N-Viro, precipitando metais como o zinco na forma de fosfatos, hidróxidos, carbonatos e silicatos (LOGAN & HARRISON, 1990), tornando-o assim indisponíveis para a biota e não sensíveis aos extratores parciais.

Com relação aos teores de Cu, pode-se observar que ambos os extratores tiveram a mesma tendência, os maiores teores extraídos estão relacionados aos maiores teores adicionados nos solos via bio sólidos: DF maior que CS maior que NS maior que SN.

Comparando os teores de zinco e cobre extraídos por M-1 e DTPA, nos experimentos de campo e de casa de vegetação, observa-se que mesmo utilizando a mesma dosagem dos bio sólidos, os resultados obtidos a campo comportaram-se diferentemente dos resultados obtidos para o experimento em casa de vegetação. Uma tendência de recuperação pelos extratores parciais, maior para o experimento em casa de vegetação pode ser observada. Este fato, pode estar relacionado ao sistema de produção utilizado a campo, o qual propicia uma maior interação entre elementos químicos, os organismos e a matéria orgânica, desta forma, o fato de os solos das áreas experimentais a campo apresentarem maiores teores de matéria orgânica em superfície (0 a 5cm), do que os solos preparados para as colunas em casa de vegetação, pode ter sido uma das causas da maior recuperação dos metais. Deve-se lembrar que, os solos utilizados para compor as colunas em casa de vegetação foram coletados na mesma região, portando pertencentes à mesma classificação. Esta observação pode remeter ao fato de que a avaliação das disponibilidades de metais pesados no solo por diferentes extratores químicos, deve ser feita levando-se em consideração o sistema de cultivo utilizado e o manejo da área em questão.

4.2 TEORES DE ZINCO, COBRE, CROMO E NÍQUEL NAS PLANTAS DE TRIGO UTILIZADAS COMO BIOINDICADORAS NOS EXPERIMENTOS A CAMPO E EM CASA DE VEGETAÇÃO

4.2.1 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel nos Grãos de Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Lodo de Esgoto Urbano (*N-Viro Soil*)

Os teores médios de zinco nos grãos de trigo ao final do experimento com lodo de esgoto urbano tratado pelo Processo N-Viro (N-Viro Soil), podem ser melhor visualizados na figura 20. Para os quais não se observou diferenças estatísticas.

Os dados relativos aos resultados obtidos discriminadamente, por parcela encontram-se arrolados no Apêndice 55 e os advindos da análise estatística Anova no Apêndice 63.

Na figura 21 encontram-se os teores médios de cobre presentes nos grãos de trigo relativos ao experimento com lodo de esgoto urbano. Os dados relativos aos valores das parcelas experimentais para este parâmetro apresentam-se no Apêndice 56. Também para o cobre não foram observadas diferenças estatísticas, para tanto os resultados da Anova estão apresentados no Apêndice 64.

Os teores de cromo e níquel nos grãos de trigo cultivados na área experimental onde foram testadas diferentes doses de lodo de esgoto urbano tratado (N-Viro Soil) não apresentaram resultados válidos em nenhuma das parcelas. Isto porque seus valores mostraram-se abaixo dos níveis de detecção para a metodologia adotada.

FIGURA 20 - TEORES TOTAIS DE Zn NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO

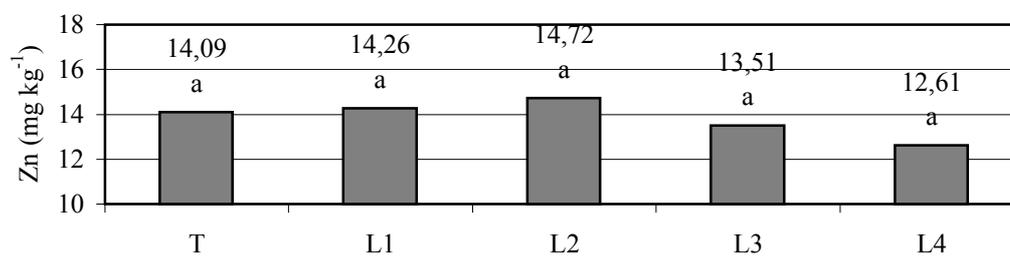
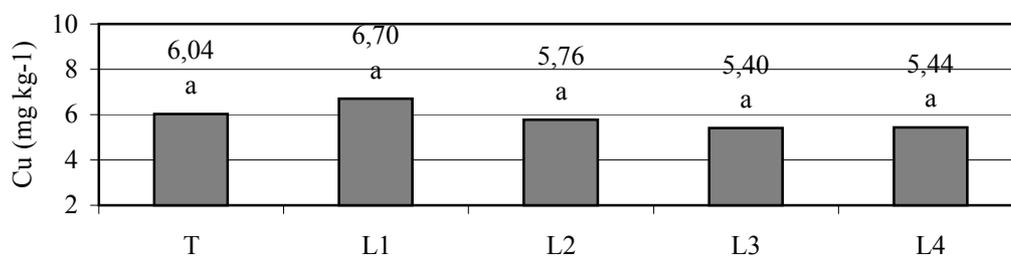


FIGURA 21 - TEORES TOTAIS DE Cu NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO URBANO TRATADO PELO PROCESSO N-VIRO



4.2.2 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel nos Grãos de Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Dejetos de Suínos

Para o experimento que testou dejetos de suínos os teores médios de zinco nos grãos de trigo estão apresentados na figura 22. Não observou-se diferenças estatísticas. Os dados relativos aos resultados obtidos discriminadamente, por parcela, encontram-se arrolados no Apêndice 59 e os advindos da análise estatística Anova no Apêndice 65.

Os teores médios de cobre nos grãos de trigo para o experimento com dejetos de suínos, encontram-se na figura 23. Também não foram identificadas diferenças estatísticas, os resultados da Anova estão apresentados no Apêndice 66. Os dados relativos aos valores das parcelas experimentais para este parâmetro apresenta-se no Apêndice 60.

Tal como no experimento que testou lodo de esgoto urbano, os teores de cromo e níquel nos grãos de trigo para o experimento com dejetos de suínos, estiveram abaixo dos níveis de detecção para a metodologia adotada. Assim dispensando a análise e relato dos valores observados, pelos mesmos motivos já comentados.

