

WELLINGTON CARLOS DE ALMEIDA

**ANÁLISE DA RESPIRAÇÃO MICROBIANA E DAS POPULAÇÕES DE
ACARI E COLLEMBOLA NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS COM A UTILIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr. Cleverson V. Andreoli

Co-orientador: Dr. Jair Alves Dionísio

CURITIBA

2003



UFPR

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO)
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-350-5648
E-mail: pgcisolo@agrarias.ufpr.br

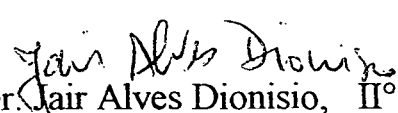
P A R E C E R

Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" para realizar a argüição da Dissertação de Mestrado, apresentada pelo candidato **WELLINGTON CARLOS DE ALMEIDA**, sob o título "**Análise da respiração microbiana e das populações de Acari e Collembola na recuperação de áreas degradadas com a utilização do lodo de esgoto**", requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haverem analisado o referido trabalho e argüido o candidato, são de Parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação, com o conceito "**A**", completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo"**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", em Curitiba aos 28 de agosto de 2003.


Prof. Dr. Cleversen Vitorio Andreoli, Presidente.


Dr. George Gardner Brown, Iº Examinador.


Prof. Dr. Jair Alves Dionisio, IIº Examinador.


Prof. Dr. Klaus Dieter Sautter, IIIº Examinador.



DEDICATÓRIA

À minha Esposa

Cássia

pelo incentivo, companheirismo e ajuda

Aos meus Filhos

Arthur e Thais

Como exemplo de vida

À minha Mãe

Élide

Pelo constante exemplo de luta

AGRADECIMENTOS

Ao meu grande amigo Prof. Dr. Cleverson V. Andreoli pela oportunidade de ingressar no mundo da Ciência e ampliar meus conhecimentos. Sem ele, nada disso seria possível.

Ao amigo Klaus pelas orientações e direcionamentos.

Ao Prof. George Brown, que mesmo à distância sempre se fez presente.

Ao Prof. Jair pelos ensinamentos.

Aos Diretores do Curso Positivo Prof. Renato Ribas Vaz e Alceu Gnoatto pela compreensão em permitir conciliar meu trabalho com a pesquisa.

À SANEPAR que fomentou esta pesquisa.

À INFRAERO e ao Sr. João, agricultor e arrendatário da área, permitindo que a pesquisa fosse realizada.

Ao meu amigo Floriano Guerios pela colaboração.

Ao meu amigo Adilson Longen pelo incentivo.

Ao Gerson da Coordenação, sempre prestativo.

Ao Fabiano, pelo companheirismo durante todo o Curso de Mestrado.

Aos colegas da SANEPAR Pegorini, Charles, Cristina, Andréia, Milene e Mari.

À Dna. Elda do Laboratório de Biologia do Solo da UFPR pela ajuda.

SUMÁRIO

| | |
|--|-------------|
| LISTA DE TABELAS..... | x |
| LISTA DE FIGURAS..... | xi |
| RESUMO..... | xii |
| ABSTRACT..... | xiii |
| | |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 01 |
| | |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA..... | 04 |
| 2.1 ÁREAS DEGRADADAS..... | 04 |
| 2.1.1 Conceito..... | 04 |
| 2.1.2 Causas da Degradação..... | 05 |
| 2.2 LODO DE ESGOTO OU BIOSSÓLIDO..... | 08 |
| 2.2.1 Caracterização Química e Física do Biossólido..... | 08 |
| 2.2.2 Riscos Associados ao Uso de Biossólidos..... | 10 |
| 2.2.2.1 Metais pesados..... | 11 |
| 2.2.2.2 Aspectos sanitários..... | 13 |
| 2.2.2.3 Micropoluentes orgânicos..... | 18 |
| 2.2.2.4 Nitrogênio..... | 20 |
| 2.2.3 Legislação..... | 22 |
| 2.2.3.1 Legislação norte-americana..... | 22 |
| 2.2.3.2 Legislação na comunidade europeia (CEE)..... | 25 |
| 2.2.3.3 Legislação no Brasil..... | 25 |
| 2.2.3.4 Legislação no Paraná..... | 26 |
| 2.3 ORGANISMOS DO SOLO..... | 28 |
| 2.3.1 Introdução..... | 28 |
| 2.3.2 Respiração do Solo..... | 29 |

| | |
|---|----|
| 2.3.3 Microfauna e Microflora Edáfica..... | 30 |
| 2.3.3.1 Bactérias..... | 30 |
| 2.3.3.2 Actinomicetos..... | 31 |
| 2.3.3.3 Fungos..... | 32 |
| 2.3.3.4 Algas..... | 33 |
| 2.3.3.5 Protozoários..... | 34 |
| 2.3.4 Mesofauna Edáfica..... | 36 |
| 2.3.4.1 Nematóides..... | 36 |
| 2.3.5 Macrofauna-Edáfica..... | 38 |
| 2.4 CARACTERIZAÇÃO DE ACARI E COLLEMBOLA..... | 39 |
| 2.4.1 Oribatei (Acari Cryptostigmata)..... | 39 |
| 2.4.2 Collembola..... | 40 |
| 2.5 ECOLOGIA DA FAUNA EDÁFICA..... | 42 |
| 2.5.1 Teia Alimentar Edáfica..... | 43 |
| 2.5.2 Papel da Fauna Edáfica..... | 44 |
| 2.5.2.1 Importância dos Acari Oribatei..... | 45 |
| 2.5.2.2 Importância dos Collembola..... | 46 |
| 2.6 SUCESSÃO DA FAUNA EDÁFICA..... | 47 |
| 2.7 MICROARTRÓPODOS DO SOLO USADOS COMO BIOINDICADORES..... | 50 |
| 2.8 INFLUÊNCIA DOS FATORES QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO SOBRE A MESOFAUNA..... | 51 |
| 2.8.1 Fatores Químicos..... | 52 |
| 2.8.1.1 pH..... | 52 |
| 2.8.1.2 Metais pesados..... | 52 |
| 2.8.1.3 Umidade..... | 53 |
| 2.8.2 Fatores Físicos..... | 54 |
| 2.8.2.1 Textura e estrutura do solo..... | 54 |
| 2.8.2.2 Temperatura..... | 55 |

| | |
|--|-----------|
| 2.9 INFLUÊNCIA DAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS SOBRE A MESOFAUNA EDÁFICA..... | 56 |
| 2.9.1 Matéria Orgânica..... | 56 |
| 2.9.2 Fertilizantes..... | 58 |
| 2.9.3 Agrotóxicos..... | 59 |
| 2.9.4 Lodo de Esgoto..... | 62 |
| 2.10 O USO DE BIODISSÓLIDOS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS..... | 63 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 68 |
| 3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA..... | 68 |
| 3.2 CLIMA..... | 68 |
| 3.3 RELEVO..... | 68 |
| 3.4 GEOLOGIA..... | 69 |
| 3.5 PREPARO DO SOLO E INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO..... | 69 |
| 3.6 BIODISSÓLIDO..... | 72 |
| 3.7 AVALIAÇÃO DA RESPIRAÇÃO..... | 73 |
| 3.8 AVALIAÇÃO DA MESOFAUNA..... | 75 |
| 3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA..... | 76 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 78 |
| 4.1 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS..... | 78 |
| 4.1.1 Carbono..... | 78 |
| 4.1.2 Umidade..... | 79 |
| 4.1.3 pH..... | 80 |
| 4.1.4 Cobre..... | 81 |
| 4.2 RESPIRAÇÃO MICROBIANA..... | 82 |
| 4.3 MESOFAUNA..... | 84 |
| 4.3.1 Collembola..... | 84 |

| | |
|---|------------|
| 4.3.2 Acari..... | 87 |
| 4.4 CORRELAÇÕES..... | 89 |
| 4.4.1 Umidade x Collembola..... | 90 |
| 4.4.2 Umidade x Acari..... | 91 |
| 4.4.3 Umidade x Respiração..... | 92 |
| 4.4.4 Acari x Collembola..... | 93 |
| 4.4.5 Cobre x Respiração..... | 94 |
| 4.5 DIAGRAMA DE DISPERSÃO..... | 95 |
| 5 CONCLUSÕES..... | 97 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 99 |
| ANEXOS..... | 114 |
| ANEXO 1 – RESULTADOS DA UMIDADE, RESPIRAÇÃO, ACARI E COLLEMBOLA EM DIFERENTES TRATAMENTOS..... | 114 |
| ANEXO 2 – GRÁFICO DE DISPERSÃO DE UMIDADE X RESPIRAÇÃO..... | 114 |
| ANEXO 3 – GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X ACARI..... | 115 |
| ANEXO 4 – GRÁFICO DE DISPERSÃO RESPIRAÇÃO X ACARI..... | 115 |
| ANEXO 5 – GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X COLLEMBOLA..... | 116 |
| ANEXO 6 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COLLEMBOLA X ACARI..... | 116 |
| ANEXO 7 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COLLEMBOLA X RESPIRAÇÃO..... | 117 |
| ANEXO 8 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X UMIDADE..... | 117 |
| ANEXO 9 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X RESPIRAÇÃO..... | 118 |
| ANEXO 10 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X ACARI..... | 118 |
| ANEXO 11 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X UMIDADE..... | 119 |
| ANEXO 12 – FOTOGRAFIAS..... | 119 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| TABELA 1 – COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO BIOSSÓLIDO..... | 10 |
| TABELA 2 – TEORES DE METAIS-PESADOS-DE-ALGUNS MATERIAIS..... | 12 |
| TABELA 3 – TEORES DE METAIS PESADOS EM ALGUNS LODOS DE ETES BRASILEIRAS E RESTRIÇÕES DE USO..... | 13 |
| TABELA 4 – PRINCIPAIS HELMINTOS E PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NO LO, HOSPEDEIROS NORMAIS, ACIDENTAIS E DOENÇAS CAUSADAS NESTES HOSPEDEIROS..... | 14 |
| TABELA 5 – PRINCIPAIS BACTÉRIAS E VÍRUS ENCONTRADOS EM LODO, HOSPEDEIROS NORMAIS, ACIDENTAIS E DOENÇAS CAUSADAS NESTES HOSPEDEIROS..... | 15 |
| TABELA 6 – DOSE MÍNIMA INFECTANTE (DMI) DE AGENTES PATOGÊNICOS PARA CAUSAR INFECÇÃO HOMEM OU ANIMAIS..... | 16 |
| TABELA 7 – TEMPO MÁXIMO DE SOBREVIVÊNCIA DE AGENTES PATOGÊNICOS DO LODO NO SOLO..... | 16 |
| TABELA 8 - TEMPERATURA E TEMPO DE MANUTENÇÃO PARA DESTRUÇÃO DE ALGUNS ORGANISMOS..... | 17 |
| TABELA 9 – LIMITES DE CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO BIOSSÓLIDO ADOTADOS PELA EPA PARA APLICAÇÃO NO SOLO..... | 23 |
| TABELA 10 – RESUMO DAS EXIGÊNCIAS DA INSTRUÇÃO NORMATIVA DO IAP PARA RECICLAGEM AGRÍCOLA DO BIOSSÓLIDO..... | 27 |
| TABELA 11 – BIOMASSA ESTIMADA DE COLLEMBOLA E ACARI EM DIFERENTES ECOSSISTEMAS..... | 45 |
| TABELA 12 – CARACTERÍSTICAS CONTRASTANTES DO ESPECTRO R-K DE SELEÇÃO..... | 49 |
| TABELA 13 – TAXAS E FREQUÊNCIA DE APLICAÇÃO DO BIOSSÓLIDO CONFORME O TIPO DE UTILIZAÇÃO..... | 65 |
| TABELA 14 – ANÁLISE QUÍMICA LODO DE ESGOTO EM 02/07/2002..... | 72 |
| TABELA 15 – PESQUISA E ESTUDO DE VIABILIDADE DE OVOS DE HELMINTOS..... | 73 |
| TABELA 16 – CONCENTRAÇÕES DE COBRE NO LODO E TRATAMENTOS (PPM)..... | 73 |
| TABELA 17 - QUANTIDADE DE CARBONO PRESENTE NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003..... | 78 |
| TABELA 18 – PORCENTAGEM DE UMIDADE DO SOLO NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003..... | 79 |
| TABELA 19 – TESTE DE MÉDIAS (TUKEY 5%) PARA OS RESULTADOS DE RESPIRAÇÃO MICROBIANA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS..... | 83 |
| TABELA 20 – TESTE DE MÉDIAS (TUKEY 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE COLLEMBOLA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS..... | 85 |
| TABELA 21 –TESTE DE MÉDIAS (DUNCAN 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE ACARI EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS REALIZADOS..... | 87 |
| TABELA 22 – CORRELAÇÕES ENTRE UMIDADE, RESPIRAÇÃO, ACARI E COLLEMBOLA..... | 89 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| FIGURA 1 – CLASSIFICAÇÃO DA FAUNA DO SOLO EM FUNÇÃO DO COMPRIMENTO DO CORPO..... | 29 |
| FIGURA 2 – EXPERIMENTO EM FASE INICIAL (03/SETEMBRO/2002)..... | 69 |
| FIGURA 3 – EXPERIMENTO EM FASE INICIAL (03/SETEMBRO/2002)..... | 70 |
| FIGURA 4 – CROQUI DA DISPOSIÇÃO DOS TRATAMENTOS..... | 71 |
| FIGURA 5 – FUNIL DE BERLESE..... | 75 |
| FIGURA 6 – MESA EXTRATORA DE MESOFAUNA UTILIZADA..... | 76 |
| FIGURA 7 – QUANTIDADE DE CARBONO PRESENTE NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003..... | 78 |
| FIGURA 8 – PORCENTAGEM DE UMIDADE DO SOLO NAS PARCELAS (20/01/2003)..... | 82 |
| FIGURA 8 – UMIDADE NO SOLO (%) EM TO (20/01/2003) E DAS PARCELAS (29/05/2003)..... | 79 |
| FIGURA 9 – pH DO LODO DE ESGOTO (20/01/2003) E DAS PARCELAS (29/05/2003)..... | 80 |
| FIGURA 10 – CONCENTRAÇÕES DE COBRE NO LODO E NAS PARCELAS EM JUNHO/2003..... | 81 |
| FIGURA 11 – RESPIRAÇÃO MICROBIANA NOS TRATAMENTOS REALIZADOS..... | 82 |
| FIGURA 12 – DENSIDADE POPULACIONAL DE COLLEMBOLA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS..... | 85 |
| FIGURA 13 – TESTE DE MÉDIAS (DUNCAN 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE ACARI OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS..... | 87 |
| FIGURA 14 – RELAÇÃO UMIDADE X COLLEMBOLA..... | 90 |
| FIGURA 15 – RELAÇÃO UMIDADE X ACARI..... | 91 |
| FIGURA 16 – RELAÇÃO UMIDADE X RESPIRAÇÃO MICROBIANA..... | 92 |
| FIGURA 17 – COMPARAÇÃO DAS DENSIDADES POPULACIONAIS DE ACARI X COLLEMBOLA..... | 93 |
| FIGURA 18 – GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X COLLEMBOLA..... | 96 |

RESUMO

O presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a respiração do solo e determinar possíveis bioindicadores da mesofauna edáfica (Acari e Collembola) na recuperação de uma área degradada através da aplicação de biossólidos. A área utilizada pertence à INFRAERO, município de São José dos Pinhais, região Metropolitana de Curitiba. O experimento foi instalado em área severamente degradada, envolvendo delineamento inteiramente casualizado, dividida em 5 tratamentos e 4 repetições, num total de 20 unidades experimentais com dimensões de 10m x 8m totalizando 80 m². Os tratamentos de cada parcela são: testemunha (T), adubação mineral (M), 60 toneladas de biossólido (La), 120 toneladas de biossólido (Lb) e 240 toneladas de biossólido (Lc). Todas as parcelas receberam o plantio do milho (*Pennisetum americanum*). A atividade microbiana foi avaliada pelo cálculo de CO₂ e a mesofauna, pelas metodologias de BERLESE e TULLGREN modificadas, extraída de 0 – 5 cm de profundidade. Os resultados obtidos 120 dias após o estabelecimento do experimento mostraram através do teste de Tukey 5% que, para as populações de Acari, os diversos tratamentos não foram estatisticamente significativos. A respiração microbiana ($mgC-CO_2$) nas testemunhas (T0 e T) foi estatisticamente muito inferior quando comparada a dos demais tratamentos. O tratamento que produziu maior efeito na respiração microbiana foi o Lc. Para a contagem populacional de Collembola os tratamentos T0, T e M são estatisticamente iguais, com densidades extremamente baixas, sendo que os melhores resultados foram encontrados nos tratamentos Lc e La. Os valores dos coeficientes de correlação (5% = 0,444) entre os parâmetros umidade, respiração, acari, collembola e o metal cobre que, mediante análise apresentou uma dosagem acima dos níveis recomendados, não apresentaram relação significativa, provavelmente devido às distorções relacionadas ao microhabitat, propiciando distribuição agregada e a fatores extrínsecos às amostras de solo. Percebemos que o fator umidade apresentou uma tendência em influenciar as populações de collembola (0,42), de acari (0,40) e a respiração microbiana (0,37) positivamente. O cobre demonstrou afetar negativamente a respiração microbiana (-0,34) e praticamente não exerceu influência sobre as populações de acari e collembola.

ABSTRACT

The present work was made aiming to assess the soil breathing and to determine possible bio-indicators of mesofauna soil (Acari and Collembola) in the recovery of a degraded area through biosolids application. The used area belongs to INFRAERO, in the county of São José dos Pinhais, Metropolitan region of Curitiba. The experiment was installed in a strictly degraded area involving an outlining completely randomized, divided in 5 treatments and 4 repetitions in a total of 20 experimental units measuring 10m x 8m making 80 m². The treatments of each parcel are: witness (T), mineral manuring (M), 60 tons of biosolids (La), 120 tons of biosolids (Lb) and 240 tons biosolids (Lc). All the parcels received the pearl millet plantation (*Pennisetum americanum*). The microbial activity was assessed through the calculation CO₂ and the mesofauna, by the modified BERLESE and TULLGREN methodology, extracted from 0 – 5 cm of depth. The obtained results 120 days after the establishment of the experiment showed through Tukey test at 5% that for the Acari population, the several treatments were not statistically meaningful. The microbial breathing (mgC-CO₂) in the Witnesses (T0 and T) was statistically much inferior when compared to the other treatments. The treatment that had the best effect in the microbial breathing was the Lc. For the population counting of Collembola the treatments T0, T and M are statistically the same, with extremely low densities, and the best results were found in treatments Lc and La. The correlation coefficient values (5% = 0,444) among humidity, breathing, Acari, Collembola and copper parameters that by means of analysis presented a dosage above the recommended levels did not present meaningful relation probably because of the distortions related to the microhabitat, propitiating aggregated distribution, and to extrinsic factors to the soil samples. We noticed that the humidity factor showed a tendency to influence the Collembola population (0,42), the Acari (0,40) and the microbial breathing (0,37) in a positive way. The copper showed to affect negatively the microbial breathing (-0,34) and practically did not have influence on the Acari and Collembola populations.

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm ocasionado degradação dos recursos naturais da Terra que constituem a base de sustentabilidade humana. A avaliação mundial da degradação antrópica dos solos demonstra que 15% da superfície total das terras em todo o mundo tem sofrido danos, devidos sobretudo a erosão, diminuição dos nutrientes, salinização e compactação física. Esses efeitos traduzem em uma redução na produção de alimentos. A conservação e reabilitação de terras constituem uma parte essencial do desenvolvimento agrícola sustentável defendido pela AGENDA 21. Uma grande parte dos solos agricultáveis sofrem pressão ambiental em quase todas as regiões do mundo sem que políticas eficazes sejam implementadas. Os efeitos negativos de um solo degradado sobre a economia são graves em todo o mundo contudo os seus efeitos são mais severos em países que dependem da agricultura para gerar suas riquezas.

O tratamento de esgoto gera um resíduo biológico sólido resultante da decomposição da matéria orgânica. Trata-se de um material heterogêneo, cuja composição depende do tipo de tratamento empregado para purificar o esgoto que depende das características do sistema de tratamento e das fontes geradoras: domésticas e industriais (SANEPAR, 1997). Um dos processos de revegetação e recuperação de áreas degradadas envolve a utilização de lodo de esgoto, que é a denominação genérica do subproduto gerado pelos sistemas de tratamento de águas residuárias.

Visando atenuar os impactos sobre os recursos naturais, dos solos degradados, este estudo contempla a aplicação de biossólidos como forma de melhorar as propriedades físico-químicas do solo para alcançar as características necessárias para a sua recuperação, possibilitando o restabelecimento de comunidades no solo e da vegetação. A adoção de medidas corretivas através da recuperação do solo visam reintegrar a área degradada à paisagem natural ou para a sua integração no processo produtivo e contribuir na melhoria da qualidade ambiental existente.

A influência da biota do solo é tão importante para recuperação de ecossistemas, que a sua atividade pode ser usada como um indicador do progresso da gênese do solo (SEGAL e MANCINELLI, 1987). Apesar da finalidade imediata da recuperação de solos seja estabelecer uma cobertura vegetal, a qual irá prevenir a erosão do solo, em longo prazo a finalidade é o desenvolvimento do ecossistema do solo e conseqüentemente a sua estabilidade (FRESQUEZ e LINDEMAN, 1982).

A qualidade do solo tem um profundo efeito na saúde e na produtividade dos ecossistemas. O solo não é uma massa amorfa, mas sim estruturado e dividido em horizontes, cada um com suas respectivas camadas. Num solo de floresta temperada, metade dos organismos é formada por bactérias, um quarto por fungos e os 25% restantes é formado por animais do solo (DIAS, 1998).

A taxa de respiração é um indicador da atividade biológica do solo. O CO₂ liberado, é resultado da decomposição da matéria orgânica, dessa forma a taxa de respiração do solo é um indicador da quantidade de decomposição que ocorreu num determinado período.

Os Acari e os Collembola são dois grupos mais ricos em espécies e indivíduos da mesofauna edáfica. Das mais de 10.000 espécies de *Acari* conhecidas, cerca da metade são de habitantes do solo. Esta variedade de formas é conjugada com populações freqüentemente densas. Em solos de florestas temperadas, as populações de Acari chegam a ser de 100.000 a 400.000 indivíduos por metro quadrado, e 70% destes são Acari Oribatei (DUNGER 1991).

A fauna edáfica responde de maneiras diferentes às diversas variações ambientais. Microartrópodos edáficos têm sido utilizados como indicadores biológicos da qualidade do solo, pois através deles podemos detectar e monitorar alterações que ocorrem nos ecossistemas do solo (ANDERSON et al. 1981; LINDEN et al., 1994; HAGVAR, 1994; VAN STRAALLEN, 1998).

No caso de recuperação de áreas degradadas, cuja intervenção do homem no ecossistema foi destrutiva, há uma sucessão de organismos que estão presentes em cada etapa da recuperação destas áreas, notadamente Acari e Collembola. Assim, é

possível que dentro destes grupos de microartrópodos edáficos, possam ser encontradas espécies específicas para cada etapa da recuperação destas áreas degradadas, isto é, bioindicadores de cada situação.

O emprego de biossólidos na recuperação de áreas degradadas, permite dar um destino final adequado a um resíduo de disposição problemático que atua positivamente como recuperador de características físicas, químicas e biológicas, em áreas que devem ter suas características naturais recompostas.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a recuperação de uma área degradada através da aplicação de biossólidos, monitorando os níveis de respiração do solo e determinando possíveis bioindicadores na mesofauna (Acari e Collembola).

Os objetivos específicos são: a) Avaliar as densidades populacionais da mesofauna edáfica (Acari e Collembola) entre um sistema de adubação química convencional e a aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas; b) Identificar durante o processo de recuperação do solo, populações de Acari e Collembola que sirvam de bioindicadores; c) Avaliar a atividade microbiana no solo através da taxa de respiração do solo durante as diversas etapas do processo de recuperação do solo degradado nos diversos tratamentos realizados; d) Avaliar durante o processo de recuperação, as influências dos fatores umidade e teor de carbono no solo sobre a microbiota do solo e populações de Acari e Collembola; e) Avaliar a influência da atividade microbiana sobre as densidades populacionais de Acari e Collembola.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ÁREAS DEGRADADAS

2.1.1 Conceito

Áreas degradadas são definidas como áreas que perderam a sua capacidade de produção, sendo difícil retornar a um uso econômico (BALENSIEFER, 1998). A lei número 6.938/81 de Política Nacional de Meio Ambiente nos auxilia na conceituação da degradação ambiental e poluição:

Considera-se degradação da qualidade ambiental a alteração adversa das características do ambiente, e considera-se poluição a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta e indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; ou lancem matérias ou energia em desacordo com padrões ambientais estabelecidos.

A degradação do solo ainda é definida pela FAO (1995) como sendo o resultado de um ou mais processos que minimizem sua capacidade produtiva, atual ou potencial, em produzir bens ou serviços.

A degradação física do solo, segundo MIELNICZUK & SCHNEIDER (1984), manifesta-se em acentuada perda de qualidade na estrutura dos solos, o que se traduz no aparecimento de finas crostas em sua superfície, na compactação sob a camada arável e na conseqüente diminuição nas taxas de infiltração, aumento do escoamento superficial e erosão, aumento nos custos por unidade de área e redução da produtividade, fatores estes atribuídos particularmente ao manejo inadequado.

Considera-se também como área degradada, aquela que após um distúrbio, teve eliminados os seus meios de regeneração natural, apresentando baixa produtividade. Em contraste, é considerada área perturbada a que sofreu distúrbio, mas manteve meios de regeneração biótica. Em ecossistemas degradados, a ação antrópica é necessária para sua recuperação (KAGEYAMA et al., 1990).

2.1.2 Causas da Degradação

A superfície terrestre abrange mais de 140 milhões de km², representando menos de um terço da superfície total do planeta. Entre os frágeis recursos naturais, o solo é primordialmente importante para a agricultura. A cobertura do solo é relevante para o meio ambiente e as paisagens naturais são um componente destacado do habitat e bem-estar humano. Além de formar a base para os sistemas de sustentação da vida animal, vegetal e da produção agrícola, as terras ajudam na preservação da biodiversidade terrestre, na regulação do ciclo da água, na reciclagem do carbono e em outras funções ecológicas. É responsável ainda pelo fornecimento de matérias prima, depósito de resíduos minerais, recebimento de dejetos sólidos e líquidos e também serve de base para o assentamento humano e para as atividades de transporte (FAO, 1995; WOOD, SEBASTIAN & SCHERR, 2000).

A conferência da ONU sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, 1992), conhecida como RIO 92, deu uma grande contribuição à sociedade ao assinalar mais amplamente os problemas relativos aos recursos naturais. A agenda 21 (UNCED, 1992) nos capítulos 10, 12, 13 e 14 trata de assuntos relativos ao solo, enfocando desertificação e secas, desenvolvimento de regiões montanhosas e agricultura sustentável. Nas considerações sobre desflorestamento, biodiversidade e recursos hídricos (capítulos 11, 15 e 18) enfatiza a noção de solo como recurso produtivo, a importância de sua utilização sustentável, a contaminação e a preservação ambiental.

A produção de alimentos é o principal fator de pressão exercido sobre os recursos naturais. Em 2002, necessitam-se alimentos para aproximadamente 2.220 milhões a mais de pessoas que em 1972 (United Nations Population Division, 2001). A tendência durante o decênio 1985-1995 revelou um crescimento demográfico que supera aceleradamente a produção de alimentos em muitas partes do mundo, especialmente na África (UNFPA, 2001).

O fracasso das políticas e práticas agrícolas inadequadas como por exemplo, o emprego excessivo de fertilizantes e outros produtos químicos causam a degradação do solo e a contaminação da água. Entre 1972 e 1988, o uso mundial de fertilizantes aumentou uma média de 3,5% ou mais de 4 milhões de toneladas por ano (FAO, 2001). Até a década de 1980, pensava-se que a manutenção e melhora da fertilidade se relacionava fundamentalmente à adição de adubos minerais, de maneira que os subsídios na agricultura aumentaram ainda mais o emprego de fertilizantes. As políticas governamentais apoiaram os agricultores subsidiando os insumos agrícolas tais como: irrigação, fertilizantes e agrotóxicos. Um estudo realizado pela FAO sobre 38 países em desenvolvimento revelou que 26 deles subsidiavam a utilização de fertilizantes (FAO/IFA, 1999).

Os pesticidas utilizados de maneira indiscriminada, também são responsáveis por sérios danos ao meio ambiente. Um estudo publicado pela FAO em países da África e Oriente mostra que a utilização de pesticidas indesejáveis ou proibidos alcança mais de 16.500 toneladas (FAO, 1995).

A irrigação inadequada contribuiu de maneira importante para a degradação de solos. A eficiência de muitos sistemas de irrigação é baixa e os problemas de degradação de solos estão generalizados. Esses sistemas quando implantados de forma deficiente causam salinização e alcalinização dos solos. Aproximadamente entre 25 a 30 milhões dos 255 milhões de hectares de terras irrigadas do planeta se degradaram gravemente devido ao acúmulo de sais (FAO, 1995).

A degradação de terras conduz a uma diminuição significativa de sua capacidade produtiva. As ações antrópicas que contribuem para essa degradação incluem a utilização inapropriada de terras agrícolas, práticas deficientes no manejo do solo e água, desflorestamento, remoção da vegetação natural, uso freqüente de máquinas pesadas, uso excessivo de pastagens, rotação incorreta de cultivos e práticas deficientes de irrigação. Os desastres naturais como secas, inundações e deslizamento de terras também contribuíram para a degradação do solo (OLDEMAN, HAKKELING & SOMBROEK, 1990; UNEP, 1992).

No início dos anos 90, iniciou-se uma Avaliação Mundial de Degradação dos Solos (GLASOD) estimando-se que 23% do total de terras aproveitáveis (com exceção das montanhas e desertos) são afetadas pela degradação em um grau suficiente para diminuir a produtividade (OLDEMAN, HAKKELING & SOMBROEK, 1990; UNEP, 1992).

Ainda no mesmo período, cerca de 910 milhões de hectares de terra estavam classificados como moderadamente degradados, com uma produtividade agrícola enormemente reduzida. Um total de 305 milhões de hectares de solo oscilava entre intensamente degradados (296 milhões de hectares) e extremamente degradados (9 milhões de hectares, dos quais mais de 5 milhões estavam na África) (OLDEMAN, HAKKELING & SOMBROEK, 1990).

Apesar destas estatísticas tão convincentes sobre a degradação de terras, alguns estudos estão começando a questionar esses dados, argumentando que os cálculos sobre a degradação são exagerados. Uma das principais razões indicadas para a superestimação da degradação de terras foi a subestimação da capacidade dos agricultores locais (MAZZUCATO & NIEMEIJER, 2001). Esses autores alegam que é necessário saber discernir cuidadosamente entre uma má condição natural, uma má condição temporal e uma condição degradada da terra.

A erosão é um fator fundamental na degradação de terras e tem graves repercussões nas funções do solo, tais como a sua capacidade de absorver e filtrar os contaminantes, o papel que cumpre nos ciclos da água e do nitrogênio e sua aptidão para abrigar habitats e sustentar a diversidade biológica. Cerca de 2.000 milhões de hectares de solo, equivalente a 15% da superfície de terra do planeta (uma superfície mais extensa que Estados Unidos e México juntos), têm sido degradados por causa das atividades humanas. Os principais tipos de degradação do solo são a erosão hídrica (56%), a erosão eólica (28%), a degradação química (12%) e a degradação física (4%). Entre as causas da degradação do solo estão as áreas de pastagens excessivas (35%), o desflorestamento (30%), as atividades agrícolas (27%), a exploração exagerada da vegetação (7%) e as atividades industriais (1%) (GACGC, 1994).

2.2 LODO DE ESGOTO OU BIOSSÓLIDO

O termo "lodo" tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgoto. Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos e por esta razão também denominado de bioossólido (SPERLING & ANDREOLI, 2001).

O lodo de esgoto é o resíduo que se obtém após o tratamento das águas servidas (esgotos), com a finalidade de torná-las menos poluídas, de modo a permitir seu retorno ao ambiente sem que sejam agentes de poluição. Quando devidamente higienizado, estabilizado e seco, o lodo de esgoto recebe o nome de bioossólido (MELO & MARQUES, 2000). O termo bioossólido, introduzido recentemente, refere-se ao lodo de esgoto que sofreu tratamento para a estabilização e redução de patógenos, com suficiente qualidade para ser aplicado ao meio ambiente. É diferenciado do termo lodo de esgoto, material natural obtido nos processos de tratamento de esgoto, com grandes quantidades de poluentes ambientais. Além disso, o termo bioossólido é mais bem aplicado, pois não possui uma imagem negativa como acontece com o termo "lodo de esgoto" (COLLEGE OF AGRICULTURAL SCIENCES, 1999).

2.2.1 Caracterização Química e Física do Bioossólido

O bioossólido aplicado na agricultura é uma fonte de matéria orgânica e de nutrientes que beneficiam diversas propriedades físico-químicas e biológicas do solo, com reflexos diretos na produtividade (ANDREOLI et al. 1999). De uma maneira geral, pode ser caracterizado como um material bastante rico em matéria orgânica, com alto teor de umidade e com concentração relativamente elevada de nitrogênio e outros minerais (SHIROTA & ROCHA, 1997).

Em função da origem e do processo de obtenção utilizado, o bioossólido apresenta composição muito variável, sendo um material ainda rico em matéria

orgânica (40-60%), nitrogênio, fósforo e em alguns micronutrientes, como é o caso do zinco por exemplo (MELO & MARQUES, 2000.). É deficiente em potássio, sendo indicada a sua complementação com fertilizante potássico quando esse elemento se encontra em baixa disponibilidade (PICINATO & DESCHAMPS, 1997; ANDREOLI et al., 1999).

A matéria orgânica é a principal responsável pela estruturação física de um solo, além de melhorar a circulação de água e ar (OLIVEIRA FILHO et al., 1987). Ainda está relacionada a diversas características do solo que definem seu potencial produtivo e sua erodibilidade, tais como tamanho e estabilidade dos agregados, capacidade de armazenamento e infiltração de água no solo, densidade do solo, lixiviação, biomassa e atividade microbiana, mobilização de substâncias tóxicas, solubilização de nutrientes das partículas dos solos, além de ser uma fonte de macro e micronutrientes para os vegetais (SOPPER, 1993).

De acordo com MELO & MARQUES (2000), o bio sólido é um resíduo que altera as propriedades físicas do solo, melhorando sua densidade, porosidade e capacidade de retenção de água, propriedades estas que condicionam o solo para um melhor desenvolvimento das plantas. Quando aplicado no solo melhora seu nível de fertilidade, elevando o pH, diminuindo o teor de alumínio trocável, aumentando a capacidade de troca de cátions (CTC) e a capacidade de fornecer nutrientes para as plantas.

No Estado do Paraná, são produzidos basicamente dois tipos de bio sólido: *lodo anaeróbio* proveniente de Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (RALF) e *lodo aeróbio* resultante do processo de aeração prolongada da Estação de Tratamento de Esgoto Belém, Curitiba (SANEPAR, 1997). A tabela 1 mostra a composição química desses dois tipos de bio sólido.

TABELA 1: COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO BIOSSÓLIDO

| Lodo | N ⁽²⁾ | P ₂ O ₅ ⁽¹⁾ | P ₂ O ₅ ⁽²⁾ | K ₂ O | Ca | Mg | pH | M.O. ⁽²⁾ | C ⁽²⁾ | C/N |
|-------------------------|------------------|--|--|------------------|------|------|------|---------------------|------------------|-----|
| ETE- Belém Bruto | 4,91 | 2,46 | 3,70 | 0,36 | 1,59 | 0,60 | 5,9 | 69,4 | 32,1 | 6:1 |
| ETE- Belém Calado | 2,94 | 0,95 | 2,2 | 0,21 | 9,08 | 4,78 | 11,4 | 37,6 | 20,5 | 6:1 |
| RALF Bruto | 2,22 | 0,67 | 0,95 | 0,34 | 0,83 | 0,30 | 6,1 | 36,2 | 20,1 | 9:1 |
| RALF Calado | 1,48 | 0,44 | 0,63 | 0,22 | 8,32 | 4,48 | 12,0 | 23,0 | 13,0 | 9:1 |

Fonte: SANEPAR (1997).

Em relação à disponibilidade do nitrogênio e fósforo, WEBBER & SHAMESS (1984) afirmam que de 15 a 50% do nitrogênio orgânico aplicado no solo sob a forma de bio sólido pode ser mineralizado no ano de aplicação, com menores quantidades mineralizadas no ano seguinte. LUDUVICE (1996) afirma que o lodo se apresenta com disponibilidade imediata em cerca de 15% do valor total de nitrogênio e 50% de fósforo. Na recomendação de adubação com bio sólido no Paraná considera-se que 50% do nitrogênio e do fósforo total estarão disponíveis à planta no primeiro ano de cultivo (SANEPAR, 1997).

2.2.2. Riscos Associados ao Uso de Bio sólidos

A utilização do bio sólido deve obedecer a critérios que não venham a expor a sociedade e o meio ambiente a riscos tais como: metais pesados, aspectos sanitários, micropoluentes orgânicos e nitrogênio. Tanto os metais pesados quanto os agentes patogênicos como ovos de helmintos, esporos de fungos e colônia de bactérias tendem a co-precipitar com o esgoto e se concentrar no bio sólido (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999).

2.2.2.1 Metais pesados

A expressão "metal pesado" se aplica a elementos que tem peso específico maior que 5g/cm^3 ou que possuem um número atômico maior que 20, englobando metais, semi-metais e mesmo não metais, como o selênio (MALAVOLTA, 1994; BERTON, 2000). O termo metal pesado é usado genericamente para elementos químicos que contaminam o meio ambiente e podem provocar diferentes níveis de dano à biota (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999). Tal denominação não é facilmente definida, sendo comumente designada como um grupo metais e metalóides que estão associados com poluição e toxicidade, mas também incluem alguns elementos que são essenciais para a sobrevivência de organismos quando em baixas concentrações (ALLOWAY, 1993).

Os metais pesados presentes no biossólido podem ter três origens: 1) rejeitos domésticos – canalizações, fezes e águas residuárias de lavagem contém alguns metais; 2) águas pluviais – as águas de escoamento de superfícies metálicas ou das ruas carregam resíduos de metais dispersos na fumaça de veículos e 3) efluentes industriais – são a principal fonte de metais no esgoto, contribuindo com certos tipos específicos de cátions de acordo com a atividade da indústria. Dentre todos os metais pesados, os elementos que oferecem maior perigo são o Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Os metais podem estar presentes no biossólido e têm a sua disponibilidade influenciada por reações como adsorção, complexação, precipitação, oxidação e redução (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999).

Os teores de metais pesados solúveis no solo são geralmente baixos. Entretanto, o emprego de fungicidas, fertilizantes minerais e esterco de animais na agricultura e o descarte de resíduos urbanos, tais como lixo e biossólido no solo podem elevar as concentrações de metais pesados a níveis capazes de causar danos à biota. Das fontes potenciais de contaminação do solo, os resíduos urbanos e industriais apresentam grande variação nos teores de metais pesados, os quais estão intimamente

relacionados à atividade econômica regional (MIYAZAWA et al., 1999). Na tabela 2, são apresentados os teores de metais pesados em algumas fontes potenciais de contaminação no solo.

TABELA 2 - TEORES DE METAIS PESADOS (mg kg^{-1}) DE ALGUNS MATERIAIS

| Material | Cd | Co | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Referências |
|------------------------|------------|---------|----------|-------------|------------|--------------|-------------|---------------------|
| Biossólido (USA) | 2 - 1.100 | — | — | 84 - 10.400 | 12 - 2.800 | 800 - 26.000 | 72 - 16.400 | Tiller, 1989 |
| Biossólido(Paraná) | <2,5 | 14 | 125 | 401 | 81 | 268 | 1.340 | Miyazawa et al 1996 |
| Solo Tre' | <2,8 | 45 | 140 | 250 | 58 | 52 | 129 | Souza et al , 1996 |
| Esterco suíno | — | — | — | 463 | — | — | 1.130 | Oliveira, 1982 |
| Fertilizante fosfatado | 0,1 - 170 | 1 - 12 | 66 - 245 | 1 - 300 | 7 - 38 | 7 - 225 | 50 - 1.450 | Alloway, 1993 |
| Calcário | 0,04 - 0,1 | 0,4 - 3 | 10 - 15 | 2 - 125 | 10 - 20 | 20 - 1.250 | 10 - 450 | Alloway, 1993 |

1 TERRA ROXA ESTRUTURADA, PARANÁ

FONTE: ANDREOLI et al: RECICLAGEM DE BIODSOLIDOS, 1999

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, do magnésio, do cobalto e do ferro. Estes metais se tornam tóxicos e perigosos para os vegetais, animais e para a saúde humana quando ultrapassam determinadas concentrações-limite. Já o chumbo, o mercúrio e o cádmio são metais que não existem naturalmente em nenhum organismo e tampouco desempenham funções nutricionais ou bioquímicas em microrganismos, plantas ou animais. Portanto, são prejudiciais em qualquer concentração (SILVA et al., 2001).

A concentração de metais no biossólido é variável em função dos diversos fatores de influência (MIYAZAWA et al., 1999). A tabela 3 mostra alguns exemplos de teores de metais pesados observados em alguns lodos no Brasil.

TABELA 3 - TEORES DE METAIS PESADOS EM ALGUNS LODOS DE "ETES" BRASILEIRAS E RESTRIÇÕES DE USO

| Elemento Químico | Concentração em mg/kg base seca | | | | | | Concentração máxima permitida | | |
|------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|------|------|
| | ETE Franca SP (lodos ativados) | ETE Barueri SP (lodos ativados) | ETE Suzano SP (lodos ativados) | ETE Norte DF (Lodos ativados) | ETE Belém PR (aeração prolongada) | ETE Norte - Londrina PR (UASB) | USEPA | SP | PR |
| Arsênio | <0,006 | 5,3 A 68 | 33 A 202 | - | - | - | 75 | 75 | - |
| Cádmio | 0,06 | 7,6 A 20 | 2 A 7 | <20 | nd | 0,001 | 85 | 85 | 20 |
| Chumbo | 2,94 | 101 a 152 | 187 a 273 | 50 | 123 | 101 | 840 | 840 | 750 |
| Cobre | 6,19 | 485 a 664 | 803 a 841 | 186 | 439 | 282 | 4300 | 4300 | 1000 |
| Mercúrio | 4,0 | 0 a 1,6 | 15 | 4 | 1 | - | 57 | 57 | 16 |
| Molibdênio | 0,02 | 5 a 12 | 11 | - | - | - | 75 | 75 | - |
| Níquel | 0,38 | 211 a 411 | 269 a 390 | 2,5 a 5,2 | 73 | 29 | 420 | 420 | 300 |
| Selênio | <0,06 | ND a 1,4 | ND | - | - | - | 100 | 100 | - |
| Zinco | 4,43 | 1800 a 2127 | 1793 a 2846 | 280 a 1500 | 824 | 1041 | 7500 | 7500 | 2500 |

FONTE: ADAPTADO DE SAPIA (2000); FERNANDES E SILVA (1999); HELOU (2000)
USEPA: 40 CFR PARTE 503

2.2.2.2 Aspectos sanitários

O biossólido contém uma grande variedade de microrganismos. A maior parte deles não tem importância médica ou veterinária, pois são saprófitas e participam nos processos de tratamento biológico. Por outro lado, existe uma pequena parte, constituída por vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos que são patogênicos (SOCCOL & PAULINO, 2000). Tabelas 4 e 5.

TABELA 4 - PRINCIPAIS HELMINTOS E PROTOZOÁRIOS ENCONTRADOS NO LODO DE ESGOTO, HOSPEDEIROS NORMAIS, ACIDENTAIS E DOENÇAS CAUSADAS NESTES HOSPEDEIROS.

| PARASITO | HOSPEDEIRO | SINTOMAS PRINCIPAIS |
|--------------------------------|--------------------------------|--|
| Nematóides | | |
| <i>Ascaris lumbricoides</i> | Homem | Distúrbios digestivos e nutricionais, vômito, dor abdominal |
| <i>Ascaris suum</i> | Suíno | Distúrbios digestivos e nutricionais, emagrecimento/tosse, febre |
| <i>Ancylostoma duodenale</i> | Homem | Anemia, emagrecimento |
| <i>Necator americanus</i> | homem | Anemia, emagrecimento |
| <i>Trichuris trichiura</i> | homem | Diarréia, anemia, perda de peso, dor abdominal |
| <i>Toxocara canis</i> | Cães e homem | Emagrecimento, diarréia/febre, desconforto abdominal, sintomas neurológicos |
| <i>Trichostrongylus axei</i> | Bovinos, eqüinos e homem | Gastrite/úlcera gástrica |
| Cestóides | | |
| <i>Taenia solium</i> | Homem e suínos | Distúrbios digestivos, insônia, anorexia, dor abdominal, sintomas nervosos/emagrecimento |
| <i>Taenia saginata</i> | Homem e bovinos | Distúrbios digestivos, insônia, anorexia, dor abdominal/emagrecimento |
| <i>Hymenolepis nana</i> | Homem e artrópodos | Diarréia, sinais nervosos |
| <i>Hymenolepis diminuta</i> | Roedores, homem/artrópodos | Distúrbios Digestivos |
| <i>Echinococcus granulosus</i> | Cães, ovinos e homem | Distúrbios digestivos, hepáticos e pulmonares |
| Protozoários | | |
| <i>Entamoeba histolytica</i> | Homem | Enterite aguda |
| <i>Giardia lamblia</i> | Homem, cães, gatos | Diarréia, perda de peso |
| <i>Toxoplasma gondii</i> | Gatos, homem, mamíferos e aves | Alterações de sistema nervoso, coriorretinite |
| <i>Balantidium coli</i> | Homem e suínos | Distúrbios digestivos |
| <i>Cryptosporidium</i> | Homem e bovinos | Gastroenterite |

FONTE: ADAPTADO DE EPA (1992)

TABELA 5 PRINCIPAIS BACTÉRIAS E VÍRUS ENCONTRADOS EM LODO DE ESGOTO, HOSPEDEIROS NORMAIS, ACIDENTAIS E DOENÇAS CAUSADAS NESTES HOSPEDEIROS.

| AGENTES | HOSPEDEIROS | PRINCIPAIS DOENÇAS |
|-------------------------|----------------------|---|
| Bactérias | | |
| <i>Samonella sp.</i> | Homem/bovinos jovens | Samonelose |
| <i>Escherichia coli</i> | Homem/bovinos jovens | Gastroenterite |
| <i>Sigella sp.</i> | Homem | Disenteria bacilar |
| <i>Vibrio choleae</i> | Homem | Cólera |
| Vírus Entéricos | | |
| Vírus da hepatite A e E | Homem | Hepatite infecciosa |
| Rotavírus | Homem | Gastroenterite |
| Poliovírus | Homem | Poliomielite |
| Coxsackievírus | Homem | Meningite, pneumonia |
| Echovírus | Homem | Meningite, paralisia |
| Astrovírus | Homem | Gastroenterite |
| Calicivírus | Homem | Gastroenterite |
| Reovírus | Homem | Gastroenterite, infecções respiratórias |

FONTE: ADAPTADO DE EPA (1992)

A simples presença de vírus, bactérias, cistos de protozoários e ovos de helmintos no lodo não garante a infecção de humanos e animais porque para infectar os hospedeiros estes agentes patogênicos necessitam de uma dose mínima. Enquanto os helmintos necessitam de apenas um ovo viável (ovo embrionado), as bactérias e vírus necessitam de quantidade maior (SOCCOL & PAULINO, 2000). A tabela 6 mostra a dosagem mínima infectante (DMI) de alguns agentes patogênicos e a tabela 7 o tempo máximo de sobrevivência de agentes patogênicos do lodo no solo.

TABELA 6 - DOSE MÍNIMA INFECTANTE (DMI) DE AGENTES PATOGÊNICOS PARA CAUSAR INFECÇÃO HOMEM OU ANIMAIS

| Agente patogênico | DMI |
|-------------------|-----------------------------------|
| Helmintos | 1 - 10 ¹ |
| Protozoários | 10 ¹ - 10 ² |
| Bactérias | 10 ² - 10 ⁶ |
| Vírus | 10 ² |

FONTE: SCHWARTZBROD ET AL. (1995)

TABELA 7 – TEMPO MÁXIMO DE SOBREVIVÊNCIA DE AGENTES PATOGÊNICOS DO LODO NO SOLO.

| Agente Patogênico | Solo | |
|------------------------|-----------------|--------------|
| | Máximo absoluto | Máximo comum |
| Cistos de protozoários | 10 dias | 2 dias |
| Bactéria | 1 ano | 2 meses |
| Vírus | 1 ano | 3 meses |
| Ovos de helmintos | 7 anos | 2 anos |

FONTE: KOWAL, EPA/600 1 – 85/015

Existem diversos princípios capazes de promover a desinfecção do biossólido, cabendo aqui destacar a temperatura e o pH. Observando esses parâmetros e a questão econômica, são dois os processos comumente utilizados para promover a inviabilização ou destruição dos agentes patogênicos: a compostagem e a calagem (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999).