FIGURA 22 - TEORES TOTAIS DE Zn NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS

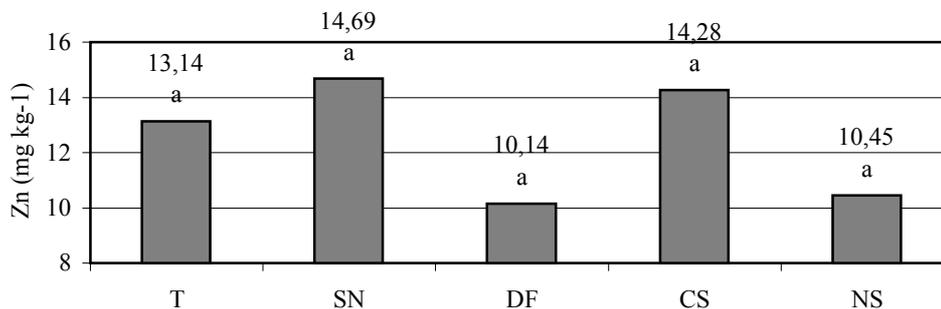
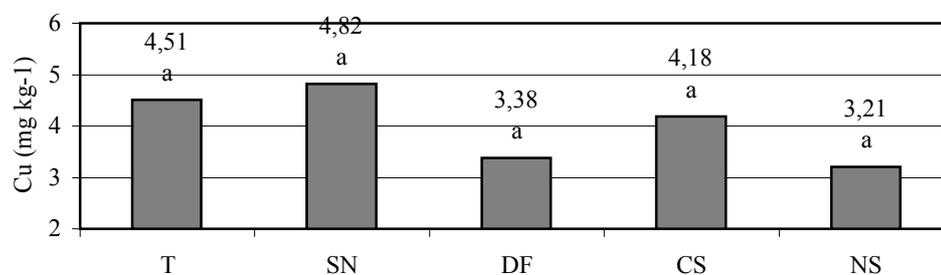


FIGURA 23 - TEORES TOTAIS DE Cu NOS GRÃOS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO COM DEJETOS DE SUÍNOS



4.2.3 Teores de Zinco, Cobre, Cromo e Níquel na Parte Aérea das Plantas de Trigo no Experimento Conduzido em Casa de Vegetação com Dejetos de Suínos

As plantas de trigo cultivadas em casa de vegetação, sob experimento que testou o uso de diferentes formas de dejetos de suínos, apresentaram os teores de zinco visualizados na figura 24, respectivamente para os tratamentos T (testemunha), SN (Líquido Sobrenadante), DF (Depósito de Fundo), CS (Cama Sobreposta), e NS (NureSoil). Não observou-se diferenças estatísticas entre os tratamentos. Os dados relativos aos resultados obtidos discriminadamente, por parcela, encontram-se arrolados no Apêndice 69 e os advindos da análise estatística Anova, no Apêndice 67.

Na figura 25 observa-se os teores médios de cobre nas plantas de trigo para o experimento em casa de vegetação. Também não foram observadas diferenças estatísticas, os resultados da Anova estão apresentados no Apêndice 68. Os dados relativos aos valores das parcelas experimentais para este parâmetro apresentam-se no Apêndice 70.

Cromo e níquel mantiveram-se abaixo do nível de detecção para a metodologia utilizada.

FIGURA 24 - TEORES TOTAIS DE Zn NAS PLANTAS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO REALIZADO EM CADA DE VEGETAÇÃO

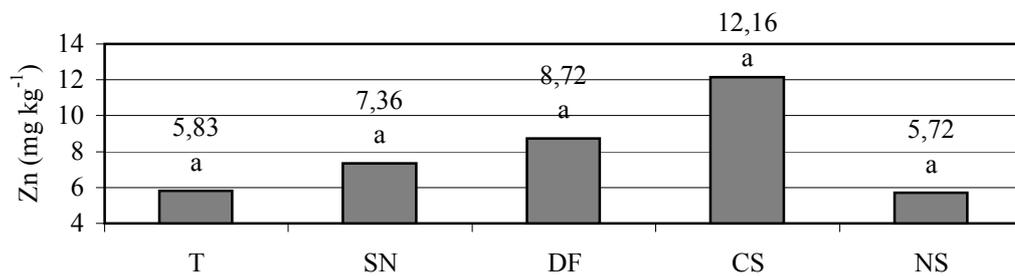
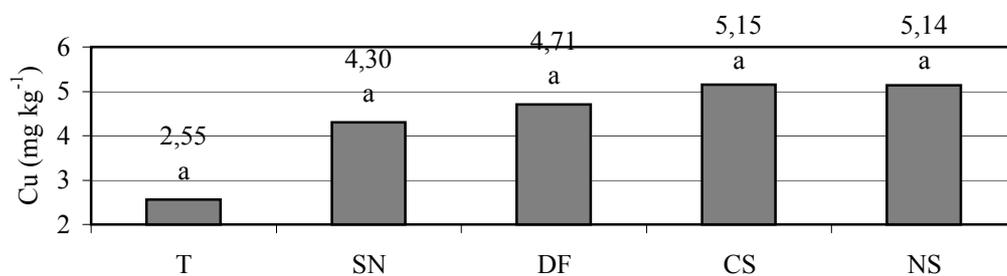


FIGURA 25 - TEORES TOTAIS DE Cu NAS PLANTAS DE TRIGO PARA O EXPERIMENTO REALIZADO EM CADA DE VEGETAÇÃO



4.2.4 Discussão Sobre os Teores dos Metais Pesados nas Plantas de Trigo de Todos os Experimentos, a Campo e em Casa de Vegetação

Como se pode observar não foram detectadas diferenças significativas entre os teores dos metais nas plantas, para experimentos de campo e de casa de vegetação. Este fato pode estar relacionados a diversos fatores, desde a interação dos metais presentes nos biossólidos com o solo, até fatores ligados à fisiologia vegetal. CHANG et al. (1992), estudando metodologias para avaliação da fitotoxicidade para Cr, Cu, Ni e Zn em solos agrícolas com aplicação de lodo de esgoto, concluem que plantas crescendo em vasos contendo a camada superficial do solo com soluções de metais, não simulam o comportamento dos metais em lavouras com adição de lodos em solos a campo e complementam que plantas crescendo em condições experimentais, tendem a acumular maiores quantidades de metais do que quando crescendo em condições de campo, mesmo recendo a mesma quantidade de lodo.