Segundo ANDRAUS et al. (1999), a compostagem é um processo biológico que consiste na degradação da matéria orgânica contida no lodo puro ou em mistura com outros resíduos orgânicos (palha, serragem, resíduos de jardinagem e poda de jardim, parques e praças, parte orgânica do lixo urbano, etc.) por microrganismos em processos exotérmicos que geram o aumento da temperatura do material compostado. Para que o processo seja eficiente, deve-se manter uma temperatura acima de 60°C por um período mínimo de 10 dias.

Ainda, segundo ANDRAUS et al. (1999), a calagem é um processo que consiste na mistura de cal virgem (de construção) ao lodo em proporções que variam de 30 a 50% do peso seco do lodo. Três fatores interferem no processo de desinfecção: inicialmente ocorrerá elevação de temperatura da mistura biossólido+cal (“golpe de calor”) seguida por uma rápida elevação do pH a níveis ligeiramente acima de 12,0 e,

finalmente, a ação da amônia formada a partir do nitrogênio. A tabela 8 mostra a destruição de diversos organismos patogênicos em função da temperatura e do tempo.

TABELA 8 – TEMPERATURA E TEMPO DE MANUTENÇÃO PARA A DESTRUIÇÃO DE ALGUNS ORGANISMOS.

| Organismo | Tempo (min.) | Temperatura (°C) |
|--|--------------|------------------|
| 1. <i>Salmonella typhosa</i> | Instantâneo | 55 a 60 |
| 2. <i>Salmonella spp.</i> | 30 | 46 |
| | 60 | 55 |
| 3. <i>Shigella</i> | 60 | 55 |
| 4. <i>Escherichia coli</i> | 5 | 70 |
| | 15 a 20 | 60 |
| | 60 | 55 |
| 5. <i>Entamoeba histolytica</i> (cistos) | Instantâneo | 68 |
| 6. <i>Taenia Saginata</i> | 5 | 71 |
| 7. <i>Trichinella spiralis</i> (larvas) | Instantâneo | 62 a 72 |
| | 60 | 50 |
| 8. <i>Necator americanus</i> | 50 | 45 |
| 9. <i>Brucella abortus</i> | 50 | 45 |
| 10. <i>Streptococcus fecais</i> | 60 | 70 |
| 11. <i>Coliformes fecais</i> | 60 | 70 |
| 12. <i>Ascaris spp.</i> (ovos) | 60 | 55 |
| | 7 | 60 |

FONTE: KOWAL, EPA/600 1 – 85/015

A compostagem propicia uma significativa redução de patógenos e viabilidade de ovos de helmintos. A temperatura/tempo é fundamental no processo de compostagem, permitindo uma eficiência máxima (HAYS, 1977; BURGE et al., 1981). O composto obtido, sem apresentar ovos viáveis, pode ser utilizado para qualquer tipo de atividade agrícola sem riscos para a saúde humana e animal (SOCCOL, 1999).

Com relação à calagem, vários experimentos foram realizados na ETE Belém e demonstraram eficiência da calagem enquanto método de higienização do lodo, todavia a taxa de inativação dos ovos de helmintos variou de 86 a 100% (SOCCOL et al., 1997). Os fatores pH e teor de matéria seca se mostraram fundamentais no processo de redução da viabilidade de ovos de helmintos. O pH deve ser superior a 12,5 e manter-se nessa faixa no mínimo por 30 dias. As concentrações de matéria seca superiores a 20% exigem maior tempo para a redução de ovos de helmintos (GASPARD et al., 1996).

2.2.2.3 Micropoluentes orgânicos

Até recentemente, pouca importância era dada à presença de compostos orgânicos perigosos em sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Em geral no Brasil as análises destes compostos muitas vezes não fazem parte da rotina de monitoramento, as metodologias analíticas não estão plenamente estabelecidas e se tem a idéia de que estas substâncias estão presentes somente em cidades extremamente industrializadas. No entanto, inúmeros são os problemas em áreas urbanas de vários portes (da SILVA et al., 2001).

Os micropoluentes orgânicos incluem os hidrocarbonetos aromáticos, fenólicos, pesticidas, polibromenatos, bifenil (PBBs), policlorinato bifenil (PCBs) e outros materiais persistentes altamente cancerígenos e tóxicos. Com exceção dos PCBs, muito pouco se sabe sobre a concentração e destino dos tóxicos orgânicos e na aplicação agrícola do lodo (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999). Várias destas substâncias também acabam se concentrando nos agroecossistemas e cadeias alimentares, pois são absorvidos e metabolizados pelas plantas como, por exemplo, ruminantes que se contaminam devido à presença destas substâncias em pastagens e na superfície do solo. Por essas razões, a aplicação de biossólido em pastagens está proibida na Alemanha, Suécia e Noruega (KULLING, STADELMANN & HERTER, 2001). Segundo JACOBS et al. (1987), estas substâncias também podem se acumular na gordura do leite.

Dioxinas consistem em um grupo de mais de 200 substâncias cancerígenas que não são criadas pelos processos de tratamento do esgoto, mas que se concentram no biossólido. Causam uma variedade de impactos na saúde de mamíferos, em baixas e repetidas doses. São encontradas em pequenas quantidades no ar, água e solo, mas permanecem no ambiente e se acumulam nas cadeias alimentares (USEPA, 1993). Recentes estudos na Suécia mostram a presença de dioxinas em colheitas de solos tratados com biossólido. Estes alimentos apresentaram um leve aumento nas concentrações de dioxinas (FOOD SAFETY AND SECURITY, 2001).

Entretanto, testes realizados em laboratório com minhocas e Collembola, mediante a aplicação de detergentes LAS (Linear alquibenzenos sulfonados) e Nonilfenol, não verificaram efeitos com aplicações de biossólido nas dosagens permitidas (KROGH et al., 1996). Compostos persistentes como os PCBs (Policlorinatos bifenóis), PCDD/Fs (Policlorinatos dibenzo-p-dioxinas e furanos) e PAHs (Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares) geralmente não se transferem do solo para os alimentos e leite, embora a evaporação de PCBs e sua presença nas folhas das plantas mereça mais estudos (RUDLING et al., 1997).

A concentração de poluentes orgânicos no solo não deve exceder a taxa de degradação. As taxas máximas de aplicação são determinadas por fatores locais como controle das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (AMUNDSEN et al., 1997).

Autoridades norueguesas decidiram não incluir valores limitantes para compostos orgânicos tóxicos na elaboração das normas para biossólido. Além disso, Nonilfenóis são liberados por produtos domésticos e industriais, embora as concentrações dessas substâncias no biossólido têm sido reduzidas (PAULSRUD et al., 2000).

JONES & NORTHCOTT (2000) demonstraram haver limites não baseados em dados científicos sobre os valores limitantes dessas substâncias. De acordo com essa fundamentação, a transferência de poluentes orgânicos para as plantas e para o solo tem a atmosfera como mais importante modo de contaminação. As recomendações de valores para PAHs, PCDD/Fs, Nonilfenóis e LAS na utilização do biossólido no Reino Unido foram bem adotadas, pois ficou demonstrado que o biossólido na Europa muitas vezes excede os limites de PAHs e LAS.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente da Alemanha, os valores limitantes para AOX (compostos halogênicos orgânicos), PCB e PCDD/F são entendidos apenas como precaução e não se justificam somente pelas implicações toxicológicas (SAUERBECK & LESCHBER, 1992). Em 1999, o Ministério reconsiderou o regulamento e não viu necessidade de impor limites para contaminantes orgânicos no biossólido para PCDD/F, PCB e AOX (BMU, 1999).

Um grupo de trabalhos na Conferência de Ministros do Meio Ambiente da Europa reviu a importância da presença de contaminantes orgânicos no bio sólido, pois eles tinham decrescido nos últimos anos, apenas recomendando o monitoramento de PCDD/Fs (UMK-AG, 2000).

CHANEY et al. (1998) concluíram que o uso de bio sólidos tem beneficiado a agricultura sustentável com baixo risco para a agricultura e meio ambiente, devido aos processos de pré-tratamento que melhoram a qualidade do bio sólido.

Uma variedade de compostos orgânicos está recebendo maior atenção como poluente do solo, plantas e águas em decorrência da aplicação de lodos no solo. Pesquisas mais recentes têm se concentrado nos compostos que estão presentes em estações de tratamento de esgoto municipal (da SILVA et al. 2001). De acordo com MORITA (1993), análises de 25 cidades dos Estados Unidos indicaram que vários ésteres ftalatos (dietil, dibutil) estão presentes em 13 a 25% dos lodos em concentrações acima de 50 mg/kg. Tolueno, fenol e naftaleno foram também encontrados em 11 a 25% de lodos em níveis superiores a 50 mg/kg. Metanos clorados, etanos e benzenos foram encontrados em 3 a 36% de lodos em concentrações acima de 1 mg/kg, embora tenham sido encontrados em relativamente poucos lodos com valores acima de 50 mg/kg.

2.2.2.4 Nitrogênio

Quando se cogita o uso de bio sólidos em áreas agrícolas e florestais, um dos questionamentos que é feito, diz respeito à taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) aplicado via resíduos e a possibilidade de caminhamento através do perfil do solo do nitrato produzido com conseqüente aumento de sua quantidade em águas subterrâneas (MATTIAZZO & ANDRADE, 2000).

Deve-se ter em mente que o nitrogênio do bio sólido, do ponto de vista agrônômico, é o elemento mais importante. Esse elemento pode ser perdido para o ambiente através de volatilização na forma de amônia e da lixiviação na forma de

nitrato. Tanto a elevação da temperatura como a elevação do pH acelera as perdas por volatilização, que aumentam com decorrer do tempo (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999).

No caso de biossólido resultante do tratamento do esgoto sanitário (lodo de esgoto), em função do sistema operacional adotado pela estação de tratamento (ETE), origem e época do ano, o valor apresentado para pH varia entre 5,7 e 12,6 e o teor de nitrogênio total expresso em função do peso seco do resíduo, pode variar entre 9,41 e 30,4 g kg⁻¹. Considerando que em valores de pH superiores a 9,25, a formação e conseqüente volatilização da forma amoniacal de nitrogênio (N-NH₃) é favorecida, as perdas de nitrogênio por meio desse processo deverão ocorrer em partidas de lodo em função do pH. Não existem dados precisos na literatura nacional com informações acerca da quantidade de nitrogênio que é perdida por volatilização em lodos de tratamento biológico seja durante o armazenamento ou no seu transporte (MATTIAZZO & ANDRADE, 2000). Estima-se que cerca de 5,12% do nitrogênio adicionado via biossólidos a um Latossolo Vermelho Amarelo de textura média seja perdido por volatilização nos primeiros sete dias após sua aplicação na superfície em dose correspondente a 20 mg/ha, base seca (ANDRADE & MATTIAZZO, 1999).

O biossólido contém de 20 a 60g de nitrogênio/kg⁻¹ ou mais, muitos dos quais na forma orgânica (SOPPER, 1993).

O nitrogênio do biossólido geralmente se apresenta em elevados teores, fator este determinante no seu uso para recuperação de áreas degradadas. Contudo, essa alta concentração pode ter impacto negativo na qualidade da água subterrânea. Isto é ocasionado pela alta mobilidade do nitrato decorrente da mineralização do nitrogênio presente no biossólido que pode ser facilmente lixiviável, vindo a contaminar os lençóis freáticos (FERREIRA, ANDREOLI & IARA, 1999).

2.2.3 Legislação

A regulamentação para dispor adequadamente os bio-sólidos deve estar de acordo com as condições ambientais, sociais e econômicas de cada região ou país. Os parâmetros internacionais devem servir de referência, contudo devem ser validados através de resultados experimentais que considerem as particularidades regionais, tais como o nível e o tipo de industrialização, o perfil sanitário da população e as características pedológicas regionais (SANTOS, 2001).

2.2.3.1 Legislação norte americana

A legislação da Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos (United States Environment Protection Agency - U.S.EPA) denominada 40 CFR 503 (U.S.EPA, 1996), contempla exigências específicas para lodos tratados, obtidos de sistemas públicos de tratamento de esgotos. Conforme estabelecido naquela legislação, foram previstas restrições baseadas na composição e no tratamento do lodo, referentes, respectivamente, à limitação na concentração de metais comumente encontrados no bio-sólidos e à necessidade de tratamento para a redução de patógenos e de atratividade de vetores (STRAUS, 2000).

Basicamente, esta legislação cobre três categorias para a disposição final do bio-sólido: **aplicação no solo** (abrangendo aplicação na agricultura, em jardins, florestas e em áreas degradadas), **disposição no solo** (sem finalidade de fertilização ou correção das características físico-químicas), e **incineração** (ROCHA, 1998). Tendo o presente trabalho o objetivo de estudar a utilização do bio-sólido na recuperação de áreas degradadas, comentaremos apenas a primeira utilização.

Entre os diversos contaminantes que foram incluídos na "503", merecem destaque os metais pesados (arsênio, cádmio, cobre, chumbo, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco) e os patógenos (coliformes fecais, ovos de helmintos e *Salmonellas*). Além disto, a aplicação do bio-sólido deve ser feita de maneira a reduzir a atração de vetores de doenças, tais como ratos, pássaros, etc. (WEF, 1993).

Quanto às limitações para metais no lodo, a legislação americana estabelece, em resumo, as seguintes restrições:

- Em nenhuma hipótese é aceita aplicação de lodo com concentrações de metais superiores às estabelecidas (Tabela 9).
- No caso de ser prevista a aplicação do lodo a granel, o gerador deverá solicitar autorização ao órgão ambiental para cada aplicação específica, tendo em vista a verificação do atendimento aos limites de acumulação de metais (Tabela 9).
- Se o lodo for embalado e vendido ou doado para aplicação no solo, as exigências são: a) as concentrações de metais no lodo não podem exceder as concentrações indicadas na tabela 9 coluna 03 ou b) as taxas de aplicações devem garantir o atendimento às limitações de acumulação/aplicação anual de metais indicadas na tabela 9 coluna 04 (STRAUS, 2000).

TABELA 9 LIMITES DE CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO BIOSSÓLIDO ADOTADOS PELA EPA PARA APLICAÇÃO NO SOLO.

| | 1 – Concentrações máximas Mg/kg | 2 – Limite de carga cumulativa Kg/ha | 3 - Limites de concentrações Mg/kg | 4 - Razão de carga anual Kg/ha ano |
|------------|------------------------------------|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Arsênio | 75 | 41 | 41 | 2 |
| Cádmio | 85 | 39 | 39 | 1,9 |
| Cobre | 4300 | 1500 | 1500 | 75 |
| Chumbo | 840 | 300 | 300 | 15 |
| Mercúrio | 57 | 17 | 17 | 0,85 |
| Molibdênio | 75 | - | - | - |
| Níquel | 420 | 420 | 420 | 21 |
| Selênio | 100 | 100 | 100 | 5 |
| Zinco | 7500 | 2800 | 2800 | 140 |

FONTE: EPA 1995

Conforme as concentrações de patógenos, o biossólido é classificado em duas classes: **A** ou **B**. O lodo classe **A** pode ser comercializado para a aplicação em áreas agrícolas, jardins e gramados residenciais, sem restrições. O lodo classe **B** apresenta os parâmetros mínimos necessários para que possa ser aplicado na agricultura, em florestas ou em áreas degradadas, apresentando restrições de local, tipo de cultura e de acesso público (SANTOS 2001). Tratando-se de patógenos, os seguintes parâmetros devem ser atingidos pelas classes A e B:

- **Classe A** - conter no máximo 1.000 NMP (número mais provável) de coliformes fecais por grama de resíduo seco, ou 3 NMP de *Salmonella*/4 gramas de resíduo seco e conter menos do que 1 ovo de helminto/4 gramas de resíduo seco.
- **Classe B** - conter uma concentração de coliformes fecais inferior a 2.000 NMP/g de resíduo seco (ROCHA, 1998).

Os processos que permitem obtenção de lodo classe **A** são: a) Secagem térmica, b) Compostagem confinada ou pilha aerada, c) Tratamento térmico, d) Digestão aeróbica termofílica a ar ou oxigênio, e) Processos de irradiação com raios beta, f) Processos de pasteurização (STRAUS, 2000).

Quanto à atratividade de vetores, para que seja liberado para comercialização, o biossólido deve ser previamente tratado por método adequado. Entre as alternativas para a redução da atratividade de vetores aceitas pela U.S.EPA destacam-se: a) Redução de sólidos voláteis para o mínimo de 38%, b) Digestão anaeróbia, c) Digestão aeróbia, d) Taxa específica de consumo de oxigênio igual ou inferior a 1,5 mg/hora/grama de sólidos totais a 20° C, e) Mínimo de 14 dias em processo aeróbio com temperatura média superior a 45° C, f) Estabilização alcalina por 24 horas, g) Secagem térmica a fim de atingir 75% de sólidos totais se o lodo primário não estabilizado estiver ausente, h) Secagem térmica a fim de atingir 90% de sólidos totais se o lodo primário não estabilizado estiver presente, i) Injeção em sub-superfície, j) Incorporação ao solo (U.S.EPA, 1996).

2.2.3.2 Legislação na comunidade européia (CEE)

Tanto na CEE como nos Estados Unidos é consensual limitar o uso agrícola conforme as concentrações de um pequeno número de metais pesados: cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, níquel e zinco. Outros metais e contaminantes têm merecido um espaço próprio de discussões. O cromo era limitado na diretiva da comunidade européia 86/278/EEC de 04/07/86 e posteriormente foi retirado pela diretiva 91/692 de 31/12/91). Além daquele elenco de metais comuns, a França controla a soma das concentrações de Cr, Cu, Zn e Ni. Na Alemanha existem limites para os TOX (halogenados orgânicos absorvíveis), os PCBs e os PCDD/PCDFs. Com relação a higienização dos biossólidos, as normatizações usualmente incluem a contagem e viabilidade de ovos de helmintos, além da presença de coliformes fecais, *Salmonella sp.* e vírus (SANTOS, 2001).

2.2.3.3 Legislação no Brasil

Infelizmente, o Brasil não possui ainda uma legislação específica para a disposição final do biossólido, em especial, para a aplicação na agricultura, em florestas e em áreas degradadas. Porém, existe uma série de leis e normas que devem ser respeitadas. E o caso da NBR 10.004 (Norma Brasileira Registrada) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Ela é responsável pela classificação dos resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública (ROCHA, 1998). A definição de resíduo sólido, segundo ABNT (1987):

"... estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistema de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isto soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível".

Segundo essa norma o biossólido pode ser enquadrado na Classe II (não-inertes): "são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I –

perigosos ou de resíduos classe III – inertes". A Classe II pode apresentar as propriedades de combustibilidade, biodegradabilidade e solubilidade em água, porém não pode apresentar as propriedades de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, típicas da Classe I. Além disto, a norma é explícita em afirmar que os resíduos gerados nas ETEs não se incluem na Classe I (ABNT, 1987).

Caso a disposição final do biossólido seja feita em aterros ou então o lodo seja incinerado, torna-se necessário a apresentação de EIA/RIMA (Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental), estabelecido através da Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Não se trata de uma "mera exigência formal necessária à obtenção do licenciamento", mas sim de um instrumento da política ambiental para controlar as condições ambientais, avaliando os impactos produzidos por uma determinada atividade (Secretaria do Meio Ambiente, 1991).

Além da resolução que estabelece o EIA/RIMA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) possui também a Resolução nº 5, de 15 de junho de 1988, onde ficam "sujeitas a licenciamento as obras de saneamento para as quais seja possível identificar modificações ambientais significativas". Nessa resolução fica estabelecido que as obras para a disposição final dos sistemas de esgotos sanitários devem ser licenciadas (BRASIL, 1995). Dentre os estados brasileiros que já procuraram disciplinar o uso agrícola do lodo esgoto, encontram-se em fase de implementação normas nos estados do Paraná e de São Paulo (SANTOS, 2001). Devido ao fato desta pesquisa ter sido realizada no Estado do Paraná, vamos apresentar a seguir apenas o uso e a aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários em solos apenas do Estado do Paraná.

2.2.3.4. Legislação no Paraná

O manual técnico para a utilização agrícola do biossólido no Paraná (SANEPAR, 1997) apresenta de maneira global, as implicações de uso do lodo na agricultura e traça diretrizes para que seu uso seja feito de forma mais produtiva e segura possível (FERNANDES et al., 1999).

A Instrução Normativa que define os parâmetros adequados para utilização do biossólido (Tabela 10) utilizada no Estado do Paraná e aprovada pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), orienta que as dosagens de lodo a serem aplicadas podem ser definidas em função da recomendação agrônômica de nitrogênio, do poder de neutralização do lodo, no caso de uso de lodo calado, do máximo acúmulo de metais pesados permitidos no solo e do aporte máximo de aplicação em 10 anos. A taxa de aplicação definitiva deve ser a menor das três.

No caso específico de áreas degradadas, devem ser utilizadas dosagens que respeitem o valor máximo de acúmulo de metais pesados, não podendo, entretanto, ultrapassar o limite de 100 Mg/ha de matéria seca do biossólido (FERNANDES, 1999; SANTOS, 2001).

TABELA 10 RESUMO DAS EXIGÊNCIAS DA INSTRUÇÃO NORMATIVA DO IAP PARA A RECICLAGEM AGRÍCOLA DO BIOSSÓLIDO

| Análises | Parâmetros | Freqüência | Limites |
|--|--|-------------------------------|--|
| Características agrônômicas do lodo | pH, H ₂ O, C, N, P, K, Ca, Mg, Sólidos Fixos | A cada 100 t de matéria seca | Sólidos fixos no mínimo 29% |
| Metais pesados | Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg e Cr | A cada 400 t de matéria seca. | mg/kg em base seca Cd = 20 Cu = 1.000 Ni = 300 Pb = 750 Zn = 2.500 Cr = 1.000 |
| Características sanitárias do biossólido | Contagem e viabilidade de ovos de helmintos; Coliformes fecais | A cada 400 t de matéria seca | Ovos viáveis: até 0,25 ovos/g em base seca Coliformes fecais: até 1.000 NMP/g de matéria seca |
| Fertilidade do solo | pH, H+Al, Al, Ca, Ca+Mg, K, P, T, C, saturação Al e saturação bases. | A cada gleba homogênea | Critério de aptidão do solo. |

FONTE: ADAPTADO SANTOS, 2001

2.3 ORGANISMOS DO SOLO

2.3.1 Introdução

A biota do solo é composta de uma grande diversidade de organismos que regulam os processos de decomposição da matéria orgânica, de ciclagem de nutrientes e de propriedades físicas do solo. Os microrganismos do solo incluem bactérias, fungos, actinomicetos e algas. A biota do solo contém populações de invertebrados que regulam as atividades de funcionamento da decomposição e o fluxo de energia e nutrientes dos detritos orgânicos (BARDGETT & GRIFFITHS, 1997).

O solo não é uma massa amorfa, mas estruturado e dividido em horizontes, cada um com suas respectivas camadas. O desenvolvimento de um solo é um processo longo, em que fatores físicos, químicos e biológicos tomam parte. Em um solo de floresta temperada, cerca de 6% são substâncias orgânicas; destas, 85% são mortas (material vegetal caído, produtos de decomposição e húmus). Do restante, em torno da metade é formada por raízes vivas e organismos do solo, que perfazem mais ou menos 1% do peso do solo. Aproximadamente metade dos organismos do solo é formada por bactérias, um quarto por fungos e os 25% restantes pela fauna edáfica (EHRNSBERGER, 1993).

Na zoologia do solo, existem várias maneiras de se classificar a fauna edáfica. A mais utilizada é pelo tamanho:

- Microflora: até 0,1 mm de comprimento (bactérias e fungos)
- Microfauna: até 0,1 mm de comprimento (protozoários)
- Mesofauna: de 0,1 a 2,0 mm de comprimento (nematoda, acari, collembola)
- Macrofauna: acima de 2 mm de comprimento (diplopoda, isopoda, coleoptera, diptera, oligochaeta) (WALLWORK, 1970; SWIFT et al. 1979).

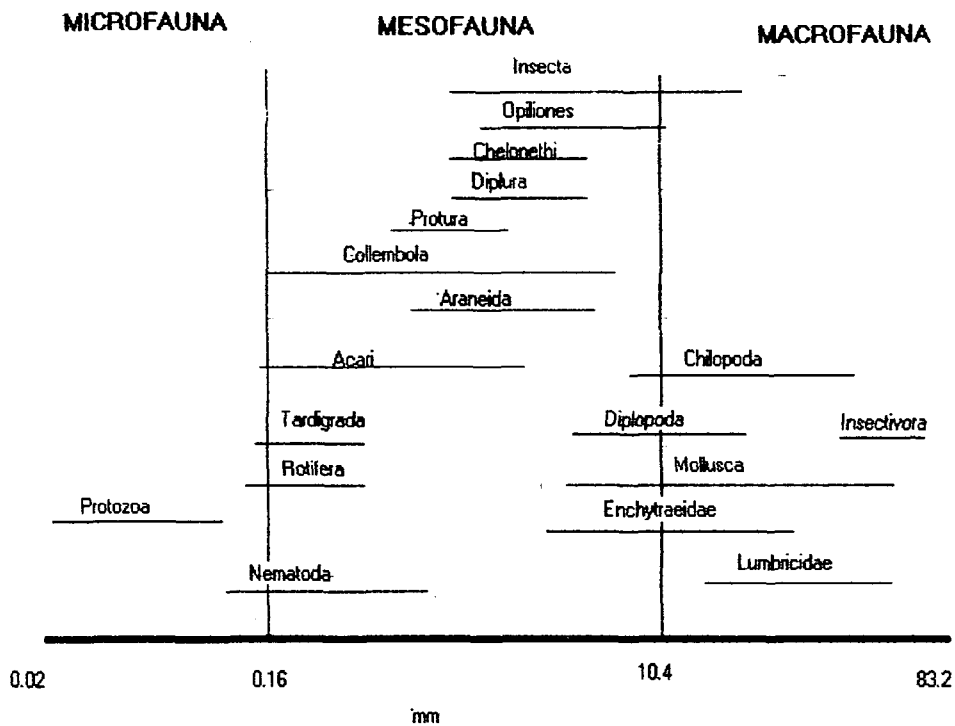


FIGURA 1: CLASSIFICAÇÃO DA FAUNA DO SOLO EM FUNÇÃO DO COMPRIMENTO DO CORPO (WALLWORK, 1970).

2.3.2 Respiração do Solo

Os microrganismos do solo como bactérias, fungos e actinomicetos são responsáveis por inúmeras transformações físico-químicas de grande importância para a produção agrícola. Os resíduos orgânicos incorporados aos solos sofrem o ataque de microrganismos heterotróficos para dar atendimento às suas necessidades metabólicas na formação de seus constituintes protoplasmáticos. Durante este processo, normalmente ocorre liberação de CO_2 para a atmosfera e oscilações no balanço de nitrogênio do solo. Medições das variações da população microbiana, liberação de CO_2 e concentrações de amônio e nitrato servem como parâmetros indicadores das condições do solo e da atividade microbiana (NUERNBERG, 1984).

Microrganismos do solo (fungos e bactérias), bem como animais do solo (minhocas, nematóides e artrópodos), influenciam a disponibilidade de nutrientes para o crescimento das plantas, através da decomposição da matéria orgânica e da liberação

de nutrientes. A atividade biológica melhora a agregação das secreções de mucilagens e o crescimento de hifas. Com isso, aumenta a infiltração de água e facilita a penetração das raízes das plantas. Portanto, a atividade biológica do solo é considerada como fator preponderante da saúde do solo (EVANYLO, 2000).

A taxa de respiração é um indicador da atividade biológica do solo. O CO₂ liberado é resultado da decomposição da matéria orgânica. Dessa forma, a taxa de respiração do solo é um indicador da quantidade de decomposição que ocorreu num determinado período. A respiração do solo é limitada pela umidade, temperatura, oxigênio, pH e disponibilidade de substâncias orgânicas. A mais eficiente decomposição de matéria orgânica é aeróbia, entretanto quando a concentração de oxigênio decresce, a taxa de respiração do solo também decresce. A adição de matéria orgânica, geralmente, aumenta a respiração do solo. Agrotóxicos, quando aplicados no solo, reduzem a taxa de respiração, pois afetam os microrganismos que ali vivem (EVANYLO, 2000).

2.3.3 Microfauna e Microflora Edáfica

São pequenos organismos (<0,1 mm de diâmetro), muito abundantes, sendo encontrados em todos os habitats. Inclui algas, bactérias, cianobactérias, fungos, actinomicetos (Microflora) e protozoários (Microfauna) capazes de decompor toda espécie de material natural (FAO, 2001).

2.3.3.1 Bactérias

Bactérias são classificadas como organismos procariontes, pois não apresentam carioteca. Seu nucleoplasma não é separado do citoplasma como ocorre com fungos, protozoários e outros eucariontes (PAUL & CLARK, 1989).

As bactérias do solo formam o grupo de microrganismos que apresenta maior abundância e diversidade entre as espécies. A comunidade bacteriana é estimada em cerca de 10⁸ a 10⁹ organismos por grama de solo, variando de acordo com o método de contagem utilizado e com o tipo e manejo do solo (ALEXANDER, 1977).

Este grupo apresenta uma elevada taxa de crescimento e alta capacidade de decomposição dos diferentes substratos contidos no solo, exercendo um importante papel na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem dos elementos. No solo, também estão presentes bactérias fotossintetizantes, responsáveis pela produção de matéria orgânica através da utilização de energia luminosa. As bactérias diazotróficas apresentam a capacidade de fixar o nitrogênio molecular (N_2) presente na atmosfera. Com um número de espécies relativamente pequeno, porém apresentando uma grande importância agrônômica, encontramos as bactérias quimiolitotróficas capazes não só de oxidar compostos minerais de nitrogênio e enxofre como também de fixar CO_2 , obtendo dessa forma energia e carbono necessários para seu desenvolvimento (BRANDÃO, 1992).

As condições ambientais afetam a densidade e composição das bactérias, sendo que os fatores abióticos podem alterar significativamente a comunidade e seu potencial bioquímico. Entre os fatores principais do meio ambiente que podem influir sobre as bactérias do solo são: umidade, aeração, temperatura, matéria orgânica, acidez, cultivo, estação do ano e profundidade do solo (ALEXANDER, 1980).

2.3.3.2 Actinomicetos

Os actinomicetos são classificados como bactérias que produzem filamentos delgados e ramificados que se desenvolvem em um micélio. O filamento do actinomiceto pode ser bastante largo. As hifas ou filamentos individuais se assemelham morfológicamente aos filamentos fúngicos, mas são muito mais delgados, geralmente apresentando de 0,5 a 1 μm de diâmetro, dimensão análoga a das células bacterianas (ALEXANDER, 1980).

Os actinomicetos são encontrados em muitos habitats. No solo, são numericamente menos dominantes do que outras populações bacterianas, porém são mais numerosos do que as populações fúngicas. Normalmente, de 10 a 50% da comunidade microbiana do solo é constituída por populações destes microrganismos (BRANDÃO, 1992).

A predominância de actinomicetos no solo só é significativa quando os compostos prontamente disponíveis são metabolizados anteriormente, os nutrientes começam a ser limitantes e a pressão dos competidores mais efetivos diminui. Desta forma, degradam substâncias normalmente não decompostas pelas populações de fungos e outras bactérias, como a celulose, hemicelulose, fenóis, quitina, queratina, lignina e húmus. Atuam na decomposição da matéria orgânica e contribuem na estruturação do solo, através de ligações de suas hifas com as partículas do solo. Alguns são fitopatógenos como o *Streptomyces scabies* causador da sarna da batatinha. Representantes do gênero *Frankia sp.* fixam o nitrogênio atmosférico através do estabelecimento de simbioses com várias espécies de angiospermas (EMBRAPA, 2002).

2.3.3.3 Fungos

Os fungos são constituídos por células eucarióticas, podendo ser unicelulares como as leveduras ou pluricelulares, ditos fungos filamentosos. Possuem formações denominadas hifas, que são filamentos tubulares ramificados com cerca de 3-10 μm de diâmetro. O conjunto de hifas ramificadas, que dá um aspecto de algodão ao organismo é denominado micélio. As hifas apresentam parede celular rígida, constituída principalmente por quitina. Todos os fungos são aclorofilados, sendo portanto quimiorganotróficos, obtendo o carbono para a síntese celular de matéria orgânica pré-formada. Grande parte dos fungos produz esporos, tanto de forma assexuada como de forma sexuada (BRANDÃO, 1992)

Dentre os principais fatores que influenciam a comunidade dos fungos se incluem: o estado da matéria orgânica, a concentração de hidrogênio, os fertilizantes orgânicos e inorgânicos, a umidade, a aeração, a temperatura, a posição no perfil do solo, a estação do ano e a composição da vegetação. Uma de suas principais atividades é a degradação de moléculas complexas. Podem utilizar e degradar os principais constituintes vegetais (celulose, hemicelulose, pectina, amido e lignina).

Como consequência de sua capacidade em utilizar substâncias protéicas, os fungos participam ativamente na formação de amônio e de compostos nitrogenados simples. Participam também na formação do húmus a partir de restos orgânicos ao degradar resíduos animais e vegetais. Alguns fungos podem também produzir substâncias com estrutura química semelhante a de vários carboidratos que se extraem da matéria orgânica do solo. Além disso realizam um grande número de transformações inorgânicas e influem sobre a formação de agregados estáveis mediante a penetração de suas hifas unindo mecanicamente as partículas do solo (ALEXANDER, 1980).

Fungos específicos podem também realizar uma associação mutualística com raízes de plantas vasculares, ocorrendo uma perfeita integração morfológica e funcional entre os simbioses. Na maioria dos casos, estimula o crescimento vegetal como uma consequência de seu efeito sobre a nutrição mineral da planta, principalmente no aumento da absorção de ferro. A simbiose não só aumenta a biomassa vegetal como também influencia a proporção na qual esta se distribui entre a parte aérea e a raiz. O estímulo da captação de nutrientes e posterior translocação destes à parte aérea, causa relativamente menor transferência de fotossintatos à raiz e maior retenção deles na parte aérea, sendo utilizado na produção de matéria verde. Como consequência, a relação peso da matéria seca da parte aérea/peso da matéria seca da raiz é, em geral mais elevada em plantas micorrizadas (SILVEIRA, 1992).

2.3.3.4 Algas

Estes microrganismos não são tão numerosos como as bactérias, actinomicetos e fungos, sendo normalmente abundantes em habitats com umidade e luz presentes. São encontradas em vários habitats, ocorrendo inclusive em ambientes desfavoráveis tais como: desertos, solos alcalinos, regiões alpinas, antártica e fluxos recentes de lava vulcânica. Seu desenvolvimento na superfície de terras virgens ou cultivadas restringe-se a níveis pouco profundos. Morfologicamente, podem ser unicelulares ou dispostas em pequenos filamentos, apresentando estrutura menos complexa do que as algas aquáticas ALEXANDER (1980).

Ocorrem em maior número na superfície do solo (0-5 cm) podendo também ser encontradas nos horizontes mais profundos. Normalmente estão na faixa de 10^3 a 10^4 organismos por grama de solo, podendo atingir, em condições de alta umidade, 10^8 organismos por grama de solo. O estudo taxonômico das algas do solo apresenta um agrupamento em quatro divisões: Chlorophycophyta (algas verdes), Chrysophycophyta (diatomáceas), Euglenophycophyta (euglenóides) e Rhodophycophyta (algas vermelhas), verificando-se que no solo as algas verdes e diatomáceas são encontradas em maior número (BRANDÃO, 1992).

As algas se caracterizam por apresentarem uma nutrição fotolitotrófica, devido à presença de clorofila, a qual proporciona capacidade de usar a luz solar como fonte de energia. Para um desenvolvimento autotrófico, as algas devem obter água, nitrogênio, potássio, fósforo, magnésio, enxofre, ferro e outros micronutrientes do solo em pequenas quantidades. A atmosfera proporciona o carbono na forma de CO_2 e a energia na forma de luz, mas algumas espécies podem fazer uso do nitrogênio molecular. Várias espécies de clorófitas, cianófitas e diatomáceas são heterótrofas e utilizam a oxidação do carbono para seus processos anabólicos, sendo classificadas como fotolitotróficas facultativas, metabolizando uma variedade de carboidratos como amido, sacarose, glicose, glicerol e ácido cítrico (ALEXANDER, 1980).

As primeiras contribuições decorrentes da presença de uma população de algas em um solo são: incorporação de carbono (produção de matéria orgânica) através da fotossíntese e estabilização dos agregados do solo (BRANDÃO, 1992).

2.3.3.5 Protozoários

Os microbiólogos têm investigado a distribuição dos protozoários no mundo. Tem-se observado a presença destes seres unicelulares em regiões equatoriais, subtropicais e temperadas, assim como no ártico e antártico (ALEXANDER, 1980).

Modernamente, os protozoários estão incluídos no Reino Protista, apresentando-se unicelulares e eucariontes, cujo tamanho pode variar de alguns

micrômetros até um ou mais centímetros. Não apresentam parede celular e são desprovidos de clorofila, porém algumas espécies possuem cromatóforos que são corpúsculos portadores de pigmentos responsáveis pela fotossíntese. Existem protozoários de vida livre e aqueles que apresentam associações com outros organismos como mutualismo, comensalismo, predatismo e parasitismo (BRANDÃO, 1992).

Estrutural e funcionalmente a única célula de um protozoário é mais complexa que a célula de um metazoário e por este motivo estes organismos são classificados no Reino Protista. Alguns protozoários são muito simples e outros mais complexos, com organelas que executam processos vitais particulares e são funcionalmente análogas aos diversos sistemas dos animais. Um total de 50.000 tipos de protozoários é conhecido e, em número de indivíduos, excede de longe o de todos os animais. Vivem em vários habitats como água do mar ou fundo do oceano, água doce, salobra ou poluída, no solo ou matéria orgânica em decomposição. Muitos são de vida livre e de natação livre, enquanto outros são sésseis e alguns de ambas as categorias formam colônias. Alguns protozoários são úteis na purificação de filtros de água e de esgotos em estações de tratamento de água, mas algumas espécies são causadoras de moléstias, como as que causam disenteria amebiana, malária e a doença Africana do sono, representando um flagelo à humanidade (STORER et al., 1991).

Os protozoários apresentam reprodução assexuada através de bipartição ou divisão binária longitudinal ou transversal, porém alguns podem se reproduzir sexualmente através da troca de material genético, denominada conjugação (BRANDÃO, 1992).

Protozoários podem ser divididos nas seguintes classes: Sarcodina ou Rhizopoda (pseudópodes), Mastigophora ou Flagellata (um ou mais flagelos longos), Sporozoa (sem organelas de locomoção, todos parasitas), Ciliata (cílios), Opalinata (organelas ciliformes) (STORER et al., 1991).

Entre os protozoários podemos encontrar três diferentes mecanismos para obtenção de nutrientes. Algumas espécies são fotolitotróficas, pois são capazes de

sintetizar compostos orgânicos através da fotossíntese. Outras são quimiorganotróficas, pois requerem substâncias orgânicas pré-formadas. Os quimiorganotróficos podem ser saprófitas, obtendo seus nutrientes por absorção ou holozóicos, que se nutrem através da ingestão de microrganismos ou partículas de alimentos (fagocitose). O alimento é digerido no interior de vacúolo digestivo com digestão intra-celular (BRANDÃO, 1992).

A análise de solos cultivados e virgens de todos os continentes, submetidos a uma grande variedade de práticas de manejo de terra, tem revelado a presença de uma fauna rica e heterogênea de protozoários, alcançando de 100.000 a 300.000 células por grama de solo, sendo os valores mais comuns variando entre 10.000 a 100.000 por grama (ALEXANDER, 1980).

2.3.4 Mesofauna Edáfica

A mesofauna abrange organismos geralmente de tamanho entre 0,1 a 2 mm de diâmetro, incluindo os microartrópodos (pseudoescorpíões, acari e collembola) e nematodos. Apresentam capacidade de escavar o solo, vivendo nos poros e se alimentando de matéria orgânica, microrganismos e outros invertebrados (FAO, 2001).

2.3.4.1 Nematóides

Constituem um filo de vermes cilíndricos aquáticos que requerem um filete de água nos poros do solo para se moverem, alimentarem-se e se reproduzirem. A reprodução pode ser sexuada ou assexuada, apresentando quatro estágios entre a fase de ovo e adulto (BARDGETT, 1997).

Apresentam várias posições na cadeia alimentar do solo. Alguns se alimentam de plantas e algas, sendo classificados como consumidores de primeira ordem, outros de bactérias e fungos, classificados como consumidores de segunda ordem e ainda existem aqueles que se alimentam de outros nematóides posicionando-se nos altos níveis da cadeia alimentar (BLAIR et al., 1996)

A rizosfera apresenta de três a 70 vezes mais nematóides que o solo adjacente, dependendo da planta e das condições do solo. Em termos de biomassa, geralmente são menos abundantes que os protozoa, contribuindo com 1% ou menos da respiração total do solo. A aplicação de adubos orgânicos geralmente aumenta o número de nematóides, através do aumento do substrato, do crescimento de plantas e da alteração das condições do solo. A adição de fertilizantes inorgânicos altera o pH do solo, e influencia a população de nematóides, com efeitos variáveis. Em alguns casos diminui e em outros aumenta a população. A acidificação experimental do solo de florestas geralmente reduz o número de nematóides depois de 5 meses (BARDGETT, 1997).

São divididos em quatro grupos, conforme sua alimentação: predadores de bactérias, predadores de fungos que perfuram a parede celular e sugam o seu conteúdo interno, predadores de outros nematóides e omnívoros, que possuem uma dieta variada de organismos ou apresentam uma dieta em cada estágio da vida. Relacionam-se com a mineralização ou liberação de nutrientes para as plantas. Quando ingerem bactérias ou fungos, liberam amônio porque aqueles contêm mais nitrogênio do que necessitam em seu metabolismo. Nematóides predadores regulam a população de bactérias e fungos, evitando o crescimento excessivo destes grupos, promovendo um balanço entre as populações desses seres e a composição de espécies da fauna microbiana. Auxiliam ainda na dispersão de bactérias e fungos através do solo e raízes, por carregarem microrganismos ativos ou esporos em sua superfície ou em seu tubo digestivo (BLAIR et al., 1996).

Acari e Collembola são os dois grupos mais ricos em espécies e indivíduos da mesofauna edáfica (SAUTTER, 1998) e serão estudados mais detalhadamente no capítulo 2.4.

2.3.5 Macrofauna Edáfica

Existem várias definições para a macrofauna do solo disponíveis:

- Corpo > 1 cm (WALLWORK, 1970)
- Apresentam corpo com largura > 2 mm (SWIFT et al., 1979)
- São visíveis a olho nu (KEVAN, 1968)
- Apresentam mais de 90% de suas espécies visíveis a olho nu (EGGLETON et al., 2000).

No total, mais de 20 grupos taxonômicos estão envolvidos. A diversidade de organismos do solo, em determinadas condições, pode se apresentar muito alta, contando mais de 100 espécies por hectare, sendo os coleópteros (besouros) os mais numerosos. Essa grande diversidade tem impedido uma adequada estimativa da comunidade de espécies da macrofauna do solo, e até o presente momento não se tem uma completa estimativa da biodiversidade destes organismos, principalmente em regiões tropicais. Somado a isso, a incapacidade taxonômica devido à falta de treinamento dos taxionomistas também tem dificultado a identificação de muitos destes grupos ainda pouco conhecidos (BROWN et al., 2001).

A identificação e caracterização da macrofauna edáfica tem se restringido aos grandes grupos conhecidos como as minhocas, cupins, formigas e besouros, geralmente limitadas aos altos grupos taxonômicos BROWN et al. (2001).

Os *Oligochaeta* são os representantes de maior importância da macrofauna edáfica (KALE, 1988). Existem aproximadamente 3.000 espécies de minhocas, ocorrendo nos mais variados habitats (JAMIESON, 1978). As minhocas são os maiores decompositores secundários no sistema edáfico; elas vão se alimentar de material vegetal que já foi previa e parcialmente degradado por microrganismos. As galerias formadas são de grande importância para a drenagem rápida de grandes quantidades de água. Os espaços capilares dos agregados que estão presentes nos coprólitos auxiliam na retenção de água (SAUTTER, 1998).

2.4 CARACTERIZAÇÃO DE ACARI E COLLEMBOLA

Na maioria dos solos, aproximadamente 90% da população de microartrópodos é composta de Collembola e Acari. Collembola e Acari das subordens Cryptostigmata e Astigmata são predominantemente saprofíticos e micofíticos. Os Acari das subordens Prostigmata e Mesostigmata são predominantemente predadores, mas alguns podem se comportar como micofíticos (WALLWORK, 1976; NORTON, 1985; MUSSURY et al., 2002).

De acordo com IRAOLA (2001), os Acari de vida livre são classificados em: a) Predadores, b) Fitófagos, c) Micófagos e d) Saprófagos. Os Acari predadores podem viver no solo e nas partes aéreas das plantas, alimentando-se de todos os outros artrópodos e nematodos, com movimentos rápidos, pertencendo geralmente às subordens Mesostigmata e Prostigmata.

Ainda de acordo com IRAOLA (2001), espécies fitófagas podem ser subterrâneas, alimentando-se de raízes ou bulbos, perfurando as células e sugando todo o seu conteúdo ou triturando os tecidos vegetais com suas quelíceras, pertencendo geralmente às subordens Astigmata e Oribatei. Espécies que vivem nas partes aéreas das plantas, apresentam quelíceras modificadas em forma de estilete para introduzir nos tecidos e lhes sugar o seu conteúdo, pertencendo à sub ordem Prostigmata. Espécies micófagas ou fungívoras, são todas as espécies de ácaros que se alimentam de fungos, incluindo-se também os ácaros predadores. Espécies saprófagas, como no caso anterior apresentam representantes em todas as subordens, sendo a maioria pertencente à subordem Oribatei.

2.4.1 Oribatei (Acari Cryptostigmata)

Ácaros Oribatei constituem o grupo mais numeroso de artrópodos dos horizontes orgânicos, com sua densidade alcançando mais de 100.000 indivíduos por

metro quadrado (NORTON, 1990), sendo descritas aproximadamente 7.000 espécies que representam aproximadamente 1.000 gêneros em mais de 150 famílias (BALOGH & BALOGH, 1992).

Os Oribatei podem ser identificados por uma completa ou quase completa esclerotização do corpo no estágio adulto. Geralmente existe uma divisão em propodossoma e histerossoma, com algumas exceções. O propodossoma está dorsalmente coberto por uma placa simples, o prodorso, que geralmente tem formações esclerotizadas (WALLWORK, 1971).

Em contraste com outros microartrópodos, os Acari Oribatei se reproduzem vagarosamente. Em climas frios, seu ciclo de vida pode estender-se por mais de 7 anos (normalmente dura de 1 a 2 anos). As fêmeas produzem poucos ovos. Muitas espécies são obrigatoriamente partenogênicas ocorrendo apenas fêmeas, sem a presença de machos. Apresentam taxa metabólica baixa e se desenvolvem lentamente com baixa capacidade de fecundação. Com isso, os Acari Oribatei não são capazes de aumentar a população rapidamente, sendo, portanto, restritos a ambientes mais estáveis, em contraste com a população de Collembola que pode aumentar rapidamente de tamanho, constituindo-se em grupos mais oportunistas (MINOR, 2002).

2.4.2 Collembola

Segundo as mais recentes opiniões, os Collembola não são pertencentes à classe *Insecta*, mas constituem uma classe própria, embora diferentes classificações e opiniões vão continuar existindo nos trabalhos científicos (BELINGER, et al., 2003).

No entanto, para HEYMAN & WEAVER (1999), são insetos primitivos sem asas, incluídos na subclasse *Apterygota*. Habitam o solo e a liteira, alimentando-se de fungos e matéria orgânica em decomposição. Como os demais insetos apresentam o corpo dividido em três partes: cabeça, tórax e abdômen, possuindo três pares de patas (hexápodes), um par de antenas (díceros) e diferentemente da maioria dos insetos, não apresentam asas em nenhum estágio de vida (HEYMAN & WEAVER, 1999).

Constituem um grupo homogêneo dentro dos hexápoda, apresentando um conjunto de caracteres que os diferencia facilmente do resto dos insetos e lhes confere uma identidade particular entre os artrópodos primitivos: estrutura do tubo digestivo e da gônada, persistência de um aparelho excretor celômico, ausência de tubos de Malpighi. Apresentam características únicas como um órgão saltador denominado *furca* ou *fúrcula*, situado ventralmente no quarto segmento abdominal e um tubo ventral no primeiro segmento abdominal, denominado colloforo, o qual se relaciona com a regulação osmótica e pode também funcionar como órgão adesivo (ARBEA & ZUMETA, 2001).

A distribuição dos Collembola é cosmopolita, abrangendo desde os picos do Himalaia, florestas equatoriais, até os desertos gelados do continente antártico (WALLWORK, 1976). Sua alta população os torna biologicamente importantes ao solo, apesar de seu diminuto tamanho, variando de 0,2 a 9 mm de comprimento SAUTTER (1994).