Com relação aos teores de Cobre, em particular, MARSOLA et al. (2005), concluíram que mesmo usando doses elevadas deste metal no solo, os limites dos mesmos nas folhas do feijoeiro, não ultrapassaram os normais para a planta. Explicam os autores, que este fato se deve à alta afinidade do metal com a matéria orgânica do tecido da raiz. Este fato, talvez explique o verificado em alguns tratamentos que mesmo apresentando teores de cobre extraído parcialmente, pelos dois métodos utilizados, M-1 e DTPA, não tenham refletido em acúmulo nas plantas de trigo.

Por outro lado, com relação ao trigo, em particular, CAJUSTE et al. (2002), estudando solos que receberam irrigação com lodo de esgoto durante vários anos, identificaram concentrações de metais nas plantas de trigo e sugerem, portanto, não haver uma barreira fisiológica nestas plantas que impeçam o deslocamento dos metais do tecido vegetativo das plantas para os órgãos de reserva, levantando uma preocupação sobre o consumo destes grãos. WANG et al. (2002), também avaliando plantas de trigo cultivadas em solos contaminados com metais pesados, obtiveram correlações lineares significativas entre as concentrações de metais nas plantas e as concentrações nos solos, sendo verificada entre os metais testados, a maior

acumulação de Cd e Cu nos grãos do trigo. Porém, tais acúmulos não foram identificados no presente trabalho, talvez devido às baixas dosagens aplicadas ao solos via biossólidos.

Com relação aos teores de Ni, presentes nas plantas, OLIVEIRA e MATIAZZO (2001), também encontraram para este elemento valores abaixo do limite de detecção para o método analítico empregado.

4.3 PRODUTIVIDADE DE TRIGO NOS EXPERIMENTOS CONDUZIDOS A CAMPO

4.3.1 Produtividade de Grãos Trigo no Experimento Conduzido a Campo com Lodo de Esgoto Urbano (*N-Viro Soil*) e com Dejetos de Suínos

As produtividades de grãos de trigo alcançadas para o experimento com lodo de esgoto urbano tratado estão apresentadas nas figuras 26 e 27, respectivamente para os experimentos com lodo de esgoto e dejetos de suínos, cujos dados detalhados encontram-se nos Apêndices 73 e 74.

Não se detectou diferença significativa da produção de trigo nas parcelas experimentais.

Os resultados obtidos, mesmo que não tendo apresentado diferenças estatísticas, devem ser avaliados levando-se em consideração o fato de que a resposta das plantas à utilização de biossólidos está relacionada a uma série de fatores, sendo que um deles é a característica, física e química, dos próprios biossólidos (NASCIMENTO et al. 2004); (BEZERRA, et al. 2004). Atenta-se assim, que este não é um dos objetivos deste trabalho, que limitou-se a avaliação dos metais. Outro fator que pode estar relacionado com a falta de diferença significativa entre os tratamentos, pode ser as baixas doses de biossólidos utilizadas, aliadas ao curto período de tempo de contato entre os biossólidos e os vegetais.

FIGURA 26 - PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE TRIGO NOS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO QUE TESTOU LODO DE ESGOTO URBANO

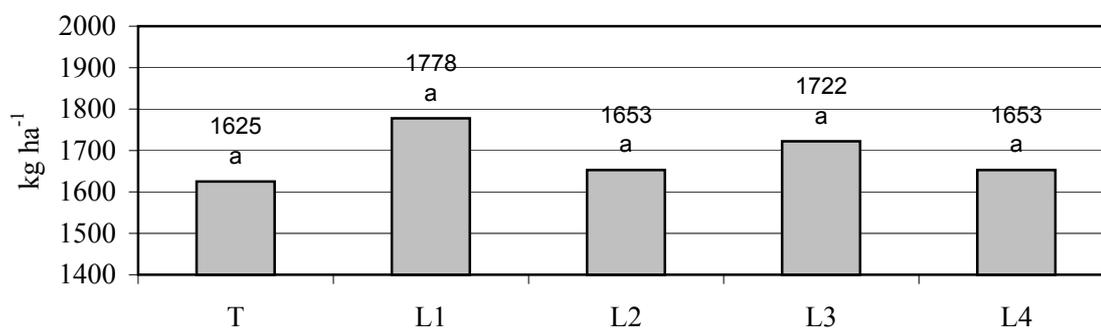
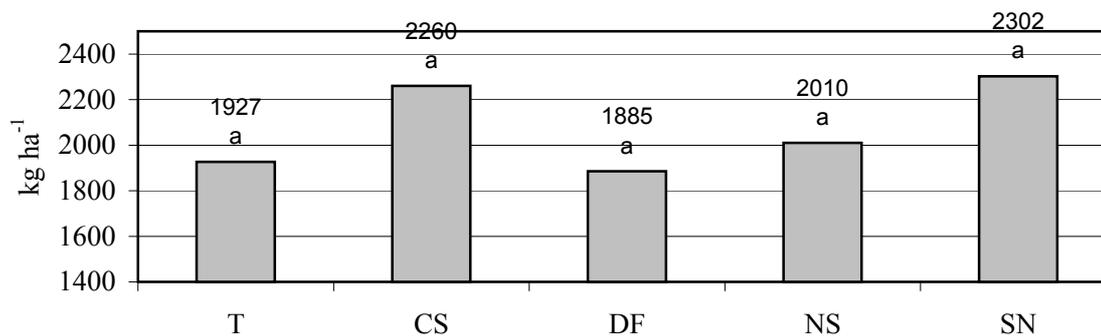


FIGURA 27 - PRODUTIVIDADE DE GRÃOS DE TRIGO NOS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO QUE TESTOU DEJETOS DE SUÍNOS