Collembola são especializados em diferentes microhabitats, alcançando desde a quente e seca superfície do solo até as camadas mais frias e úmidas abaixo da superfície da liteira. Na superfície do solo habitam espécies denominadas entombryomorfos, como *Entomobrya sp.* e *Tomocerus sp.* apresentando a superfície do corpo coberta por pêlos, na região ventral a presença do colloforo, patas e antenas longas, fúrcula desenvolvida e olhos bem formados; características que permitem tolerância a grandes variações ambientais, movimentação rápida e proteção contra a dessecação (HEYMAN & WEAVER, 1999).

Abaixo da liteira ou da superfície do solo, habitam Collembola denominados podomorfos, como as espécies *Onychiurus sp.* e *Hypogastrura sp.* que apresentam patas e antenas curtas, fúrcula também curta ou ausente, ausência de colloforo e olhos reduzidos, o que permite deslizarem através dos poros do solo (HEYMAN & WEAVER, 1999).

Uma terceira variedade possui o abdômen globoso como observado na espécie *Dicyrtoma sp.* que usualmente habita as pastagens (HEYMAN & WEAVER,

1999).

Na maioria dos Collembola, a distinção entre os sexos é difícil, porque não há órgãos copulatórios. A abertura genital é transversal na fêmea e longitudinal no macho. A transferência de esperma é indireta (VERRESH, 1988) semelhante à dos Oribatei, onde há deposição do espermatóforo pelo macho e o recolhimento deste pela fêmea. Há ainda a possibilidade de partenogênese, como é o caso de *Onychiurus hortensis* e *Folsomia cándida*. O ciclo de vida da maioria das espécies é de quatro a cinco meses, sendo que algumas podem viver até mais de um ano (CHRISTIANSEN, 1964). Collembola crescem indeterminadamente e continuam a realizar as mudas de crescimento depois de adultos. Os animais imaturos são semelhantes aos adultos, mas não apresentam ainda órgãos reprodutores. Os ovos eclodem em resposta às altas temperaturas verificadas na primavera e verão (HEYMAN & WEAVER, 1999).

2.5 ECOLOGIA DA FAUNA EDÁFICA

Quanto à preferência por habitats, a fauna do solo pode ser dividida em: *aquática*, cujos indivíduos vivem nos espaços preenchidos por água ou nos filmes de água que cobrem as partículas de solo, e *terrestre* onde se concentra grande parte da meso e macrofauna.

Quanto à alimentação os organismos do solo podem ser classificados em:

- Carnívoros: predadores (Carabidae, Acari Mesostigmata e Prostigmata, Aranea, Pseudoscorpionida, Escorpionida, Miriapoda, Nematoda e Mollusca) e Parasitas (Diptera e Nematóides)
- Fitófagos: alimentam-se de material verde (Mollusca e Lepidoptera), de sistema radicular (Nematóides, Scarabeidae, Mollusca e Ortoptera) e de material lenhoso (Isopetra, Coleoptera e Acari).
- Saprófagos: alimentam-se de material morto ou em decomposição, podendo ainda ser denominados coprófagos, xilófagos e necrófagos, generalizadamente chamados detritívoros (Annelida, Isopoda, Miriapoda, Acari e Collembola).

- Micófagos: alimentam-se de hifas e esporos de fungos, algas, líquens e bactérias (Acari, Collembola, Formicidae, Isoptera, Diptera, Coleoptera, Nematoda e certos Mollusca).
- Omnívoros: (alimentação variada): a dieta varia de acordo com a disponibilidade de alimento (Nematoda, Acari, Collembola, larvas de Diptera e Coleoptera) (WALLWORK, 1976).

Quanto à atividade de locomoção podem-se distinguir dois grupos de animais: *cavadores*, que não dependem da estrutura do solo para sua distribuição em profundidade (Annelida, Coleoptera, Ortoptera, Miriapoda e alguns Isopoda), e *não cavadores*, de menor tamanho, locomovendo-se através dos espaços porosos do solo (Collembola e Acari) (WALLWORK, 1976).

2.5.1 Teia Alimentar Edáfica

No solo, a estrutura básica da teia alimentar é similar às demais outras teias por apresentar produtores primários, consumidores e decompositores (detritívoros). O número de indivíduos e biomassa por volume de solo decresce da base para posições mais altas na cadeia alimentar. No solo, a teia alimentar se apresenta longa, há grande incidência de omnívoros e extrema complexidade quando comparada com outras teias. Plantas e detritos orgânicos constituem habitats para os organismos do solo. Plantas afetam a biota do solo diretamente por incorporar a matéria orgânica e indiretamente pelos efeitos físicos de proteger e sombrear o solo e absorver água e nutrientes através das raízes. A energia e nutrientes obtidos pelas plantas, são incorporados nos detritos que constituem a base da complexa cadeia alimentar no solo (NEHER, 1999).

Raízes de plantas, aminoácidos e açúcares dos exsudatos de raízes, servem como fonte de alimento, o que favorece a agregação e desenvolvimento da micro e mesofauna (NEHER, 1999).

Existem três caminhos básicos da energia existente no solo: o caminho das

raízes, bactérias e fungos. O caminho das raízes inclui os herbívoros ou consumidores de primeira ordem como fungos, bactérias, nematodos, protozoa e outros consumidores. Esses organismos diminuem a produtividade primária por alterarem a absorção de água e nutrientes e provocarem anormalidades na morfologia e fisiologia das raízes. O caminho das bactérias inclui bactérias saprofíticas e patogênicas e seus respectivos predadores (por ex. protozoa e nematodos). O caminho dos fungos envolve fungos saprofíticos, micorrizas e patogênicos e seus respectivos predadores (Nematodos, Acari Oribatei e Collembola). Predadores são consumidores secundários, terciários e quaternários, incluindo nematodos, besouros, larvas de moscas, miriápodes, aranhas, collembola e acari (BENGTSSON et al., 1995).

2.5.2 Papel da Fauna Edáfica

Devemos ter em conta que a fauna do solo realiza funções de enorme importância para a atividade e a estrutura dos solos, como suporte para as plantas (JORDANA, 1996).

JORDANA (1996), classifica ainda as minhocas como epígeas, endógeas e anécicas, do mesmo modo podemos classificar o restante da fauna do solo. A fauna epígea se encontra nos primeiros centímetros de solo, a capa orgânica. A endógea localiza-se em profundidades maiores. Nenhum destes dois grupos realiza movimentos verticais importantes, portanto não participam de modo significativo no transporte da matéria orgânica do solo. O terceiro grupo, a fauna anécica, é formado por grandes *Oligochaeta*, que realizam movimentos verticais sendo responsáveis pelo transporte da matéria orgânica da superfície aos níveis mais profundos e de matéria mineral dos níveis mais profundos para os níveis mais superficiais onde depositam grandes quantidades de seu conteúdo intestinal, estimado entre 75 a 250 toneladas por hectare/ano em solos de zonas temperadas.

Collembola, Acari Oribatei e *Oligochaeta* apresentam importantes funções no ecossistema edáfico, como decomposição, mobilização de nutrientes e formação de agregados (LINDBERG, 2003). Além disso, predadores da fauna do solo como Acari

Mesostigmata e muitos outros artrópodos como besouros, aranhas e formigas, regulam, através da predação, as populações de outros grupos do solo, influenciando diretamente nos processos de decomposição (HUHTA et al., 1998).

Microartrópodos, principalmente Acari e Collembola, afetam indiretamente a estrutura do solo e diretamente a ciclagem de nutrientes. Alguns microartrópodos se alimentam da liteira em decomposição, aumentando a taxa de disponibilização de nutrientes no solo (KNOEPP et al., 2000).

Segundo SAUTTER (1994), os Acari Oribatei e Collembola são os dois grupos mais ricos em espécies e indivíduos da fauna edáfica. Constituem de 72% a 97% dos indivíduos da fauna total de artrópodos do solo.

TABELA 11: BIOMASSA ESTIMADA DE COLLEMBOLA E ACARI EM DIFERENTES ECOSISTEMAS

| Ecosistema | Collembola | Acari |
|-----------------------|------------|-------|
| Tundra | 50 | 90 |
| Pastagens temperadas | 90 | 120 |
| Pastagens tropicais | 10 | 80 |
| Floresta de coníferas | 80 | 500 |
| Floresta temperada | 130 | 900 |
| Floresta tropical | 20 | 100 |
| Área agrícola | 17 | 120 |

BIOMASSA ESTIMADA (MASSA SECA EM mg/m^2)

FONTE: BARDGET, 1997

2.5.2.1 Importância dos Acari Oribatei

Em condições normais, os Acari são os microartrópodos mais abundantes do solo, contribuindo para a decomposição da matéria vegetal. Destacam sobre todos, os Oribatei, tendo pouca importância os Mesostigmata e Prostigmata (NORTON, 1990).

No solo, os Acari macrofitófagos se alimentam de matéria vegetal morta, sendo classificados como decompositores primários. Devido ao seu elevado número e a sua voracidade (podem consumir cerca de 20% de seu peso por dia de alimento), seu papel é fundamental na reciclagem das substâncias do solo, já que facilitam a atuação das bactérias e fungos, tanto ao triturar a matéria como ao modificá-la quimicamente, atuando indiretamente como reguladores do processo trófico do solo. Os Acari microfitófagos atuam como catalisadores, ao estimular a atividade microbiana sobre as

hifas fúngicas de que se alimentam, dispersam os esporos. Também apresentam um papel importante na degradação do esterco. Ambos os grupos contribuem diretamente na estruturação do solo com produção de *pellets* fecais (IRAOLA, 2001).

Acari Oribatei se alimentam de fungos, algas, matéria vegetal em decomposição e ocasionalmente Collembola mortos (NORTON, 1990). Alguns podem também se alimentar de nematodos vivos. Para muitos grupos, os hábitos alimentares ainda são desconhecidos. Acari Oribatei consomem resíduos orgânicos e microrganismos do solo, produzindo “pellets” e dispersando esporos microbianos. Participam também da decomposição da matéria orgânica do solo, promovendo a formação de húmus, a ciclagem de nutrientes e mantendo a estrutura e fertilidade do solo (SULKAVA et al., 1996).

2.5.2.2. Importância dos Collembola

Os animais do solo são reguladores dos processos de degradação da matéria orgânica, estabelecendo-se relações complexas entre os microartrópodos e os microrganismos. Essa simbiose tem como resultado uma mais eficaz degradação da matéria orgânica (FONSECA & POINSOT, 1983).

Os Collembola participam da atividade microbiana dos solos de várias maneiras: fracionam e trituram os restos vegetais. Esta ação mecânica é primordial para aumentar a superfície de implantação da microfauna. Tendo em conta o princípio da exclusão competitiva, os elementos ingeridos são degradados seletivamente pelas espécies, graças a seu equipamento enzimático específico. Desta forma podem participar diretamente na formação de substâncias húmicas (húmus coprógeno) que formam agregados complexos, os quais se encontram intimamente misturados com a matéria orgânica e a fração argilosa do solo. Participam ainda do controle e da dispersão dos microrganismos, já que os materiais que eles ingerem são incompletamente digeridos, sendo uma importante parte eliminada na forma de microrganismos viáveis. Desta forma participam da renovação de espécies

microbianas, inoculando-as em substratos que não estão colonizados. Esta disseminação seletiva é mais eficaz que o transporte acidental de germes na superfície do corpo de animais (ARBEA & ZUMETA, 2001).

Ao se estudar o conteúdo do tubo intestinal dos Collembola, notamos que predominam os elementos fúngicos, intimamente mesclados com bactérias que formam parte do bolo alimentar. Podemos concluir que uma grande parte dos Collembola edáficos são coprófagos, alimentando-se de fezes de outros animais do solo, fundamentalmente Acari Oribatei e Enquitreidos (PONGE, 1988).

SAUTTER (1994), afirma que os Collembola podem aumentar a quantidade de bactérias fixadoras de nitrogênio de dois modos. Primeiro, a mistura física causada por sua atividade pode aumentar o crescimento da população bacteriana e assim aumentar a densidade de *Rhizobium sp.* Segundo, os Collembola podem transportar *Bradyrhizobium sp.* até as raízes. Na presença de Collembola, significativamente mais nódulos foram ocupados por linhagens silvestres de *Bradyrhizobium sp.*

2.6 SUCESSÃO DA FAUNA EDÁFICA

O estágio sucessional das comunidades do solo demonstra a intensidade de perturbação sofrida por ele, como resultado de práticas agrícolas ou remoção da vegetação nativa com a conseqüente migração dos organismos do solo. Primeiramente, instalam-se espécies oportunistas, como bactérias e seus predadores. Subseqüentemente, fungos e seus predadores migram para a área. Microartrópodos, como Collembola e Acari, em seguida, colonizam a área aumentando rapidamente a densidade da população. Predadores de microartrópodos, como Acari predadores, estabelecem-se, desempenhando uma função similar a predadores de outras cadeias alimentares. Finalmente a macrofauna, como minhocas, miriápodes, caramujos, cupins e besouros compõem a comunidade da fauna do solo (NEHER, 1999).

Em nível de espécies, tipos mais ou menos característicos de comportamento sucessional podem ser discernidos. Espécies que são capazes de ocupar e se reproduzir

no estágio inicial da recuperação são chamadas iniciais. Dentro deste grupo, o equilíbrio inicial de espécies tem a habilidade de manter suas populações por longo tempo, sendo observado principalmente em *Tullbergiinae* (Collembola). Outras espécies são restritas aos dois ou três primeiros anos, provavelmente devido ao baixo poder de competição, pois estas são espécies iniciais fugitivas (SAUTTER, 1998).

Durante o estágio inicial de uma sucessão, os Collembola e Acari *thrombidiformes* atingem populações de 5.000 a 20.000 indivíduos por metro quadrado. A sua imigração se dá, provavelmente, pelo ar. Após a produção primária de plantas herbáceas e arbustivas ter se iniciado, a mesofauna alcança densidades populacionais de até 130.000 indivíduos por metro quadrado, dentro da camada orgânica (DUNGER, 1991). Os Collembola são dominantes neste estágio, com 1/3 da abundância e 1/2 da biomassa da população da mesofauna edáfica. Esta fase é caracterizada por ter os Collembola como indicadores. Depois, a camada da liteira é destruída pelas minhocas e, conseqüentemente, a densidade populacional da mesofauna cai a níveis de 25.000 indivíduos por metro quadrado. Após cerca de 10 anos, há uma substituição de "r-estrategistas" por "k-estrategistas", ocorrendo nesta fase uma nítida dominância de Acari Oribatei (SAUTTER, 1998).

Pioneiros oportunisticos ocorrem depois da recuperação das condições de vida, especialmente depois da acumulação de material orgânico, mas suas populações se reduzem rapidamente, conseqüência de uma decomposição intensiva da liteira, realizada pelas minhocas. Porém há espécies que continuam a dominar até 10 a 15 anos após o recultivo da área degradada e podem até tomar parte da população da mesofauna edáfica próximo ao estágio de equilíbrio natural (DUNGER, 1991).

TABELA 12: CARACTERÍSTICAS CONTRASTANTES DO ESPECTRO R-K DE SELEÇÃO

| r-estrategistas | k-estrategistas |
|--|---|
| Tempo curto de vida | Tempo longo de vida |
| Pequeno tamanho | Grande tamanho |
| Alto poder de dispersão | Baixo poder de dispersão |
| Mortalidade muito dependente da densidade | Alta relação de sobrevivência, principalmente nos estágios reprodutivos |
| Baixo investimento na defesa e outros mecanismos de competição | Altos investimentos na defesa e outros mecanismos de competição |
| Densidade populacional muito variável | Densidade populacional relativamente constante de geração em geração |

FONTE: SOUTHWOOD, 1977.

LUFF & HUTSON (1977), destacam que três estágios são envolvidos no desenvolvimento da mesofauna edáfica em uma área degradada: imigração, estabelecimento da população e manutenção da população. O primeiro estágio requer espécies com habilidade dispersiva. Para o segundo, alimento, habitat favorável e cobertura vegetal têm de estar disponíveis. Para o terceiro estágio, manutenção da população, a população estabelecida deve ser capaz de sobreviver às variações sazonais de curto prazo no ambiente.

Na teoria da colonização, o tamanho do corpo e o nicho ecológico como expectativa de vida, número de descendentes e modo de reprodução têm sido usados para explicar o padrão sucessional de plantas e animais. Partenogênese, por exemplo, facilita o rápido estabelecimento de uma população depois de um distúrbio ambiental (SAUTTER, 1998).

A fauna do solo é muito diversa e nunca podemos esperar um completo conhecimento do comportamento ecológico de todas as espécies, mas ainda assim é possível relacionar os grupos taxonômicos ou funcionais da fauna do solo com as características que governam suas habilidades para sobreviver ou restabelecer, depois de certos tipos de distúrbios. Acari Oribatei, em geral, apresentam características de "K-estrategistas" (últimas espécies de uma sucessão), enquanto outros grupos de microartrópodos como os Collembola apresentam vários nichos ecológicos

(NORTON, 1994).

As populações de Acari Oribatei freqüentemente apresentam um longo período de restabelecimento após a ocorrência de distúrbios e também demonstram lentidão na recolonização de áreas degradadas, assim como os Collembola (WANNER & DUNGER, 2002). Porém, uma grande habilidade de dispersão permite aos organismos rápida recolonização de áreas em recuperação (BENGTSSON & BAUR, 1993). Como exemplo de espécies que apresentam rápida capacidade de colonização e criação de novos habitats encontramos Oribatei *Oppiella nova* e alguns Collembola do gênero *Mesaphorura sp.* (WANNER & DUNGER, 2002). Entre os Acari predadores, os Mesostigmata são freqüentemente foréticos de outros animais. Muitos artrópodos do solo, como os besouros e as aranhas, são móveis e se dispersam através do ar, outras espécies sobrevivem em baixas densidades e respondem prontamente às melhoras das condições ambientais. Preferências por microhabitats ou habilidades para resistir ao stress ambiental são adaptações desses estrategistas sobreviventes (LINDBERG, 2003.)

Em climas frios, certas espécies de Oribatei apresentam ciclo de vida superior a 7 anos, baixa taxa metabólica, lento desenvolvimento e baixa fecundidade, comportando-se como organismos "K-estrategistas" de uma sucessão ecológica. Acari Astigmata em agroecossistemas são colonizadores "r-estrategistas", apresentando alta fecundidade, rápido crescimento e altas taxas de reprodução quando comparados com Oribatei (NORTON, 1994).

2.7 MICROARTRÓPODOS DO SOLO USADOS COMO BIOINDICADORES

Muitas espécies de organismos presentes no solo têm sido bem descritas pela literatura científica, mas pouco se conhece sobre sua função ecológica ou suas respostas a diferentes práticas agrícolas (MARSHALL, 1993). Mesmo assim bioindicadores da qualidade do solo têm sido usados para detectar e monitorar as mudanças nos ecossistemas florestais (LINDEN et al., 1994).

As populações da fauna do solo, especialmente artrópodos, influenciam os processos biológicos no solo, ciclagem de nutrientes e estruturação do solo. Várias propriedades ou funções da fauna edáfica são usadas como indicadores da qualidade do solo (KNOEPP, 2000).

Acari e Collembola são grupos muito importantes da mesofauna utilizados como bioindicadores, provavelmente por serem animais propriamente edáficos, muito dependentes do solo e que apresentam um bom número de espécies adaptadas a diferentes nichos ecológicos. A biodiversidade da fauna do solo pode, portanto, ser utilizada como indicação da situação de um agroecossistema (JORDANA, 1996), constituindo-se num instrumento muito eficiente para estudos de biodiversidade em habitats edáficos (DEHARVENG, 1996).

Collembola têm sido considerados como importantes indicadores dessas mudanças, porque estão intimamente relacionados aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. No entanto, o uso de Collembola como bioindicador tem sido dificultado pelas mudanças sazonais, o que ocasiona diferentes comportamentos das comunidades (PONGE et al., 1993), provocando diferentes respostas a fatores tais como pH, biomassa microbiana, porosidade do solo e quantidade de nutrientes (CHAGNON et al., 2000).

Os Acari, especialmente Oribatei, por sua estreita vinculação com o meio edáfico têm sido utilizados em numerosas ocasiões para se conhecer o grau de contaminação ou de antropização dos solos. Os Acari Mesostigmata pela posição que ocupam na cadeia alimentar dos agroecossistemas e sua abundância, também são bons indicadores das condições do solo (IRAOLA, 2001).

2.8 INFLUÊNCIA DOS FATORES QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO SOBRE A MESOFAUNA.

Mudanças climáticas, práticas agrícolas inadequadas e ação antrópica têm diminuído a abundância e diversidade da fauna edáfica, causando alterações permanentes na composição das comunidades do solo (LINDBERG, 2003).

2.8.1 Fatores Químicos

2.8.1.1 pH

A acidez pode influenciar os animais do solo tanto direta quanto indiretamente. As fontes alimentares podem ser afetadas via balanço entre bactéria e fungo, sendo os fungos favorecidos em pH menores (SAUTTER, 1994). Em solos ácidos, a abundância da meso e macrofauna, a atividade biológica e a taxa de decomposição da liteira são baixas, enquanto que em solos com pH elevado ocorre aumento da disponibilidade de nutrientes e redução da mobilidade de alumínio e metais pesados, provocando um efeito positivo nas atividades alimentares (GEISSEM & BRÜMMER, 1999).

Em sistemas experimentais, os microartrópodos do solo têm revelado preferências a gradientes de solo com pH entre 2,9 e 7,6. No entanto, um Collembola (*Tomocerus flavescens*) e dois Acari (*Hypochothonius rufulus* e *Adoristes avatus*) foram classificados como acidófilos. Dois Collembola (*Isotoma notabilis* e *Entomobrya corticalis*) e dois Acari (*Pelops occultus* e *Platynothurus peltifer*) foram classificados como basófilos. A espécie *Tomocerus minor* demonstrou apresentar preferências tanto para pH ácido como para pH alcalino (STRAALEN & VERHOEF, 1997).

2.8.1.2 Metais pesados

Pesquisas realizadas sobre a influência de metais pesados em Collembola e Acari concluíram que estes organismos apresentam importantes dados na interação solo-poluição por metais. A bioacumulação de metais pesados nas cadeias alimentares não é facilmente demonstrável. No entanto Cu, Cd, Pb e Zn se acumulam razoavelmente nos organismos detritívoros e seus possíveis predadores. É possível atribuir ao rápido movimento dos predadores, de áreas adjacentes, a capacidade de

recolonizar áreas contaminadas . Nesse caso, a estrutura e os constituintes do ecossistema são de suma importância (PAOLETTI & BRESSAN, 1996).

Para as populações de Collembola, diferenças na suscetibilidade a metais pesados resultam em decréscimo nas populações de certas espécies em resposta à exposição a gradientes de metais pesados, apesar de outras espécies manterem um aumento populacional em áreas contaminadas, devido aos efeitos dos metais pesados nos predadores e competidores destes animais (BENGTSSON & RUNDGREN, 1988; HAEGVAR & ABRAHAMSEN, 1990, TRANVIK et al., 1993, FILSER et al., 1995).

2.8.1.3 Umidade

A umidade representa um papel importante no grau de distribuição de Collembola. A resposta a este fator varia conforme a espécie: *Podura aquatica*, *Tetraneura bracyura*, *Isotoma antennalis* e *Sminthurides malmgreni* mostram preferência para condições muito úmidas (hidrófitas); outras são mesófilas, pois preferem condições médias de umidade como *Folsomia brevicauda*, *Friesea mirabilis* e *Isotoma sensibilibis*; enquanto as espécies xerófilas, como a espécie *Tetraneura wahlgreni*, preferem regiões secas (WALLWORK, 1976).

Collembola possuem um delgado exosqueleto e são sensíveis a dessecação durante condições de seca do solo. Para fugirem à seca, os Collembola se movimentam verticalmente para as partes mais profundas do solo ou se redistribuem para locais que apresentem alguma umidade (DIDDEN, 1993). Também podem apresentar estágios inativos ou sobreviverem como ovos dormentes, que podem ser reativados pela umidade (HOPKIN, 1997). Mudanças na umidade do solo afetam a comunidade dos fungos e indiretamente afetam a fauna que deles se alimenta como também a ovoposição de Acari Oribatei (HAGVAR, 1998). Tempestades e inundações provocam o preenchimento dos poros do solo causando a mortalidade entre Collembola adultos que requerem ovos resistentes à água para que a população continue existindo (LINDBERG, 2003).

Acari Oribatei e Collembola se comportam como fungívoros e são muito numerosos em solos orgânicos mas diferem no tempo de restabelecimento e na taxa de colonização após a ocorrência de secas. Entre os Collembola, as espécies que vivem na superfície, apresentam reprodução sexuada lenta, afetada negativamente pela seca. Estas espécies, após o término da seca, recuperam a capacidade reprodutiva mais rapidamente que os Acari Oribatei, principalmente por realizarem reprodução através de partenogênese (LINDBERG, 2003).

2.8.2 Fatores Físicos

2.8.2.1 Textura e estrutura do solo

A mesofauna edáfica vive no espaço dos poros, cavidades de água ou canais para sua locomoção. A atividade da mesofauna é influenciada pelo balanço entre água e ar. A atividade microbiana máxima ocorre quando 60% do volume do poro é preenchido com água (NEHER, 1999).

A abundância dos vários grupos da mesofauna é similar em florestas temperadas durante as estações do ano, sendo que os Acari constituem aproximadamente 75 a 80% e Collembola 15 a 20% da mesofauna coletada. Prostigmata e Oribatei são os Acari predominantes, enquanto que Isotomidae, Hypogastruridae e Onychiuridae são os Collembola mais numerosos (BATTIGELLI & BERCH, 2002).

A densidade da mesofauna edáfica é diretamente proporcional à severidade do distúrbio verificado na área. Assim solos com alta compactação e pobres em matéria orgânica apresentam baixa densidade populacional. A compactação do solo reduz os espaços onde vivem os animais da mesofauna, conseqüentemente, torna reduzido o tamanho dos animais e freqüentemente leva-os à morte (PELLETIER, 1999).

2.8.2.2 Temperatura

A temperatura afeta a maioria das espécies da fauna do solo. Variações sazonais de temperatura comumente induzem a movimentos verticais da fauna edáfica no perfil do solo (DIDDEN, 1993). A taxa de crescimento de Collembola, Acari Mesostigmata e Oribatei também depende, freqüentemente, da temperatura (WALTER & PROCTOR, 1999).

Em alguns Collembola, a fecundidade e a relação entre machos e fêmeas, também é afetada pela temperatura. Isso indica que as mudanças climáticas que alteram a temperatura provocam efeitos na fauna edáfica. Entretanto, os fatores abióticos não atuam isoladamente, dependendo também da interação com outras diferentes espécies, o que certamente necessita de mais estudos a respeito (LINDBERG, 2003).

A população de Collembola demonstrou um decréscimo, em áreas que apresentavam o solo aquecido, enquanto que na população de Acari Oribatei, ficou evidenciado um aumento. A densidade de outras populações como Mesostigmata e macroartrópodos não foi significativamente afetada. Respostas dos artrópodos do solo a alterações de temperatura incluem mudanças na fecundidade, modo reprodutivo e habilidade competitiva (WALTER & PROCTOR, 1999).

Quanto ao frio intenso ou congelamento, os animais da fauna edáfica, apresentam duas estratégias: a primeira é uma possível migração horizontal e vertical para áreas menos frias e a segunda foi desenvolvida por espécies que toleram o congelamento de seus líquidos corpóreos extracelulares, através da habilidade de produzirem substâncias anticongelantes ou, ainda, utilizam partículas de alimento ou de minerais que impedem o congelamento. O congelamento intracelular é considerado letal (WALTER & PROCTOR, 1999).

Muitos insetos da fauna edáfica, incluindo Collembola, possuem os chamados THFs (fatores térmicos da histerese) em seus fluidos corporais, que consistem em peptídeos ou glicopeptídeos que diminuem o ponto de congelamento em

vários graus Celsius, estabilizando a temperatura acima do grau de congelamento por longos períodos (HOLMSTRUP, 2002).

2.9 INFLUÊNCIA DAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS SOBRE A MESOFAUNA EDÁFICA

As práticas agrícolas podem ocasionar efeitos negativos na comunidade da fauna do solo, incluindo o uso dos pesticidas, particularmente inseticidas, nematicidas e fungicidas (embora alguns herbicidas possam também ter efeitos negativos) (BROWN et al., 2001).

Modificações no ambiente exercem influência não somente no número, como também nas espécies remanescentes da mesofauna edáfica. A transformação de áreas de floresta ou de pastagem para cultivo, implica em uma mudança no nicho ecológico do solo, pois a quantidade de resíduos vegetais (alimento para os organismos) é fortemente reduzida. A subsolagem, as aplicações de fertilizantes e a calagem conduzem à criação de um ambiente completamente diferente para os habitantes do solo. Do mesmo modo, a drenagem e a irrigação exercem influência drástica nas relações de umidade e aeração, com seus efeitos concomitantes sobre a fauna edáfica. Essas práticas agrícolas mostram tendência em reduzir a diversificação de espécies, porém aumentam a densidade populacional das espécies remanescentes (SAUTTER, 1994).

Os impactos das práticas agrícolas na biota do solo podem ser qualitativos como as alterações nos tipos de espécies que habitam o solo e quantitativos como a densidade de uma determinada população. É muito difícil separar os efeitos do manejo agrícola, herbicidas e outros fatores no nível da população ou diversidade da fauna edáfica (MINOR et al., 2002).

2.9.1 Matéria Orgânica

O aumento do teor de matéria orgânica no solo estabiliza a umidade a níveis mais elevados que em solos minerais e aumenta a disponibilidade de alimentos mais

ricos em nitrogênio para a fauna. No entanto, o aumento da fauna do solo não está estritamente relacionado à matéria orgânica adicionada ao solo. Há evidências de que quando existe abundância de materiais ricos em energia, uma grande parte destes é dissipada através da respiração de microrganismos e não está disponível ao crescimento da população (LUCCHESI, 1988).

Todos os animais do solo, com exceção dos predadores, aumentam a humificação do material orgânico, de modo que muitos autores acreditam que sem animais não se forma húmus. Parece que a atividade principal da mesofauna está na decomposição da matéria orgânica, seu enriquecimento com minerais, seu transporte e sua mistura íntima com o solo mineral. Quer ataquem as folhas ou raízes mortas ou vivam das dejeções de outros animais, sempre contribuem para a humificação do solo (PRIMAVESI, 1990).

BRACHO et al. (1999), verificaram em experimentos com esterco bovino aplicado em áreas degradadas que o número de indivíduos aumentou significativamente principalmente em relação às ordens Acari e Collembola, que desempenham funções de decompositores da matéria orgânica e melhoradores da porosidade e aeração do solo.

A concentração de cálcio no solo tem sido um importante fator para a comunidade edáfica nos processos de decomposição (WALLWORK, 1970). A decomposição da liteira é essencial para a transferência de nutrientes e energia nos ecossistemas. A fauna edáfica controla o processo de decomposição e digestão, tritura a liteira e estimula a comunidade de microrganismos (MARAUN & SCHEU, 1996). A composição do solo e a fauna da liteira dependem de parâmetros ambientais. Em meio alcalino úmido e rico em nutrientes, a fauna é caracterizada por espécies da macrofauna que contribuem para a formação de húmus. Em solos ácidos, domina a mesofauna (DAVID et al., 1993). Durante a decomposição, a composição da fauna muda sucessivamente, refletindo na estrutura física, química e biológica da liteira (HASEGAWA & TAKEDA, 1996). A ocorrência de espécies da fauna edáfica durante o processo de quebra da liteira depende da formação de húmus (IRMLER, 1996).

Além do mais, algumas espécies da fauna desaparecem durante a decomposição ou mudam seus hábitos alimentares (ANDERSON et al., 1985). Condições ambientais e mudanças sucessivas na composição da comunidade do solo influenciam a atividade microbiana (WACHENDORF, 1997).

2.9.2 Fertilizantes

Pesquisas realizadas com diferentes sucessões de culturas e tipos de adubação revelaram que a densidade populacional e a atividade de microrganismos foram menores em parcelas sem adubação, sendo que a adubação organomineral propiciou maiores densidades populacionais semelhantes às obtidas em outros tipos de adubação; conseqüências estas do bom desenvolvimento das plantas, volume das excreções radiculares e resíduos culturais no solo (NUERNBERG, 1984).

Apesar de existirem evidências contraditórias, a maioria dos tipos de fertilizantes tende a aumentar o número de Collembola no solo, sendo o esterco de longe o mais eficiente. É possível que esse acréscimo seja devido em parte ao decréscimo dos predadores e dos grupos competidores (SAUTTER, 1994). A aplicação de fertilizantes inorgânicos tem mostrado que afeta a quantidade de microartrópodos. A adição de nitrogênio no solo aumenta o número total de Collembola em 67% (BARDGETT & GRIFFITHS, 1997).

MINOR et al. (2002), realizando experimentos no Estado de New York, sobre os efeitos de esterco de galinha, fertilizante de uréia e biossólidos, nas populações de Açari Oribatei e Gamasida, demonstraram que a aplicação de esterco de galinha tinha apresentado efeitos positivos. Ambos os grupos de Acari apresentaram alta densidade e diversidade tanto para Oribatei quanto para Gamasida durante vários anos de observações. A comunidade de Acari Gamasida se beneficiou da aplicação de biossólido, enquanto que a comunidade de Oribatei foi afetada pelo tratamento vários anos após a aplicação. O tratamento com uréia fertilizante não produziu efeitos nas comunidades de Acari. A diminuição na densidade e diversidade de Gamasida nos

tratamentos com uréia, após três anos, provavelmente não se pode atribuir aos efeitos diretos do fertilizante.

A aplicação de fertilizantes afeta a microfauna e, indiretamente, causa efeitos na mesofauna por mudar suas fontes de alimento (NEHER, 1999). A adição de nitrogênio acidifica o solo e conseqüentemente inibe o crescimento e a atividade microbiana. O nitrogênio também afeta a qualidade dos microrganismos que são fonte de alimento para a mesofauna (DARBYSHIRE et al., 1994). BOOTH & ANDERSON (1979), cultivaram duas espécies de fungo em meio líquido contendo nitrogênio em diversas concentrações e determinaram que a fecundidade de *Collembola Folsomia candida* aumentou com o aumento de nitrogênio, embora não tenha apresentado preferência alimentar por este ou aquele fungo em grandes ou pequenas doses de nitrogênio. A aplicação de fertilizante nitrogenado sintético em solos aráveis da Suécia demonstrou ocorrer mudanças na composição das comunidades do solo, mas não no número e biomassa de nematóides, *Collembola* e Acari (ANDRÉN et al., 1988).

2.9.3 Agrotóxicos

Os herbicidas afetam as populações de invertebrados do solo que se alimentam de raízes de plantas ou material orgânico em decomposição. Deste modo os herbicidas podem afetar as populações de invertebrados do solo tanto diretamente, se eles forem tóxicos, quanto indiretamente, no momento em que afetam plantas e o ecossistema edáfico (SAUTTER, 1994).

Efeitos de pesticidas nas populações de microartrópodos são variáveis e diferentes para os diversos grupos de organismos. Por exemplo, a aplicação de azinphosmetil resulta em declínio no número de Acaridae e Prostigmata, enquanto o número de Acari Oribatei, Mesostigmata e *Collembola* aumenta. Vários pesticidas, herbicidas e fungicidas aplicados na colheita produzem uma redução na população de Acari predadores e aumenta o número de *Collembola* saprófagos. Outros estudos mostram uma redução no número de Acari e *Collembola* após aplicação de pesticidas

e herbicidas (BARDGETT & GRIFFITHS, 1997).

O herbicida ácido fenoxiacético não afeta diretamente a fauna do solo, mas de forma indireta reduz a vegetação e diminui a adição de matéria orgânica no solo (NEHER, 1999). Metais pesados como o cobre eliminam espécies sensíveis de minhocas e Collembola *Folsomia quadrioculata* e *Isotomiella minor*. Outros Collembola toleram metais e aumentam suas populações, como por exemplo *Mesaphorura krausbaueri* e *Onychiurus armatus* (FILSER et al., 1995). Inseticidas de amplo espectro como o aldicarb são tóxicos, inclusive para insetos não alvos, como predadores e parasitas de artrópodos (KOEHLER, 1992; POTTER, 1993). Inseticidas são usualmente mais tóxicos que os herbicidas ou fungicidas e afetam os protozoários do solo de maneira crítica (FOISSNER, 1997).

HANSEN et al. (1996), estudando os efeitos de diversas concentrações de Dimethoato, em populações de Collembola: *Folsomia fimetaria* e *Hipogastrura assimilis* e Acari predador *Hypoaspis aculeifer*, revelou que em *Folsomia fimetaria* não houve mortalidade nas primeiras quatro semanas de tratamento e no final do experimento a mortalidade estava abaixo de 10%. Com relação a *Hipogastrura assimilis*, ocorreu uma profunda mortalidade no período de 28 a 37 dias (aproximadamente 30%). Para *Hypoaspis aculeifer* a quantidade de machos estava muito baixa, na proporção de 1 macho para cada 2 fêmeas, ocorrendo crescimento igual para os dois sexos, sendo que em baixas concentrações de Dimethoato houve aumento no tamanho do corpo e em altas concentrações de Dimethoato, o tamanho do corpo era menor.

MELO & LIGO (1999), realizaram experimentos na EMBRAPA Meio Ambiente, em cultivos de tomate, nos sistemas orgânicos com estrume bovino, capim, extratos vegetais, biofertilizantes e calda bordaleza e no sistema convencional com fertilizantes minerais e defensivos agrícolas (inseticidas, acaricidas e fungicidas). Extraíram três amostragens aleatórias de solo e utilizaram três introduções para coletas em "litterbags", demonstrando que o número de espécimes de Acari encontrado, praticamente não diferenciou entre os sistemas. Gamasida e Oribatei foram as ordens

mais representativas de Acari, pois apresentaram, conjuntamente, ocorrência superior a 90%. Esse resultado poderia vir a constituí-las como boas indicadoras, dependendo, entretanto, da forma de amostragem. Gamasídeos foram mais numerosos em sistema orgânico por ambos os meios de avaliação cujas ocorrências transcenderam 99% em "litterbags" em sistema orgânico. Provavelmente, foram bioindicadoras de impacto ambiental de agrotóxicos na cultura de tomate. Porém, Oribatei, que são saprófagos e participam ativamente da decomposição de materiais orgânicos, foram mais abundantes em sistema orgânico apenas em avaliações por "litterbags". Considerando-se o número de espécimes coletados, Acari e Collembola foram mais abundantes em sistema orgânico, em avaliações através de "litterbags". Do total de espécimes de microartrópodos coletados em cada técnica de avaliação, no sistema orgânico, ocorreram cerca de 48% em amostras de solo e 63% em "litterbags".

A maior parte dos fungicidas não tem efeitos negativos aos organismos da fauna edáfica, mas os fungicidas carbendazin, como o benomyl, são moderadamente tóxicos a uma grande variedade de invertebrados edáficos (EDWARDS, 1984).

Inseticidas têm um grande efeito sobre a fauna do solo (BAMFORD, 1997). Organofosfatos têm demonstrado alterações na taxa de Acari predadores de Collembola, sendo os carbamatos mais persistentes, de maior espectro tóxico e efeitos subletais nos organismos da fauna edáfica, incluindo minhocas (EDWARDS, 1984; MAKESCHIN, 1997). De três pesticidas testados por KROGH, (1994): pirimicarb, fenpropimorph e dimethoato, o dimethoato estava tóxico para a maioria dos organismos da fauna edáfica. Metaldeídos apresentam poucos efeitos tóxicos. O fungicida Benzimidazole tem demonstrado ser tóxico para minhocas e artrópodos do solo (EDWARDS, 1984).

Na Holanda, 123.000 kg de pesticidas chegam ao solo em áreas agrícolas, levados pela água das chuvas (MJP-G, 1997). Em muitas áreas agrícolas, as concentrações de metais pesados atingem valores muitos altos (CBS, 1997). Resíduos de metais pesados como cobre, cádmio e zinco provenientes de fertilizantes naturais ou artificiais se acumulam no solo de vários locais (RIVM, 1998).

A contaminação do solo por metais pesados, pesticidas e nutrientes, na

Espanha, varia conforme o tipo de solo, o tipo de cultura e a prática de manejo aplicada (de la ROSA & CROMPVOETS, 1998).

A tolerância a herbicidas de culturas de plantas geneticamente modificadas, vai em um futuro próximo aumentar o uso de muitos herbicidas de amplo espectro e conseqüentemente eliminar todo tipo de plantas e animais dependentes delas, afetando inclusive habitats adjacentes. Há também o perigo das ervas daninhas adquirirem tolerância ao herbicida através da hibridação com as colheitas geneticamente modificadas. A resistência a insetos pelas culturas geneticamente modificadas tem reduzido o uso de inseticidas em áreas agrícolas, com conseqüentes benefícios para outros organismos naturais. Mas, o impacto dessas culturas geneticamente modificadas em seus predadores naturais não está completamente compreendido. Até agora as informações são inadequadas sobre os impactos das culturas geneticamente modificadas sobre o meio ambiente (BOATMANN, 1999). Algumas plantas geneticamente modificadas suportam uma dosagem maior que a normal de herbicidas, pelo fato de serem resistentes a eles. Em face disso, o homem e os demais organismos do ecossistema local podem ser afetados por essa maior concentração de agrotóxicos. Como conseqüência, poderá haver a seleção natural de ervas daninhas e insetos extremamente resistentes, que não serão combatidos pelos agrotóxicos comuns (ALMEIDA et al., 2002).

2.9.4 Lodo de Esgoto

Aplicações de lodo de esgoto em áreas degradadas demonstraram um aumento da densidade populacional de microartrópodos dependentes da água do solo e da matéria orgânica. Em Acari Cryptostigmata foi verificado um declínio na diversidade de espécies (ANDRES, 1999).

Segundo SAUTTER et al. (1994), a adição de lodo de esgoto doméstico no solo provocou alterações nas populações de Collembola e Acari Oribatei. Todos os

representantes das famílias de Collembola existentes no local se mostraram mais numerosos com a adição do lodo, sendo que as famílias Isotomidae, Sminthuridae, Poduridae e Onychiuridae foram afetadas pela quantidade de lodo distribuído no solo. A população de Entomobryidae ficou indiferente. A população de Oribatei aumentou no tratamento 10 t/hectare, devido principalmente ao incremento dos Oribatei inferiores imaturos. Todos os outros grupos de Oribatei foram indiferentes à aplicação de lodo de esgoto.

Experimento realizado por SAUTTER et al. (1997), no Campus do Setor de Ciências Agrárias da UFPR no município de Curitiba, estado do Paraná, demonstrou que a adição de lodo de esgoto doméstico provoca alterações nas populações de Collembola e Oribatei. A população de Collembola diminuiu drasticamente de 30 para 60 dias após aplicação do lodo de esgoto, sendo que os tratamentos tiveram maior densidade populacional que a testemunha. Isto demonstra que a população de Collembola num primeiro momento foi favorecida pela adição do lodo de esgoto, pelo aumento do carbono, e que, após 60 dias, ela diminuiu drasticamente por causa da diminuição deste elemento. Em relação aos Oribatei, a população aumentou nos tratamentos em que se adicionou cinco e dez Mg/ha., porém também decaiu entre os 30 e 60 dias após a aplicação.

2.10 O USO DE BÍOSSÓLIDOS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

No uso para recuperação de áreas degradadas, sejam aquelas resultantes do manejo agrícola inadequado ou de atividade extrativa, são utilizadas grandes dosagens de lodo, potencializando o aporte de maiores quantidades de elementos indesejáveis, proporcionalmente à composição do lodo. O desequilíbrio entre nutrientes do solo e a lixiviação do nitrogênio também devem ser cuidadosamente observados, pois são problemas frequentes com o uso de grandes dosagens de lodo (LARA et al., 2001).

Estes solos, normalmente, apresentam-se fisicamente desestruturados, com mistura de porções superficiais e subsuperficiais, estando ainda diretamente expostos

às variações climáticas, potencializando os riscos de erosão e lixiviação. Nessas áreas, os problemas com odores e vetores são menos expressivos, uma vez que o acesso é restrito e normalmente as áreas são distantes dos centros urbanos (LARA et al., 2001).

Portanto, na recuperação de áreas degradadas, a seleção do local requer cuidados para se evitar os processos erosivos, os quais podem potencializar os impactos desta alternativa em função das altas doses de lodo geralmente utilizadas (LARA et al., 2001).

Em solos degradados, onde se verifica a perda do horizonte orgânico, a principal fonte de carbono para utilização microbiana é a biomassa das plantas, que demanda muito tempo para que sua acumulação no solo ocorra. Enquanto não se verifica a acumulação de matéria orgânica do solo, os níveis da atividade microbiana e o crescimento da vegetação permanecem baixos. Na recuperação de áreas degradadas com a utilização de calagem e fertilização mineral, a vegetação pode se estabelecer. Contudo, as condições físicas e biológicas precárias podem resultar na deterioração da cobertura vegetal antes que se verifique a efetiva recuperação do solo (STROO & JENCKS, 1985).

A influência dos microrganismos é tão importante para a recuperação de ecossistemas, que sua atividade pode ser usada como um indicador do progresso da gênese do solo (SEGAL & MANCINELLI, 1987). Apesar da finalidade imediata da recuperação de solos seja estabelecer uma cobertura vegetal, a qual irá prevenir a erosão do solo, a longo prazo a finalidade é o desenvolvimento do ecossistema do solo e sua estabilidade (FRESQUEZ & LINDEMAN, 1982).

Devido às suas propriedades físico-químicas, o bio sólido pode ser utilizado em áreas degradadas a fim de recuperar as características necessárias para o desenvolvimento da vegetação. Normalmente, aplica-se, uma única vez, quantidades relativamente elevadas de bio sólido. Nos EUA, a aplicação de bio sólido nessas áreas chega a atingir dosagens de até 495 Mg/ha (USEPA, 1995).

ROCHA (1998), afirma que a aplicação de um volume elevado em apenas uma única vez traz vantagens e desvantagens. Como vantagem, pode-se citar a

economia de escala que pode ser obtida, diminuindo assim os custos de transporte e disposição. Por outro lado, as áreas degradadas normalmente não estão distribuídas de maneira homogênea. Além disso, as áreas podem ser bastante heterogêneas do ponto de vista edafológico. Uma outra desvantagem apontada é a utilização posterior da área. Caso ela venha a ser utilizada para a produção agropecuária, as altas doses de biossólido aplicadas devem ser reconsideradas, devido aos riscos de contaminação da produção.

Nos EUA, existe uma grande diferença nas dosagens para os diferentes usos (Tabela 13). ROCHA (1998), pondera que os solos norte-americanos possuem características edafo-climáticas bastante distintas dos solos brasileiros. Logo, as recomendações apresentadas devem ser reavaliadas para o caso brasileiro. Como destacado por ANDREOLI (1999), embora as normas internacionais sejam importantes referências, elas não podem ser aplicadas à realidade nacional e o conhecimento técnico-científico para a sua definição deve ser gerado localmente.

TABELA 13: TAXAS E FREQUÊNCIA DE APLICAÇÃO DO BIOSSÓLIDO CONFORME O TIPO DE UTILIZAÇÃO

| Opção | Cronograma de Aplicação | Taxa Média (t/ha) |
|--------------------------------------|--|-------------------|
| Agricultura | Anual | 10 |
| Floresta | Uma única vez ou com intervalo de 3 a 5 anos | 45 |
| Recuperação do solo | Uma única vez | 100 |
| Disposição sem finalidades agrícolas | Anual | 340 |

Fonte: Adaptado de REED et al., 1988.

GRIEBEL et al. (1979), avaliaram a influência de doses de lodo variando entre 75 e 150 Mg/ha de lodo e adubação mineral no crescimento de vegetação espontânea em solos degradados testados em vasos. Os tratamentos com lodo apresentaram mais de 95% de cobertura e tiveram as maiores produções de matéria seca, que foram maiores segundo o aumento das doses de lodo. As doses superiores a 112 Mg/ha apresentaram resultados semelhantes a solos não degradados.

SOPPER & KERR (1982), avaliaram a recuperação de aproximadamente 1.500 hectares de áreas degradadas, com doses de lodo variando entre 7 a 202 Mg/ha.

Foram utilizadas gramíneas de rápido estabelecimento e cobertura associadas a leguminosas. Destacaram-se a *Festuca arundinaceae*, gramínea de pomar, trevo e a *Coronilla varia*, as quais apresentaram aumentos significativos anuais de matéria seca superando as expectativas requeridas para revegetação. Aproximadamente 87% das correções de locais de solos minerais permaneceram como habitats de vida selvagem, enquanto 13% permaneceram úteis para a agricultura, incluindo produção de milho, feno e pastagens.