Quanto à produtividade vegetal influenciada pela aplicação de lodos de esgoto tratados pelo Processo N-Viro, LUCCHESI (1997b) obteve incrementos nas produtividades de massa seca total de aveia e azevém, diretamente proporcionais à doses aplicadas ao solo de N-Viro Soil. Tal incremento pôde em parte ser explicado pela melhoria de algumas características físicas e químicas do solo. A CTC do solo é normalmente melhorada com a adição de lodos de esgoto tratados, devido, principalmente, à adição de matéria orgânica (CARVALHO & BARRAL, 1981). Tais efeitos na melhoria das características de solos e aumento em suas produtividades poderão ser mais facilmente observadas quando da utilização de biossólidos em áreas com um grau mais elevado de degradação. Este não é o caso das áreas experimentais do presente trabalho, uma vez que estas já apresentavam bons níveis indicativos de sua fertilidade e histórico de boas produtividades médias. BERTON (1989) obteve aumento significativo proporcional às doses de lodo aplicado na matéria seca do milho. Para a cultura do feijoeiro, MARSOLA et al. (2005) também obteve resultados que aumentaram significativamente a produtividade, proporcionalmente às doses de biossólidos aplicadas ao solo. OLIVEIRA et al. (1995), avaliaram doses de lodo de esgoto crescentes sobre a produção de matéria seca do sorgo granífero em Latossolo, obtiveram resultados de aumento de matéria seca proporcional às doses dos biossólidos utilizados. Na cultura da cana-de-açúcar, resultados positivos de incremento de produtividade também foram encontrados por SILVA et al. (1997) quando da aplicação de doses crescentes de lodos de esgoto, os autores atribuem o fato à uma melhor distribuição das raízes da cana-soca pela aplicação do lodo em sulco na entrelinha.

5 CONCLUSÕES

Considerando as dosagens dos resíduos e o solo utilizado é possível concluir que: do ponto de vista dos teores dos metais Zn, Cu, Cr e Ni, todos os bio sólidos utilizados neste trabalho, tanto os derivados de lodos de esgoto urbano, que receberam tratamento pelo processo N-Viro, quanto os derivados de dejetos de suínos, nas doses utilizadas no presente trabalho, apresentaram níveis abaixo daqueles determinados pela atual legislação e por outras legislações internacionais que tratam do assunto, concluindo-se desta forma que, em se levando em consideração apenas tais teores, estes bio sólidos seriam passíveis de serem utilizados na reciclagem em solos agrícolas.

Com relação à biodisponibilidade avaliada através dos extratores químicos utilizados para a recuperação parcial dos metais Zn, Cu, Cr e Ni no solo, apenas os dois primeiros Zn e Cu, apresentaram recuperação, enquanto que Cr e Ni, ficaram abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada, devido às suas baixas concentrações. Conclui-se portanto, serem ambos extratores testados recomendados para a avaliação de Zn e Cu no solos de áreas agrícolas utilizadas para a reciclagem de bio sólidos.

Quanto aos teores de metais pesados Zn, Cu, Cr e Ni nas plantas de trigo (grãos e parte aérea) conclui-se que as dosagens destes metais incrementados ao solo cultivado via bio sólidos, não foram suficientemente capazes de apresentar um aumento significativo dos teores destes elementos nas plantas. Levando a crer que naquelas concentrações utilizadas, não houve problemas relacionados ao uso de bio sólidos no que concerne aos teores de metais.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo apresentando níveis dos metais zinco, cobre, cromo e níquel abaixo dos descritos na atual legislação, a utilização agrícola de bio sólidos de origem suína sem tratamento pode não ser recomendada no sentido em que a biodisponibilidade destes metais está relacionada a diversos fatores, como por exemplo, a mineralização da matéria orgânica, características dos solos como o pH e características das plantas ali cultivadas, podendo ser portanto alterada, tal biodisponibilidade, ao longo do tempo e da intensidade de aplicação destes bio sólidos.

Do ponto de vista dos extratores químicos parciais utilizados, mesmo estes tendo apresentado condições de avaliação dos teores parciais de zinco e cobre do solo, faz-se necessário que ambos passem por uma correlação e calibração do método com a região onde serão utilizados, lembrando apenas que para o Estado do Paraná, o extrator químico M-1 pode ser o mais recomendado, devido às características químicas dos solos e ao fato de que este já vem sendo utilizado pelos laboratórios de análises de solo, para extração de fósforo, potássio e sódio, bem como é o extrator recomendado para micronutrientes catiônicos.

Os teores de zinco, cobre, cromo e níquel observados nas plantas bioindicadoras, não mostraram anomalias que pudessem ser relacionadas com tais metais, visto que as dosagens destes no solo foram baixas. Porém outros fatores devem ser observados neste contexto, com por exemplo as baixas dosagens de metais adicionadas via bio sólidos, o tempo de exposição das culturas aos bio sólidos, o fato do sistema de plantio direto ser um condicionador de matéria orgânica ao solo e esta por sua vez, interagir com alguns metais, reduzindo seus teores biodisponíveis.

Recomenda-se pois, uma continuidade no monitoramento das áreas que vêm recebendo tais bio-sólidos, afim de serem obtidos dados suficientes para a comprovação de tais suposições.

Finalmente, recomenda-se que para uma avaliação eficiente e melhor entendimento sobre a questão de metais pesados presentes nos bio-sólidos, deve-se levar em consideração não apenas os extratores químicos, mas sim, características dos próprios bio-sólidos, do solo no qual está sendo aplicado este resíduo e das plantas cultivadas sob aquelas condições.

Do ponto de vista da legislação atual, os teores de metais pesados presentes nos bio-sólidos estão sendo considerados apenas com relação aos teores totais acumulados aos solos, após certo período de tempo. Deve-se observar não apenas estes teores totais, mas os teores verdadeiramente disponíveis para as plantas, que poderão de fato causar alguma consequência adversa para o vegetal. Estudos, como o aqui apresentado, têm por finalidade buscar maior segurança à indispensável prática da reciclagem de resíduos na agricultura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABITRIGO – Associação Brasileira da indústria do trigo. **A triticultura brasileira**. Disponível em <<http://www.abitrigo.com.br>> Acesso em: mar. 2007.

ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 468.

AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 4, p. 695 – 702, 2001.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C. **Reciclagem agrícola do lodo de esgoto: estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária**. Curitiba: SANEPAR, 1997.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: Sanepar, Finep, 1999.

ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. von; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG / SANEPAR, 2001.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em latossolos repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 4, p. 769 – 776, out/dez. 2000.

BAKER, D. E.; AMACHER, M. C. Nickel, copper, zinc, and cadmium. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of soil analysis**, Part 2: Chemical and microbiological properties. 2. ed. Madison, Wisconsin, USA: ASA-SSSA, 1982, p. 323-336.

BARBOSA FILHO, M. P.; FAGERIA, N. K.; SILVA, O. F. da; BARBOSA, A. M. Interações entre calagem e zinco na absorção de nutrientes e produção de arroz de sequeiro em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 355-360, 1992.

BARTZ, H.R.; BISSANI, E.E.; SCHERER, E.E.; TASSINARI, G.; SIQUEIRA, O.J.W.; FELTRACO, L.; WITHOLTER, S. **Recomendações de adubação e de calagem para o estado do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 3. ed. Passo Fundo RS: SBCS – Núcleo Regional Sul, 1995.

BATAGLIA, O. C.; RAIJ, B. van. Soluções extratoras na avaliação da fitodisponibilidade do zinco em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, p. 457- 461, 1994.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, p. 187-192, 1989.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 737 – 744, 1999

BEZERRA, F. B.; ANDRADE, A. G.; PÉREZ, D. V.; MENEGUELLI, N. A.; PONTES, J. K.; ABREU, J. R. **Alterações das propriedades físico-hídricas do solo pelo uso do lodo de esgoto na recuperação de área degradada do entorno do aeroporto internacional do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 2004. Comunicado Técnico.

BISOTTO, V. Indicações técnicas da comissão sul-brasileira de pesquisa de trigo. **37ª Reunião da Comissão Sul-Brasileira de Pesquisa de Trigo**, Cruz Alta, 2005.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido – II – disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, n. 28, p. 557 – 568, 2004.

BRAMMER, S. P.; MANSUR, S. M.; NASCIMENTO JUNIOR, A.; BONATO, A. L. V. **Análise citológica de cultivares tolerantes e sensíveis de trigo (*Triticum aestivum* L.) em resposta à presença de alumínio em solução**. Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 2005. Circular Técnica.

BRUS, D. J.; JANSEN, M. J. W. Uncertainty and sensitivity analysis of spatial predictions of heavy metals in wheat. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 33, p. 882 – 890, 2004.

BURNHAM, J. C.; DONOVAN, J. F.; FORSTE, J.; GSCHWIND, J.; LOGAN, T. J.; ZENZ, D. Production and distribution of municipal sewage sludge products. In: LUE-HING, C.; KUCHENRITHER, R. (Ed.). **Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal**. Lancaster, Pennsylvania: Water Quality Management Library, v. 4, p. 479 - 529, 1992.

BUZETTI, S. Estudo da eficiência de extratores químicos de zinco, no solo, para o milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 367-372, 1992.

CAIRES, E. F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GABEIRA, F. J.; KUSMAN, M. I. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 275 – 286, 2003.

CAJUSTE, L. J.; VAZQUEZ, A.; MIRANDA, E. C. Long term changes in the extractability and availability of lead, cadmium and nickel in soils under wastewater irrigation. **Communications in Soil Science and Plant analysis**. v. 33, n. 15 - 18, p. 3325 – 3333, 2002.

CARVALHO, J. C. A vocação democrática da gestão ambiental brasileira e o papel do poder executivo. In: TRIGUEIRO, A. **Meio ambiente no século 21**. Rio de Janeiro: Sextante, 2003, p. 258 – 273.

CARVALHO, L. F. O. S. **Saúde do rebanho suíno**. Disponível em <<http://www.suinculturaindustrial.com.br>> Acesso em: jul. 2003

CARVALHO, P. C. T.; BARRAL, M. F. **Aplicação de lodos de esgoto como fertilizantes**. São Paulo, v. 3, n. 2, 1981. p. 3 - 5.

CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. p. 73. (Série Relatórios Ambientais). Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 06 dez. 2002.

CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB, 2001. Relatórios Ambientais.

CHANG, A. C.; GRANATO, T. C.; PAGE, A. L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**. Madison, 21, p. 521 – 536. 1992.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Proposta de Resolução de 31 de maio de 2006. Dispõe sobre a regulamentação do uso agrícola de lodo de esgoto. Brasília, 2006.

COSTA, J. M. C.; OLIVEIRA, E. F. de. **Fertilidade do solo e nutrição de plantas**. COAMO/ COODETEC. 2ª. Edição, revisada. Campo Mourão, 2001.

COSTA, M. A. G. **Minerais orgânicos**. Disponível em <<http://www.suinculturaindustrial.com.br>> Acesso em: jul. 2003.

COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J.; SOUSA, D. M. G. Qualidade do solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1185 – 1191, 2006.

COX, F. R.; KAMPRATH, E. J. Micronutrient soil test. In: MORTVETD, J. J., GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. **Micronutrient in Agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1972.

CUNHA, G. R.; PIRES, J. L. F. **Sistema de cultivo para rendimento elevado em trigo e o desafio das correlações indesejadas**. Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 2005.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999(a).

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA – Produção de Informação / Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 1999(b).

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.

GALLO NETTO, C. Plantio direto. **Jornal da Unicamp**. Campinas, n. 11, nov. 2005.

HAANDEL, A. van; CAVALCANTI, P. F. F. Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. In: ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 3 – 27.

HAUG, R. T.; KUCHENRITHER, R.; OERKE, D.; PRAKASAM, T. B. S.; SOSZYNSKI, S.; ZENZ, D. **Sludge processing technology**. Lancaster, Pennsylvania: Water quality management library, 1982.

HOSSNER, L.R. Dissolution for total elemental analysis. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMNER, M. E. **Methods of Soil Analysis**, Part 3: Chemical Methods. Madison, Wisconsin, EUA: SSSA. ASA. 1996, p. 49-64.