HINESLY et al. (1985), estudaram o efeito da aplicação de grandes quantidades de lodo em solos degradados. Os solos tinham pH situados em faixas de 6,0 a 7,5, tendo sido testadas o crescimento de nove espécies de gramíneas. No experimento, a *Festuca arundinaceae*, *Lolium perenne* e *Agropyron smithii* mostraram uma maior cobertura e maior crescimento com doses de 224, 448 e 896 Mg/ha, respectivamente. Estes autores também avaliaram a recuperação de áreas com aplicação de doses de 112 a 224 Mg/ha e verificaram produções superiores a 11 Mg/ha de *Festuca arundinaceae*, representando um aumento de 818% em relação à testemunha.

SOPPER (1993), verificou que a aplicação de lodo proporcionou um efeito benéfico para um rápido estabelecimento e crescimento de gramíneas e leguminosas em áreas degradadas. Nos tratamentos com o uso do lodo, as plantas se mostraram mais vigorosas com maior porcentagem de cobertura, maior produtividade e melhor desenvolvimento de sistema radicular. Em locais onde a vegetação não foi colhida, houve uma grande reciclagem de nutrientes e conseqüente acúmulo de matéria orgânica. Nas áreas recuperadas com o uso de lodo, também se verificou o acréscimo nas colheitas do campo das culturas testadas.

O uso de biossólido na recuperação e revegetação de áreas drasticamente degradadas tem sido bem estudado. Os resultados são muito encorajadores e demonstram que o biossólido estabilizado e higienizado, se aplicado adequadamente, segundo as normas estabelecidas, não produz efeitos negativos na saúde do solo, da vegetação, dos animais e do homem. A revegetação de áreas degradadas tem sido

demonstrada por inúmeros estudos usando uma variedade de tipos e taxas de aplicações do bio-sólido. Os resultados da maioria desses estudos demonstraram que as normas estabelecidas pela legislação vigente protegem adequadamente a saúde humana e dos animais presentes no meio (SOPPER, 1993)

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA

A área do experimento está localizada nas coordenadas de latitude 25°31'39", longitude 49°10'23" e altitude de 911 metros, nas imediações do Aeroporto Internacional de Curitiba "Afonso Pena", município de São José dos Pinhais, região metropolitana de Curitiba, estado do Paraná. Foi realizado um convênio entre a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), a Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (INFRAERO) e a Universidade Federal do Paraná (UFPR).

3.2 CLIMA

O clima da região, conforme classificação de Köppen é do tipo Cfb. É um clima mesotérmico, úmido e superúmido, sem estação seca definida, com verões frescos e com média do mês mais quente inferior a 22°C e média do mês mais frio, inferior a 18°C. As geadas são severas e mais frequentes em relação ao clima Cfa. A precipitação anual é de 1.500 mm (1.250 – 2000mm), com umidade relativa do ar da ordem de 80%. A temperatura média anual situa-se entre 14° e 22°C. No inverno, principalmente em julho, a temperatura média se mantém relativamente baixa, oscilando entre 10° e 15°C

3.3 RELEVO

A área onde foi locado o experimento apresentava relevo ondulado. O relevo da área do entorno do experimento, nas imediações do aeroporto, apresentava-se suavemente ondulado ou plano, mesmo depois de se ter realizado uma terraplanagem.

O relevo suavemente ondulado apresentava superfície de topografia

movimentada, formada por conjunto de colinas e outeiros (elevações de altitudes relativas da ordem de 50 e 100 metros, respectivamente), com declives compreendidos entre 3 e 8%. O relevo plano tem uma superfície de topografia esbatizada ou horizontal, onde os desnivelamentos são muito pequenos, com declives compreendidos entre 0 e 3%.

3.4 GEOLOGIA

O solo onde foi realizado o experimento é denominado antropossolo, isto é, solo que sofreu severa intervenção pelo homem, não apresentando uma classificação precisa, devido ao fato de não possuir cultivo ou proteção vegetal de qualquer espécie e serviu como área de empréstimo durante a construção do aeroporto.

3.5 PREPARO DO SOLO E INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi locado entre duas curvas de nível. A área é repleta de sulcos e erosão, conforme figuras 2 e 3.



FIGURA 2: EXPERIMENTO EM FASE INICIAL (03/SETEMBRO/2002)



FIGURA 3: EXPERIMENTO EM FASE INICIAL (03/SETEMBRO/2002)

O experimento envolveu delineamento inteiramente casualizado, sendo a área dividida em 1 testemunha e 4 tratamentos com 4 repetições, num total de 20 unidades experimentais com dimensões de 10m x 8m totalizando 80 m², com um espaçamento entre as parcelas e os blocos de um metro, em um total de 20 parcelas (Figura 4). Os tratamentos foram:

- Tratamento 1: adubação mineral (M)
- Tratamento 2: 60 Mg (base seca) de bio sólido (La)
- Tratamento 3: 120 Mg (base seca) de bio sólidos (Lb)
- Tratamento 4: 240 Mg (base seca) de bio sólidos (Lc)

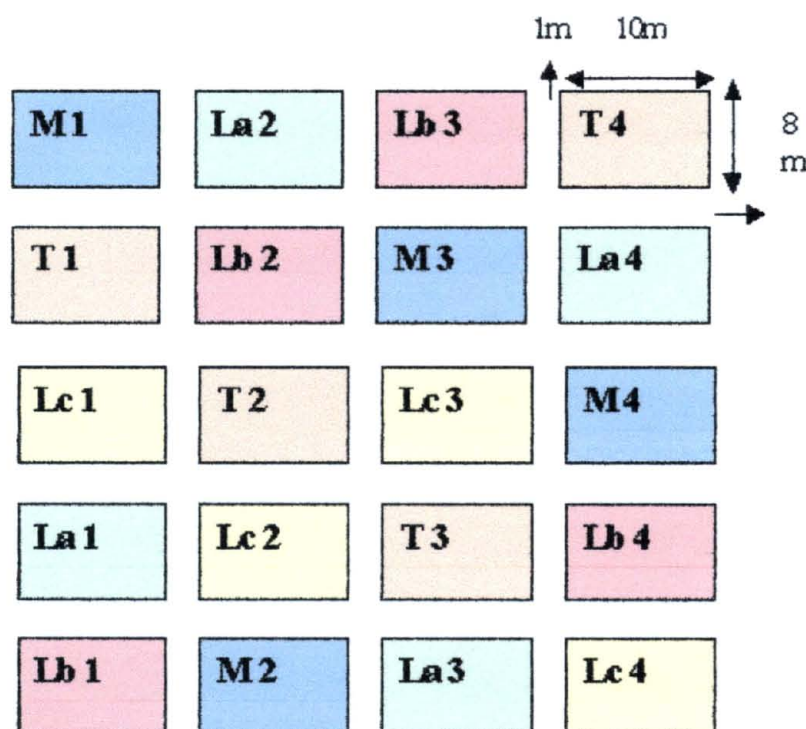


FIGURA 4: CROQUI DA DISPOSIÇÃO DOS TRATAMENTOS

Inicialmente foram efetuadas subsolagem e gradagem para nivelamento do terreno. A operação seguinte foi a aplicação de meia dose de lodo com aração, seguida da adição do restante do biossólido com a realização de uma gradagem (grade niveladora) para incorporação de todo o material. O lodo de esgoto foi distribuído a lanço sobre a superfície e incorporado a 20 cm de profundidade. Tal procedimento foi realizado no mês de janeiro de 2003.

O lodo de esgoto foi distribuído a lanço sobre a superfície e incorporado a 20 cm de profundidade. Nos tratamentos com adubação mineral, foram aplicados: uréia (3,6 kg/ha), superfosfato simples (2,8 kg/ha) e KCl (1,4 kg/ha) para a adubação com N (200 kg/ha), P (110 kg/ha) e K (80 kg/ha). As parcelas foram calcareadas na mesma data da aplicação do biossólido. O nitrogênio foi aplicado totalmente no momento do plantio.

O plantio da cultura de verão foi o milho (*Pennisetum americanum*), gramínea anual de verão, originário da África, planta bastante rústica com característica de ser eficiente extratora de nutrientes do solo. Após o preparo do solo, o plantio foi realizado de forma manual no mês de fevereiro de 2003.

Ao final do experimento, os restos da cultura do milho foram incorporados ao solo e em seguida foi plantada aveia, deixando a área com uma cobertura vegetal protegendo o solo supostamente recuperado.

3.6 BIOSSÓLIDO

O biossólido utilizado no experimento foi proveniente da estação de tratamento de esgotos ETE-Belém, localizada na cidade de Curitiba, estado do Paraná, que emprega como processo de tratamento do esgoto a aeração prolongada, seguida de adição de cal, com a finalidade de higienizar o material, conforme comprovado em análise (Tabelas 14 e 15). O lodo de esgoto foi calcado entre 10 e 20% para possibilitar o uso de doses maiores de aplicação. Para garantir os níveis exigidos pela IN IAP (tabela 10), a mistura lodo/cal armazenada pelo período de seis meses. Todo o biossólido no experimento foi proveniente de uma única partida, que ficou armazenado na própria estação de tratamento de esgotos, em armazém coberto, com laterais abertas.

TABELA 14: ANÁLISE QUÍMICA LODO DE ESGOTO EM 02/07/2002

| pH | Al ⁺³ | H+Al | Ca ⁺² +Mg ⁺² | Ca ⁺² | K ⁺ | T | P | C | pH | V% | Na |
|----------------------|--------------------|-------------------|------------------------------------|------------------|----------------|-------|---------------------|------|------|-------|------|
| CaCl ₂ | mg/dm ³ | g/dm ³ | SMP | | | | cmol/m ³ | | | | |
| cmol/dm ³ | | | | | | | | | | | |
| 7,90 | 0,00 | 1,10 | 29,03 | 4,45 | 1,78 | 31,91 | 727,2 | 60,6 | 8,00 | 96,55 | 0,58 |

TABELA 15: PESQUISA E ESTUDO DE VIABILIDADE DE OVOS DE HELMINTOS

| HELMINTO | MÉDIA | | TOTAL |
|----------------------------|-------------|--------------|--------------|
| | VIÁVEIS | INVIÁVEIS | |
| <i>Ascaris sp.</i> | 0,73 | 34,20 | |
| <i>Toxocara sp.</i> | 0,00 | 0,86 | |
| <i>Trichuris trichiura</i> | 0,00 | 0,86 | |
| <i>Trichuris vulpis</i> | 0,00 | 0,51 | |
| <i>Trichuroidea sp.</i> | 0,86 | 0,16 | |
| <i>Hymenolepis sp.</i> | 0,00 | 0,08 | |
| <i>Taenia sp.</i> | 0,08 | 0,08 | |
| TOTAL GERAL | 1,67 | 36,55 | 38,22 |

| | |
|--------------|------|
| Protozoários | 0,16 |
|--------------|------|

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, DEPARTAMENTO DE PATOLOGIA BÁSICA
 - LABORATÓRIO DE PARASITOLOGIA MOLECULAR, CERTIFICADO
 DE ANÁLISE Nº 1077 (21/01/2003)

TABELA 16: CONCENTRAÇÕES DE COBRE NO LODO E TRATAMENTOS (PPM) EM JUNHO DE 2003.

| LODO | T | M | LA | LB | LC |
|------|------|------|------|------|------|
| 134 | 30,5 | 29,5 | 29,2 | 31,5 | 35,5 |

3.7 AVALIAÇÃO DA RESPIRAÇÃO

No procedimento de amostragem, foram coletadas na fase inicial do experimento (outubro/2002) dez amostras de solo ao acaso, na profundidade de 0-15 cm, antes da delimitação das parcelas o que denominamos Testemunha (T0) e em maio de 2003, no final do experimento, foram coletadas três amostras por parcela que após devidamente homogeneizadas, formaram uma amostra composta representativa da parcela experimental. No mesmo dia da coleta, as amostras foram embaladas em sacos plásticos transparentes e levadas ao Laboratório de Biologia do Solo da Universidade Federal do Paraná, para determinação da respiração e também da umidade.

Para avaliação do CO₂ liberado do solo, foi utilizada uma fração de 100g de solo (base úmida), previamente peneirado com peneira de malha de 2 mm, colocado

no interior de um frasco de vidro de cor âmbar com capacidade de 500 ml de volume, juntamente com dois tubos de ensaio. Um deles contendo 15 ml NaOH 0,5 N e outro, 10 ml de H₂O deionizada. Um frasco sem solo foi utilizado como prova em branco. Após um período de incubação de uma semana em estufa a 25°C, com o frasco hermeticamente fechado, foi medida a quantidade de CO₂ liberada mediante a adição de 2 ml de uma solução de cloreto de bário (50%) e 3 gotas de fenolftaleína (solução alcoólica a 3%) em cada béquer, seguindo-se a titulação do excesso de NaOH com uma solução de HCl de normalidade 0,500 N.

O cálculo da respiração foi feito de acordo com STOTSKY (1965), onde se aplicou a seguinte fórmula:

$$\text{mgC-CO}_2 = (\text{PB} - \text{A}) \times \text{E} \times \text{N} \times \text{FD} \times \text{F. Umidade}$$

PB = Titulação da prova em branco

A = Titulação da amostra

E = Equivalente grama do carbono = 6 (constante)

N = Normalidade do NaOH = 0,5 N (constante)

FD = Fator de diluição = 15/10 ou 1,5 (15 ml de NaOH incubado e apenas 10 ml de NaOH utilizado para titulação)

F. Umidade = Fator de umidade

$$\text{Fator umidade} = 100 / (100 - \% \text{ de umidade da amostra})$$

$$\text{Umidade} = \text{Peso úmido} - \text{peso seco} / \text{peso seco}$$

$$\% \text{ umidade} = \text{umidade} \times 100$$

3.8 AVALIAÇÃO DA MESOFAUNA

Para avaliar a flutuação populacional de Acari e Collembola foi utilizada a metodologia de BERLESE modificada. Foram utilizadas para amostragem funis do tipo BERLESE modificado (Figura 5), com os quais se coletou a camada superficial do solo (0-5 cm), perfazendo aproximadamente um volume de 80 cm³. Em outubro de 2002, antes da delimitação das parcelas, foram retiradas dez amostras de solo ao acaso, o que denominamos Testemunha (T0) e em maio de 2003, ao final do experimento, foi coletada uma amostra de cada parcela, totalizando 20 amostras, em locais aleatórios de acordo com o croqui estabelecido.

Imediatamente após a coleta das amostras dentro dos funis, estes foram embalados em sacos plásticos, visando minimizar as perdas de umidade e, dentro do prazo de quatro horas, foram levados ao laboratório do departamento de Fitopatologia do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, onde foram instalados em mesas expositoras (Figura 6) com fonte de calor gerado por lâmpadas de 40 W, permanecendo ali por uma semana.

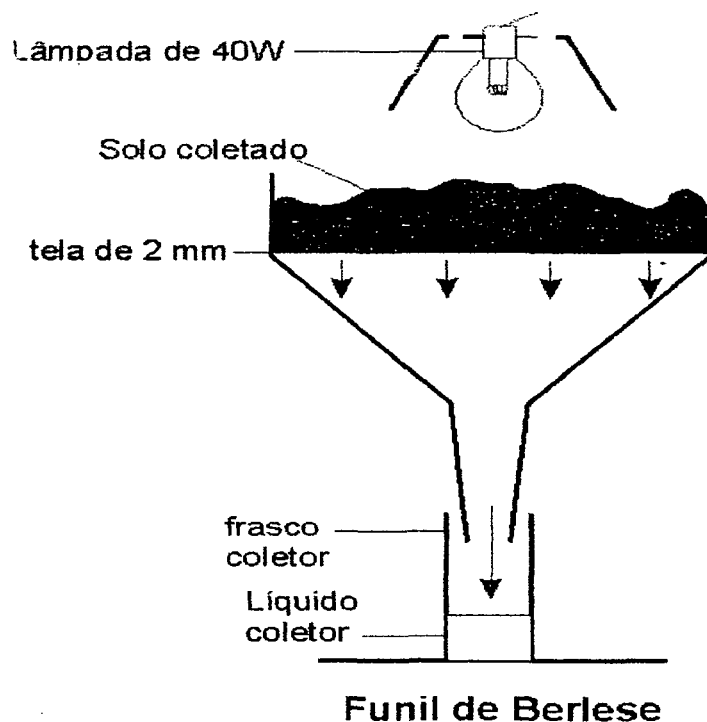


FIGURA 5: FUNIL DE BERLESE

Os animais da mesofauna foram coletados em frascos plásticos contendo solução de álcool 70% acrescida de glicerol 2% e armazenados até a sua contagem e separação. A contagem e a identificação foram feitas em lupa estereoscópica da marca Olympus, de aumento de 4 vezes. Os dados obtidos foram transformados para metro quadrado.



FIGURA 6: MESA EXTRATORA DE MESOFAUNA UTILIZADA

3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foram aplicados os testes de Bartlett com tratamento estatístico de $x^{1/2}$, $(x+10)^{1/2}$ e log, análise de variância (Fisher teste) a 5%, comparação de médias (Teste de Tukey e Duncan a 5%), análise de regressão (equações de regressão) polinomial,

exponencial, linear e logarítmica, diagramas de dispersão e correlações (coeficientes de correlação) entre as variáveis cobre, umidade, acari, collembola e respiração com a utilização dos Programas Excel e Mstat.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

4.1.1 Carbono

A tabela 17 e figura 07 demonstram as variações nas quantidades de carbono presentes nos tratamentos mineral, com lodo de esgoto e testemunha.

TABELA 17: QUANTIDADE DE CARBONO PRESENTE NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003

| | T | M | La | Lb | Lc |
|---------------------|-------|-------|------|-------|-------|
| C g/dm ³ | 12,37 | 10,42 | 16,6 | 17,95 | 25,25 |

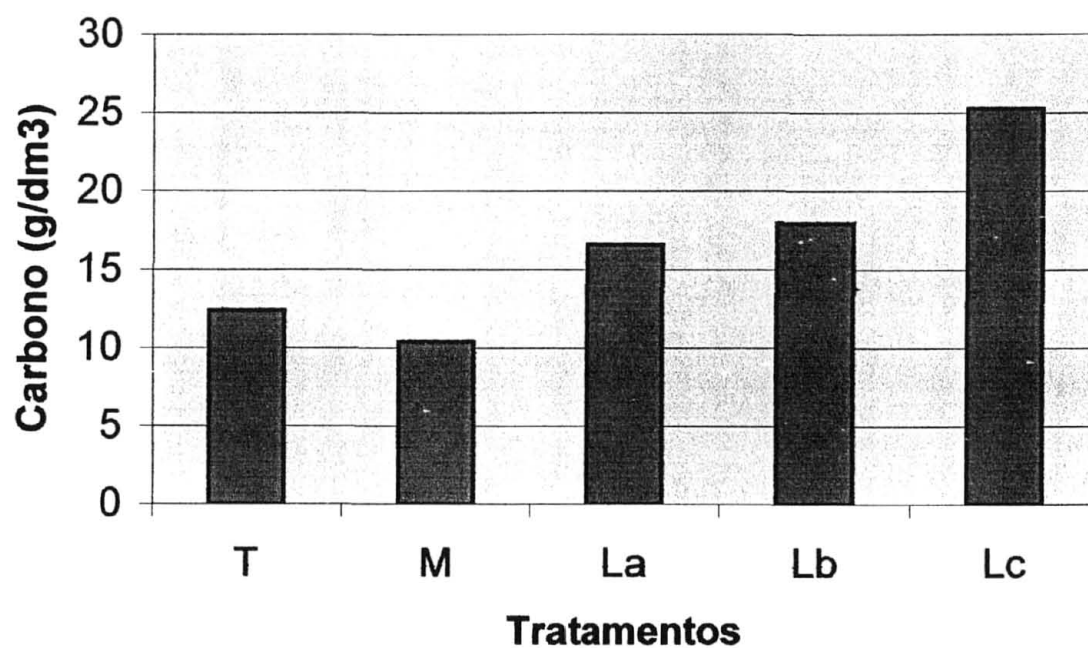


FIGURA 07: QUANTIDADE DE CARBONO PRESENTE NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003

Pelos resultados obtidos, verificamos que a aplicação do lodo de esgoto gerou um aumento da concentração de carbono. Houve uma relação diretamente proporcional entre as doses de lodo aplicadas e as concentrações de carbono encontradas nos tratamentos. IRMLER (2000), também verificou que na utilização de lodo de esgoto, a concentração de matéria orgânica aumenta.

4.1.2 Umidade

A tabela 18 e figura 08 demonstram a porcentagem de umidade no solo, mediante os tratamentos com adubação mineral, com lodo de esgoto e testemunha.

TABELA 18: PORCENTAGEM DE UMIDADE DO SOLO NOS TRATAMENTOS EM 20/01/2003

| | T0 | T | M | La | Lb | Lc |
|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| % umidade | 10,52 | 17,28 | 15,56 | 29,05 | 24,06 | 25,88 |

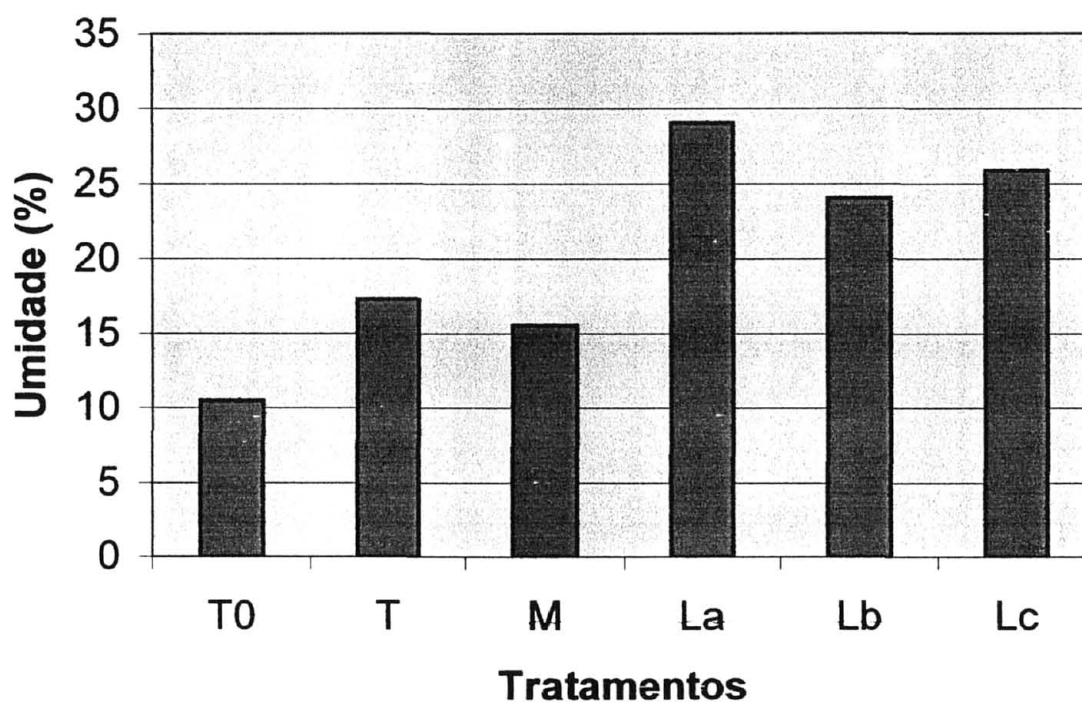


FIGURA 08: UMIDADE NO SOLO (%) EM T0 (20/01/2003) E DAS PARCELAS (29/05/03)

A adição do lodo de esgoto nas parcelas La, Lb e Lc promoveu um aumento da umidade, coincidindo com dados revelados por SOPPER (1993), onde a aplicação de lodo de esgoto e particularmente a sua incorporação, resultou em maior retenção de umidade.

4.1.3 pH

A figura 09 demonstra as variações de pH no lodo de esgoto utilizado, nas parcelas que receberam tratamento com o lodo de esgoto, na adubação mineral e na testemunha.