IAP. Instrução normativa para reciclagem agrícola de lodo de esgoto. (Proposta). Curitiba PR. 2002. Instituto Ambiental do Paraná. 25 p.

IAPAR. **Cartas climáticas do estado do Paraná**. Disponível em: <http://200.201.27.14/Site/Sma/Cartas_Climaticas/Classificacao_Climatica.htm> Acesso em: 12/01/2007

IGNACZAK, J. C.; MORI, C. D.; GARAGORRY, F. L.; CHAIB FILHO, H. **Dinâmica da produção de trigo no Brasil no período de 1975 a 2003.** Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 2006 (a). Boletim de Pesquisa.

IGNACZAK, J. C.; MORI, C. D.; MAURINA, A. C.; FERREIRA FILHO, A. **Uso de tecnologias em lavouras de trigo tecnicamente assistidas no Paraná – safra 2005.** Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 2006 (b). Boletim de Pesquisa.

JONES JR, J. B.; CASE, V.W. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. In: **Soil testing and plant analysis.** 3. ed. Madison, Wisconsin, EUA: SSSA, 1990, p. 389-427.

KUNZ, A. **Remoção de nitrogênio em dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

KUNZ, A. Tratamento de dejetos de suínos: desafios associados a complexidade da matriz. In: WORKSHOP SOBRE TECNOLOGIAS PARA A REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE DEJETOS DE ORIGEM ANIMAL. 2005, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **A importância do correto procedimento de amostragem para avaliação das características dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2004.

LARACH, J. O. I.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A.P. de; HUCHMULER, D. P.; FASOLO, P. J.; RAUEN, M. de J. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Paraná.** Tomos I e II. EMBRAPA, Londrina. Boletim Técnico, n. 57, 791 p. 1984.

LAVADO, R. S.; PORCELLI, C. A.; ALVAREZ, R. Nutrients and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soil and Tillage Research.** Amsterdam, v. 62, p. 55 - 60, 2001.

LICHT, O. A. B. **Prospecção geoquímica: princípios, técnicas e métodos.** Rio de Janeiro RJ. CPRM, 1998 216 p.

LICHT, O. A. B. **A geoquímica multielementar na gestão ambiental: identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no estado do Paraná, Brasil.** Curitiba, 2001. 259 f. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**. 42: 421-428. 1978.

LOGAN, T. J.; HARRISON, B. J. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro Soil) and their effects on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 24, p.153-164. 1990.

LUCCHESI, L. A. C.; LACERDA, A. C.; PORTUGAL, S. A. S.; SALVADOR J. T. Curitiba: reciclagem agrícola de lodos de esgoto tratados pelo Processo N-Viro. **Anais do ICTR 2004** - Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável & NISAM - Ciclo de Conferências sobre Política e Gestão Ambiental. Florianópolis, 17 - 20 out. 2004.

LUCCHESI, L. A. C. **The effects of two processed sewage sludges (N-Viro and Compost) on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of zinc**. A proposal. Columbus/ Ohio - USA, 1994. (Proposta de Tese de Doutorado) - The Ohio State University.

LUCCHESI, L. A. C. **The effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc**. Columbus/ Ohio - USA, 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - The Ohio State University.

LUCCHESI, L. A. C.; LOGAN, T. J. The Bioavailability of Zinc Derived from Biosolids Processed by N-Viro Process and Composting in 3 Oxisols from Paraná Brazil. Extended abstract. In: FOURTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 1997, Berkley CA. **Anais...** Berkley CA, EUA, 1997 (a).

LUCCHESI, L. A. C.; LOGAN, T. J. The effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil. In: ANNUAL MEETING DA ASA-CSSA-SSSA, 89., 1997, Anaheim CA. **Anais...** Anaheim CA, EUA, 1997 (b).

LUCCHESI, L. A. C.; LOGAN, T. J. Chemical characteristics of water leached from three Brazilian oxisols amended with stabilized sewage sludges (compost and N-Viro Soil). In: INTERNATIONAL MEETING OF THE INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY – IHSS: Humic Substances Downunder. Understanding and managing organic matter in soils, sediments and waters, 9.,1998, Australia. **Anais...** Austrália: University Adelaide, 1998 (a). p. 152.

LUCCHESI, L.A.C.; LOGAN, T. J. Comportamento de zinco derivado de dois lodos de esgoto estabilizados em três latossolos paranaenses. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS – FertBIO, XXIII, 1998, Caxambu, MG. **Anais...** Caxambu, 1998 (b).

LUND, L. J.; BETTY, E. E.; PAGE, A. L.; ELLIOTT, R. A. Occurrence of naturally high cadmium levels in soils and its accumulation by vegetation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 1981.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: Banco de Desenvolvimento do Paraná. 1968.

MACHADO, M. F. S. **A Situação brasileira dos biossólidos**. Campinas, 2001. 282 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: ProduQuímica, 1994.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba SP: POTAFOS, 1997.

MALINA, J. Tratamento e destino final do lodo. In: SEMINÁRIO DE TRANSFERÊNCIA DE TECNOLOGIA, 2. 1993, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1993. p. 01 – 151.

MARTINAZZO, R. **Diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado**. Santa Maria, 2006. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A. Copper, nickel and zinc phytoavailability in an oxisoil amended with sewage sludge and liming. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 4, p. 747 – 754, out/dez. 2003.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 9 n. 1. p. 92 – 98, 2005.

MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; JORDÃO, C. P.; COSTA, L. M. da. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 20, n. 3, p. 379 - 386, 1996.

MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, J. A.; FERREIRA, P. A. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG: I. Curvas de eluição dos metais; II. Correlação com algumas propriedades físicas do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 25., 1995, Viçosa MG. **Anais...** Viçosa : Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995(a). p. 2333-2338.

MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F.; NEVES, J. C. L. Adsorção dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa - MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25., Viçosa – MG. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995(b). p. 2384-2386.

MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A. Aplicabilidade do bio-sólido em plantações florestais: lixiviação de N orgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W. W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 203-213.

MATTIAZZO, M. E.; BARRETO, M. C. V. Comportamento de Cd, Cu, Cr, Ni e Zn adicionados a solos em diferentes valores de pH. I: Cádmio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25., Viçosa – MG. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 2379-2380.

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Parâmetros para adição a solos de resíduos contendo metais. I: Estudos com soluções. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25., Viçosa – MG. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 2315-2317.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo.** São Paulo: Nobel, 1983.

MIELE, M.; MACHADO, J. S.; GIROTTO, A. F. **Perspectivas para a cadeia produtiva da carne suína brasileira em 2006.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

MIKI, M. K.; ANDRIGUETI, E. J.; ALEM SOBRINHO, P. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Bio-sólidos na agricultura.** São Paulo: SABESP, 2001. p. 468.

MIRANDA, C. R. **Ordenamento sustentável da suinocultura em Santa Catarina.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 28. p. 385 – 392, 2004.

N-VIRO INTERNATIONAL CORPORATION. **N-Viro vision and technology**. Toledo/OH, USA, 1996.

N-VIRO INTERNATIONAL CORPORATION. **N-Viro**. Disponível em: <<http://www.nviro.com>> Acesso em: 01 ago. 1999.

OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MARQUES, V. S.; MAZUR, N. Efeitos da aplicação do lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 29. p. 109 – 116, 2005.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após 20 anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 28, p. 327 – 336, 2004.

OLIVEIRA, C.; MARQUES, V. S.; BELLINGIERI, P. A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 52 n. 2. p. 360 - 367, mai/ago. 1995.

OLIVEIRA, M. F. G.; NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; ALVES, V. M. C.; VASCONCELLOS, C. A. Fluxo difuso de Zn em amostras de solo influenciado por textura, íon acompanhante e pH do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 609 – 615, 1999.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em latossolo tratado com lodo de esgoto em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**. v. 58, n. 3, p. 581 – 593, jul/set. 2001.

OLIVER, D. F.; GORE, P. J.; MOSS, H. J.; TILLER, K. G. Cadmium in wheat-grain and milling products from some Australian flour mills. **Australian Journal of Agricultural Research**. v. 44, n. 1, p. 1 – 11, 1993.

PAL, R.; BHATTACHARYYA, P. Effect of municipal solid waste compost on seed germination of rice, wheat and cucumber. **Agronomy and Soil Science**. v. 49, n. 4, p. 407 - 414, 2003.

PALHARES, J. C. P. **Considerações técnicas para a viabilização ambiental de uma granja de suínos**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2004.

PALHARES, J. C. P. **A nova resolução CONAMA 357 e a produção de suínos e aves.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F.; ZEMPUSKI, H. C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade.** Londrina: IAPAR, Circular n. 76, 1992.

PEDRINI, A.G. **Educação Ambiental: reflexões e práticas contemporâneas.** Petrópolis, RJ: Vozes, 1997.

PERDOMO, C. C.; COSTA, R. R. H.; MEDRI, W. **Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos.** Concórdia: EMPBRAPA – CNPSA, 1999. Comunicado Técnico.

PINTO, M. T. 2001. Higienização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V. 6. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. DESA-UFPRG, Sanepar, p. 261 - 297.

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E. Biossolids conditioning and the availability of Cu and Zn for rice. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 1, p. 161 – 166, jan/mar. 2003.

PRADEZ, A. Rumo à sustentabilidade: o sonho de todas as organizações. **Banas Qualidade**, São Paulo, n. 174, p. 98 - 110, nov. 2006.

PREISLER, M. **Biossólido de dejetos de suínos tratados pelo processo N-viro e sua influência nos atributos químicos de um cambissolo e na produtividade de milho.** Curitiba, 2002. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

PREISLER, M.; LUCCHESI, L. A. C.; SALVADOR, J. T.; SECCO, R. C.; RODRIGUES, C. M.; CINTRA, A. P. Movimentação de Ca²⁺ em plantio direto onde se aplicou biossólido de suínos tratados pelo processo N-Viro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto, 2003.

PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos.** Curitiba: C. L. Prevedello, 1996.

QUEIROZ, M. A. Água: a poluição pode causar danos à saúde. **Banas Qualidade**. São Paulo, n. 161, p. 70 – 73, out. 2006.

QUAGGIO, J. A. **Métodos de laboratório para a determinação da necessidade de calagem em solos.** In: RAIJ, B. van., BATAGLIA, O. C. E SILVA, N. M. Acidez e calagem no Brasil. XV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo. SBCS. IAC. Campinas, SP. p. 33-48.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres/Potafós, 1991.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M. E.; LOPES, A. S.; BATAGLIA, O. C. **Análise química do solo para fins de fertilidade.** Campinas: IAC/UNESP/Fundação Cargill, 1987

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; SILVA, F. C. **Acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, RJ.** Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 1998. Boletim de Pesquisa.

REED, S.T.; MARTENS, D.C. Copper and zinc. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMNER, M.E. **Methods of Soil Analysis**, Part 3: Chemical Methods. Madison, Wisconsin, EUA: SSSA. ASA. 1996, p. 703-722.

RIORDAN, C. Proceedings of the 1983 Workshop on utilization of municipal wastewater and sludge on land. USEPA, USACE, USDACSRs, NSF, Un. Of California – Kearney Found. Of Soil Sci. 1983, p. 15 – 21.

SALLES, R. F. M. **Concentração de nutrientes nas folhas e metais pesados nos frutos de macieira (*Malus domestica* Borkh) em função da aplicação de lodo de esgotos.** Curitiba, 1998. 59 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SALVADOR, J. T. **Alterações de atributos químicos de um cambissolo e resposta de milho sob plantio direto frente à aplicação superficial de lodo de esgoto urbano tratado alcalinamente.** Curitiba, 2002. 158 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SALVADOR, J. T.; LUCCHESI, L. A. C.; SECCO, R. C.; CINTRA, A. P. Movimentação de cálcio num cambissolo cultivado sob plantio direto com milho onde se aplicou biossólido tratado pelo processo N-Viro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto, 2003.

SANEPAR – COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Reciclagem agrícola do lodo de esgoto.** Curitiba: Sanepar, 1999.

SANEPAR – COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Água um direito de todos**. Curitiba: Unidade de serviço de educação sócio ambiental, 2004.

SANTOS, H. P.; FONTANELLI, R. S. **Aspectos biológicos e econômicos na elevação do rendimento de grãos das culturas no Brasil, em plantio direto**. Passo Fundo: EMBRAPA – CNPT, 2002. Boletim de Pesquisa.

SCHMIDT, U. The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation and leaching of heavy metals. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 32, p.1939 - 1954. 2003.

SCHMIDT FILHO, E. **Influência da aplicação de dejetos de suínos integrada à produção vegetal sobre o comportamento do fósforo em quatro solos do Paraná**. Curitiba, 2006. 154 f. Tese (Doutorado em Agronomia- Produção Vegetal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SEAB – Secretaria de Agricultura e do Abastecimento do Paraná. DERAL – Departamento de Economia Rural. **Safra Paranaense 2004 / 2005**. Disponível em: <http://www.pr.gov.br/seab/deral/safra_paranaense_2004_2005> Acesso em mar 2007.

SEAB – Secretaria de Agricultura e do Abastecimento do Paraná. DERAL – Departamento de Economia Rural. **Números da pecuária paranaense**. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/seab/deral/nppr.pdf>> Acesso em fev 2007.

SECCO, C. M. R. **Gestão dos efluentes líquidos resultantes do processo industrial de fabricação de móveis**. Curitiba, 2002. 75 f. Monografia (Especialização em Sistema de Gestão Ambiental) – Setor de Ciências Exatas e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Paraná.

SECCO, R. S. **Disponibilidade de zinco derivado de lodo de esgoto urbano e de dejetos de suínos estabilizados pelo processo N-Viro num cambissolo háplico do segundo planalto paranaense cultivado com milho**. Curitiba, 2003. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SECCO, R. S.; CINTRA, A. P.; PREISLER, M.; SALVADOR, J. T.; NISHIMURA, A.; LUCCHESI, L. A. C. Comportamento do zinco em cambissolo adubado com biossólidos (urbano e de suínos) tratados pelo processo N-Viro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto, 2003.

SEGANFREDO, M. A. **Dejetos de suínos: hora de reavaliação.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

SEGANFREDO, M. A. **Dejetos animais: a dupla face benefício e prejuízo.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2006.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. **Custos de armazenagem e transporte de dejetos suínos usados como fertilizante do solo.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2004. Comunicado Técnico.

SEGANFREDO, M. A.; SOAREA, I. J.; KLEIN, C. S. **Potencial fertilizante e poluente dos dejetos de suínos no contexto das pequenas propriedades do oeste de Santa Catarina.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2003. Comunicado Técnico.

SILVA, C. M. **Dinâmica de metais potencialmente tóxicos no solo após aplicação de lodo de esgoto.** Campinas, 2005. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

SILVA, F. C.; FANTE JR., L.; RODRIGUES, J. A.; PILOTTO, J. E.; BOARETTO, A. E.; OLIVEIRA, J. C. M.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B. **Efeitos do lodo de esgoto na distribuição radicular e nos teores de metais pesados em cana-de-açúcar.** Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 1997.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUIMARÃES, L. R. Biossolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 04, p. 793 – 806, out/dez. 2003.

SILVEIRA, R. C. I. História: 30 anos de qualidade ambiental no Brasil. **Banas Ambiental**, São Paulo, n. 8, p. 6 – 15, out. 2000.

SILVEIRA, P. M.; SILVA, O. F.; STONE, L. F.; SILVA, J. G. Efeitos do preparo do solo, plantio direto e de rotação de culturas sobre o rendimento e a economicidade do feijoeiro irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 2, p. 257 – 263. fev. 2001.

SIRKIS, A. O desafio ecológico das cidades. In: TRIGUEIRO, A. **Meio ambiente no século 21.** Rio de Janeiro: Sextante, 2003. p. 214 – 229.

SIRVINSKAS, L. P. **Manual de direito ambiental.** São Paulo: Saraiva, 2003.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA BOOK SERIES. **Methods of Soil Analysis.** n. 5, Madison, Wisconsin, USA: Soil Science of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc., 1996

SPSS. **SPSS for Windows, v. 10.0, SPSS, Inc. 1998-1999.**

TALAMINI, D. J. D. **Evolução recente e perspectivas da suinocultura brasileira para 2005.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2005.

U.S. Environmental Protection Agency. 1996. **Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge.** Code of Federal Regulations (CFR). Protection of Environment. 40 Parts 425 to 699. pp 655-686. USEPA. Pub. Office of the Federal Register National Archives and Records Administration. Special Edition.

U.S. Environmental Protection Agency. 1994. A plain English guide to the EPA **Part 503 biosolids rule.** United States Environmental Protection Agency. USEPA. Washington, DC. EUA. 177 p.

VEIGA, A. O desenvolvimento sustentável. In: TRIGUEIRO, A. **Meio ambiente no século 21.** Rio de Janeiro: Sextante, 2003.

VIETS JR, F. G.; LINDSAY, W. L. Testing soils for zinc, cooper, manganese and iron. In: BEATON, J. D. **Soil testing and plant analysis.** Madison: Soil Science Society of America, 1973.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

WANG, Q. R.; MEI, L. X.; CUI, Y. S.; DONG, Y. T.; CHRISTIE, P. Responses of legume and non legume crop species to heavy metals in soils with multiple metal contamination. **Journal of Environmental Science and Health.** v. 37, n. 4, p. 611 - 621, 2002.

WANG, Z.; SHAN, X.; ZHANG, S. Effect of exogenous rare elements on fraction of heavy metals in soils and bioaccumulation by plants. **Soil Science and Plant Analysis** v. 34, n. 11, p. 1573 – 1588, 2003.

WHITE, C. L.; ROBSON, A. D.; FISHER, H. M. Variation in nitrogen, sulfur, selenium, cobalt, manganese, cooper and zinc contents of grains from wheat and two lupin species grown in a range of Mediterranean environments. **Australian Journal of Agricultural Research.** v. 32, n. 1, p. 47 - 59, 1981.

ZAMBROSI, F. C. B. **Calagem e gessagem na especiação iônica da solução do solo de um Latossolo sob sistema de plantio direto.** Piracicaba, 2004. 156 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Área de concentração solos e nutrição de plantas, Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz - ESALQ / USP.