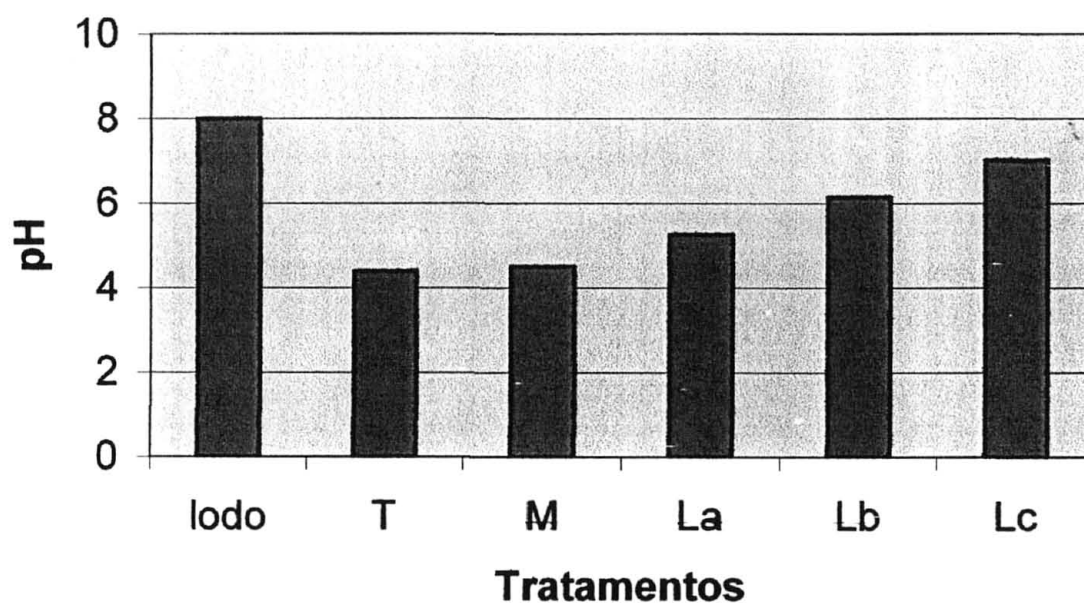


FIGURA 09: pH DO LODO DE ESGOTO (20/01/2003) E DAS PARCELAS (29/05/2003)

A adição do lodo de esgoto nas parcelas La, Lb e Lc promoveu um conseqüente aumento do pH, igualmente verificado por SOPPER (1993), onde a aplicação de 184 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, aumentou o pH de 3,8 para 6,2 na profundidade de 0-15 cm quatro meses após a aplicação e diminuindo para 5,4 12 meses após a aplicação.

4.1.4 Cobre

A figura 10 demonstra as concentrações de cobre no lodo de esgoto utilizado no experimento e nas parcelas que receberam tratamento com o lodo de esgoto, na adubação mineral e na testemunha.

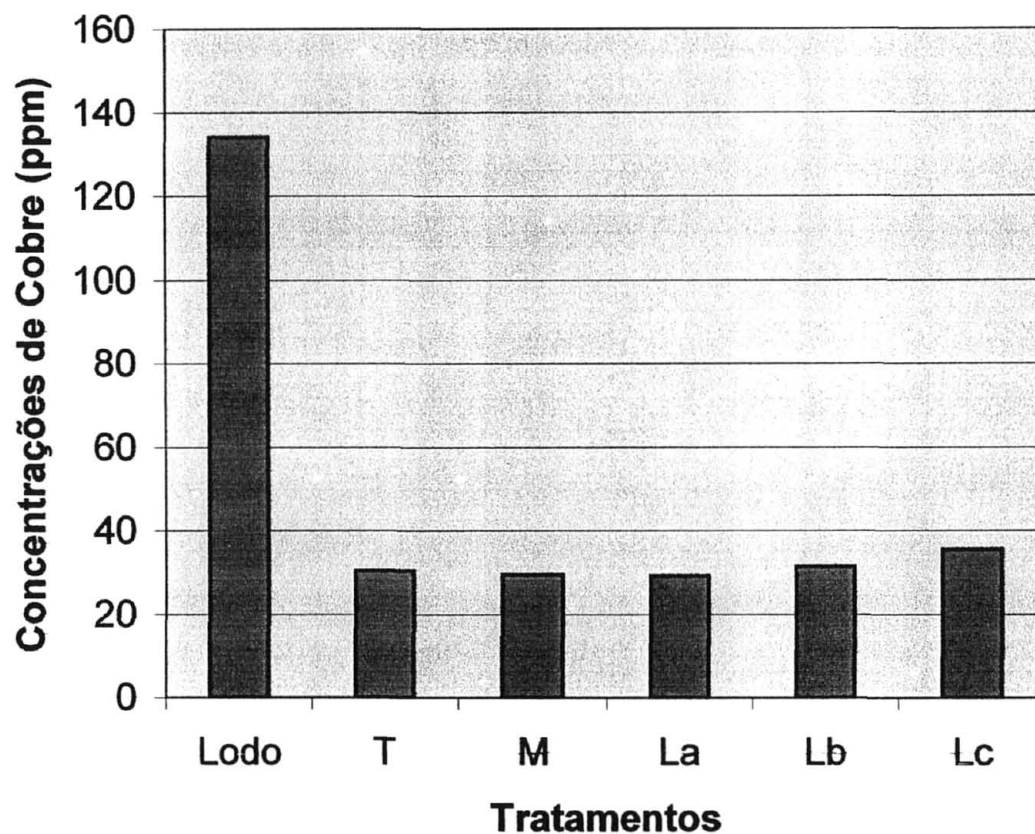


FIGURA 10: CONCENTRAÇÕES DE COBRE NO LODO E NAS PARCELAS EM JUNHO 2003

Verificamos que embora a concentração de cobre presente no lodo de esgoto esteja em nível razoavelmente alto segundo as exigências da instrução normativa IAP para a reciclagem agrícola de biossólidos (tabela 10), a sua aplicação provocou apenas leves aumentos nos tratamentos Lb e Lc, enquanto que nos demais tratamentos e testemunha os níveis permaneceram inalterados. De acordo com ALLOWAY (1993), a aplicação de lodo de esgoto pode aumentar os níveis de cobre no solo,

entretanto não há relatos de sua toxicidade para as plantas, em tratamentos realizados com lodo de esgoto.

A presença da matéria orgânica pode mascarar um possível efeito deletério de espécies químicas tóxicas presentes no lodo de esgoto sobre a microbiota. O maior estímulo do crescimento das populações microbianas na presença de matéria orgânica, em relação ao efeito inibitório de metais pode ser freqüentemente observado em solos que receberam aplicações de lodo de esgoto (LOPES, 2001).

4.2 RESPIRAÇÃO MICROBIANA

A figura 11 e a tabela 19 demonstram os valores obtidos para respiração microbiana nos tratamentos com adubação mineral, lodo de esgoto e testemunha.

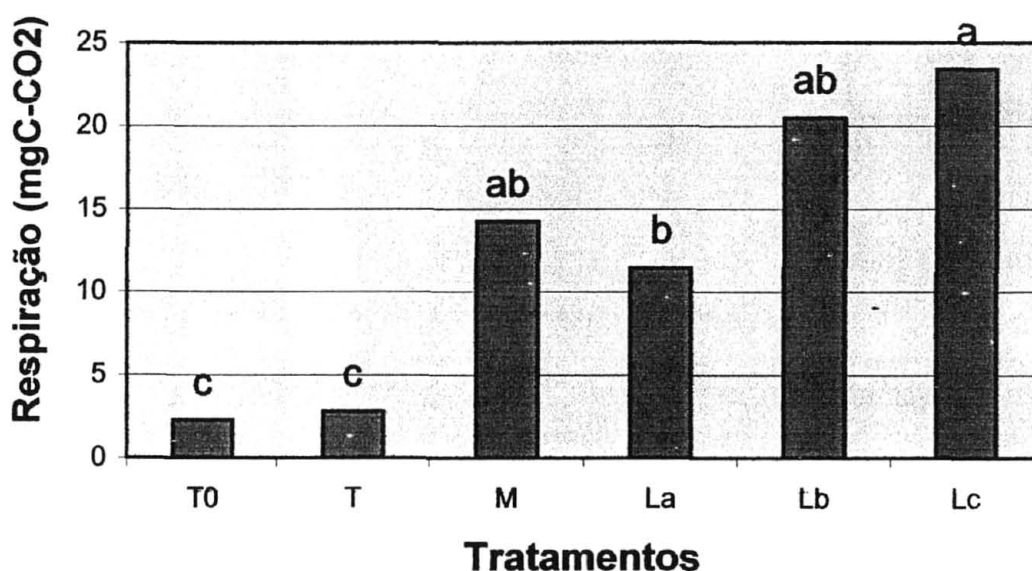


FIGURA 11: RESPIRAÇÃO MICROBIANA NOS TRATAMENTOS REALIZADOS

TABELA 19: TESTE DE MÉDIAS (TUKEY 5%) PARA OS RESULTADOS DE RESPIRAÇÃO MICROBIANA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS

| TRATAMENTO | RESPIRAÇÃO mgC-CO ₂ |
|------------|-----------------------------------|
| T0 | 2,28 c |
| T | 2,85 c |
| M | 14,23 ab |
| La | 11,44 b |
| Lb | 20,50 ab |
| Lc | 23,42 a |

Pelos dados obtidos para a respiração microbiana, expressos em $mgC-CO_2$ na tabela 19: T0 (2,28), T (2,85), M (14,23), La (11,44), Lb (20,50) e Lc (23,42), podemos concluir que a taxa de respiração microbiana encontrados nas testemunhas (T0 e T) foram estatisticamente inferiores, quando comparados aos demais tratamentos.

A respiração microbiana do solo segundo SOPPER (1993), tem sido largamente utilizada como indicador da atividade biológica do solo. SEAKER & SOPPER (1988), revelaram que a taxa de respiração do solo era extremamente alta no primeiro ano de tratamento das parcelas com a adição de lodo de esgoto, e subseqüentemente nos demais períodos houve diminuição das populações bacterianas e da taxa de respiração, com uma conseqüente estabilização.

SOPPER (1993), verificou que fungos e bactérias são introduzidos através lodo de esgoto, mas também outros microorganismos que estavam no solo em estado de latência na forma de esporos, mudam para a forma ativa e promovem uma melhora das condições químicas e físicas do solo, permitindo melhor reciclagem da matéria orgânica e nutrientes. Uma sucessão de mudanças naturais ocorre, alterando a composição da comunidade fúngica e propiciando a sua estabilização.

O tratamento que produziu maior efeito na respiração microbiana foi o Lc, onde foi aplicada uma dosagem de 240 toneladas de lodo de esgoto por hectare, contudo não apresentou diferenças estatísticas aos resultados obtidos nos tratamentos Lb com 120 toneladas de lodo de esgoto por hectare e do tratamento La com 60 toneladas de lodo de esgoto por hectare.

Os resultados de respiração microbiana encontrados neste trabalho indicaram que a adição de lodo de esgoto aumenta o metabolismo e as densidades populacionais da comunidade microbiana do solo, o mesmo verificado por SEAKER & SOPPER (1988), realizando experimentos em áreas degradadas de mineração, tratadas com lodo de esgoto na dosagem de 120 toneladas por hectare e métodos convencionais de adubação, analisaram os efeitos nas populações de bactérias, fungos, respiração microbiana e decomposição da matéria orgânica. Verificaram que as populações de bactérias heterotróficas nas parcelas tratadas com lodo de esgoto era de cinco a quinze vezes maior que nas parcelas tratadas com fertilizantes convencionais. Com relação aos fungos, a aplicação do lodo de esgoto resultou em um aumento populacional de três a quatro vezes, quando comparado com as parcelas que receberam adubação mineral convencional.

4.3 MESOFAUNA

4.3.1 Collembola

A figura 12 e a tabela 20 demonstram os valores para as médias das populações de Collembola para os tratamentos e testemunha.

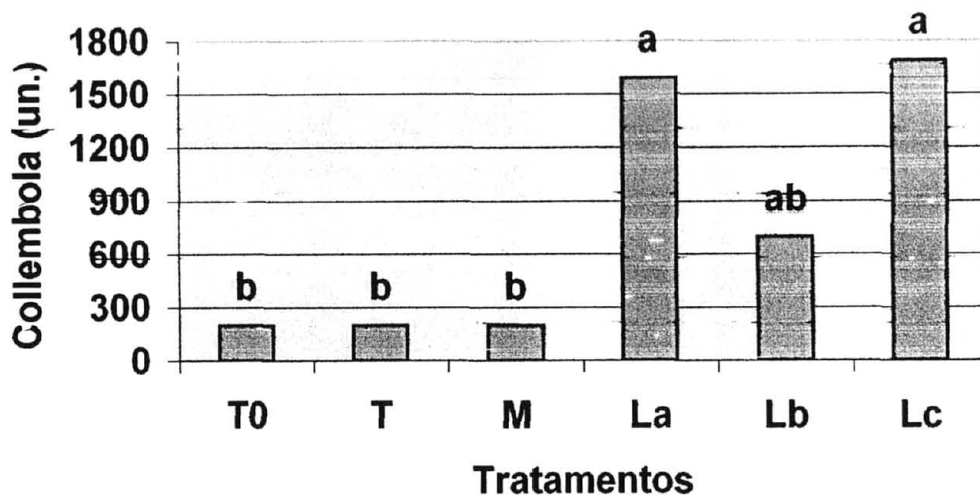


FIGURA 12: DENSIDADE POPULACIONAL DE COLLEMBOLA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS

TABELA 20: TESTE DE MÉDIAS (TUKEY 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE COLLEMBOLA OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS.

| TRATAMENTO | COLLEMBOLA m ² |
|------------|------------------------------|
| T0 | 199 b |
| T | 199 b |
| M | 199 b |
| La | 1592 a |
| Lb | 697 ab |
| Lc | 1692 a |

O teste de médias (Tukey 5%) para a contagem populacional de Collembola revelados na tabela 12 e na figura 20, demonstra que a densidade populacional para os tratamentos T0, T e M são estatisticamente iguais (199 indivíduos por metro quadrado), indicando serem dados de densidades extremamente baixas. Os melhores resultados foram encontrados nos tratamentos Lc (240 toneladas de lodo de esgoto por hectare) com uma densidade populacional de 1692 indivíduos por metro quadrado e La (60 toneladas de lodo de esgoto por hectare) com uma densidade populacional de 1592 indivíduos por metro quadrado, valores revelados pelo teste de Tukey como sendo estatisticamente iguais. O tratamento Lb (120 toneladas de lodo de esgoto por hectare) apresentou a pior resposta na densidade populacional de Collembola, com 697 indivíduos por metro quadrado, sendo a menor densidade populacional de Collembola

entre as parcelas tratadas com lodo de esgoto doméstico.

A quantidade de detritos no solo, de acordo com SEASTEDT (1984), influencia a densidade de artrópodos. WERNER & DINDAL (1987) citaram que a umidade e o teor de matéria orgânica são determinantes na distribuição de alimento, cujo padrão determinará a distribuição dos artrópodos de solo. Assim, seria esperável que, em um sistema onde é adicionada matéria orgânica, a população de microartrópodos de solo fosse maior que em um sistema convencional, independentemente da aplicação de outros fatores químicos. Este fato é observado para as populações de Collembola.

Collembola se comportam na cadeia alimentar como fungívoros, sendo muito abundantes em solos orgânicos. Em ambientes que sofreram graves perturbações, recuperam a capacidade reprodutiva rapidamente, principalmente por reproduzirem-se através de partenogênese (LINDBERG, 2003). De modo semelhante, HASEGAWA, (1997), observou que mudanças na composição da mesofauna edáfica ocorrem após a aplicação de matéria orgânica, sendo os Collembola o grupo predominante na fase inicial da decomposição, fato também observado no experimento.

As respostas verificadas pelo aumento da população de Collembola em virtude da aplicação de lodo de esgoto, podem ser explicadas, pela adição de matéria orgânica no solo via lodo de esgoto, promovendo múltiplos benefícios: a) a adição de matéria orgânica no solo, promove aumento da disponibilidade de nutrientes; b) o aumento da matéria orgânica aumenta a porosidade do solo; c) a matéria orgânica permite o surgimento de microorganismos que restauram os processos de decomposição e mineralização dos nutrientes. Com isso as populações de microartrópodos fungívoros e bacteriófagos, como os Collembola, aumentam em consequência da aplicação de lodo de esgoto, devido ao maior fornecimento de alimento (NEHER, 1999).

4.3.2 Acari

Resultados do teste de médias (Duncan 5%) para os resultados de densidade populacional de Acari em função dos tratamentos realizados e testemunha encontram-se na tabela 21 e figura 13.

TABELA 21: TESTE DE MÉDIAS (DUNCAN 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE ACARI EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS REALIZADOS

| TRATAMENTO | ACARI m ² |
|------------|-------------------------|
| T0 | 249 e |
| T | 2090 d |
| M | 5125 a |
| La | 3782 c |
| Lb | 2339 d |
| Lc | 4528 b |

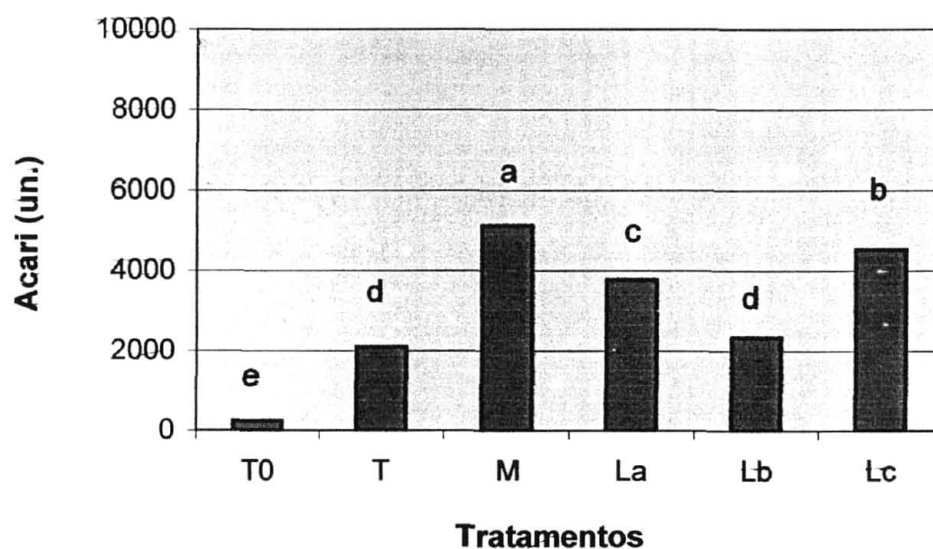


FIGURA 13: TESTE DE MÉDIAS (DUNCAN 5%) PARA OS RESULTADOS DE DENSIDADE POPULACIONAL DE ACARI OBTIDOS EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS

Foram encontradas densidades populacionais de 249 indivíduos por metro quadrado em TO (testemunha no tempo inicial do experimento sem o plantio do milho), 2090 indivíduos por metro quadrado em T (testemunha no final do experimento com o plantio do milho), 5125 indivíduos por metro quadrado no tratamento M (adubação mineral + milho), 3782 indivíduos por metro quadrado no tratamento La (lodo de esgoto na dosagem de 60 toneladas por hectare + milho), 2339 indivíduos por metro quadrado no tratamento Lb (lodo de esgoto na dosagem de 120 toneladas por hectare + milho) e finalmente 4528 indivíduos por metro quadrado no tratamento Lc (lodo de esgoto na dosagem de 240 toneladas por hectare + milho) conforme verificado na tabela 21 e figura 13.

As contagens populacionais de Acari revelaram ausência de indivíduos da subordem Oribatei nas amostragens, encontrando-se apenas populações de ácaros predadores. Resultados semelhantes foram obtidos por SAUTTER et al. (1994) estudando as densidades populacionais de Acari em diferentes ambientes de um solo degradado pela mineração de xisto a céu aberto no município de São Mateus do Sul, que da mesma forma, não verificaram a presença de Acari Oribatei em áreas recém-recompostas.

Segundo WALLWORK (1972), os Acari predadores, possuem geralmente grande habilidade em suportar condições de seca e solos perturbados, pobres em matéria orgânica, o que poderia explicar a ocorrência da maior densidade populacional de Acari estar presente na adubação mineral.

Acari predadores alimentam-se de Collembola, razão pela qual as densidades populacionais de Acari foram diretamente proporcionais às populações de Collembola conforme verificado nos tratamentos com lodo de esgoto La, Lb e Lc. Fato explicado por DUNGER (1991); NORTON (1994); NEHER (1999); MINOR (2002), onde numa sucessão ecológica de comunidades do solo em áreas severamente degradadas como a área em estudo, verificamos que primeiramente instalam-se bactérias e seus predadores. Subseqüentemente fungos e seus predadores também migram para a área. Microartrópodos, como os Collembola colonizam a área,

aumentando rapidamente a densidade populacional. Em seguida, Acari predadores de Collembola também se estabelecem e finalmente a macrofauna compõe a comunidade da fauna do solo.

4.4 CORRELAÇÕES

Os valores dos coeficientes de correlação ($5\% = 0,444$) entre os parâmetros umidade, respiração, acari, collembola e o metal cobre estão representados na tabela 22.

TABELA 22: CORRELAÇÕES ENTRE UMIDADE, RESPIRAÇÃO, ACARI E COLLEMBOLA

| | % umidade | Respiração | Acari | Collembola |
|------------|-----------|------------|-------|------------|
| Respiração | 0,37 | | | |
| Acari | 0,40 | 0,01 | | |
| Collembola | 0,42 | 0,23 | 0,19 | |
| Cobre | -0,28 | -0,34 | -0,08 | -0,15 |

Pelos valores obtidos, podemos observar que não houve relação significativa entre os parâmetros analisados, provavelmente, devido às distorções relacionadas ao microhabitat, propiciando distribuição agregada e a fatores extrínsecos às amostras de solo, da mesma maneira que MELO & LIGO (1999) enfrentaram o mesmo problema quando extraíram quatro amostras de solo por parcela de 20m X 10m sem repetições.

Mesmo assim, pelos dados apresentados, percebemos que o fator umidade apresentou uma tendência em influenciar as populações de collembola (0,42), de acari (0,40) e a respiração microbiana(0,37) positivamente. O cobre demonstrou afetar negativamente a respiração microbiana (-0,34) e praticamente não exerceu influência sobre as populações de acari e collembola. Porém não sendo estas correlações significativas a 5% de probabilidade.

4.4.1 Umidade X Collembola

Pela análise da figura 14, verificamos que a população de Collembola exibiu uma tendência em responder positivamente ao fator umidade.

Collembola são extremamente sensíveis às variações de umidade no solo CHRISTIANSEN (1964); WALLWORK (1972). Quando a umidade se apresenta em baixos índices, pode resultar em migração, baixa taxa reprodutiva e alta mortalidade (BUTCHER et al. 1971). Collembola se comportam na cadeia alimentar como fungívoros, sendo muito abundantes em solos orgânicos WERNER & DINDAL (1987); LINDBERG (2003). O plantio do milho e os tratamentos aplicados não só proporcionaram abrigo e alimento (bactérias e fungos) aos Collembola, mas também propiciaram maior retenção de umidade.

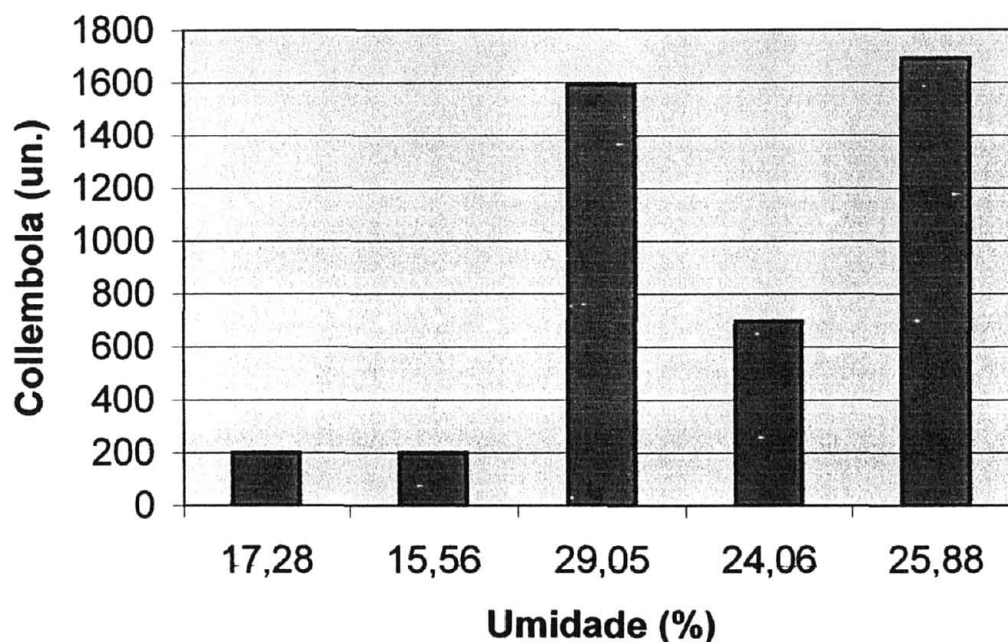


FIGURA 14: RELAÇÃO UMIDADE X COLLEMBOLA.

4.4.2 Umidade X Acari

A partir do valor de correlação obtido para umidade e Acari (0,40) demonstrado na tabela 22, bem como os resultados revelados pela figura 15, podemos concluir que o fator umidade parece exercer uma tendência em influenciar positivamente as populações de Acari.

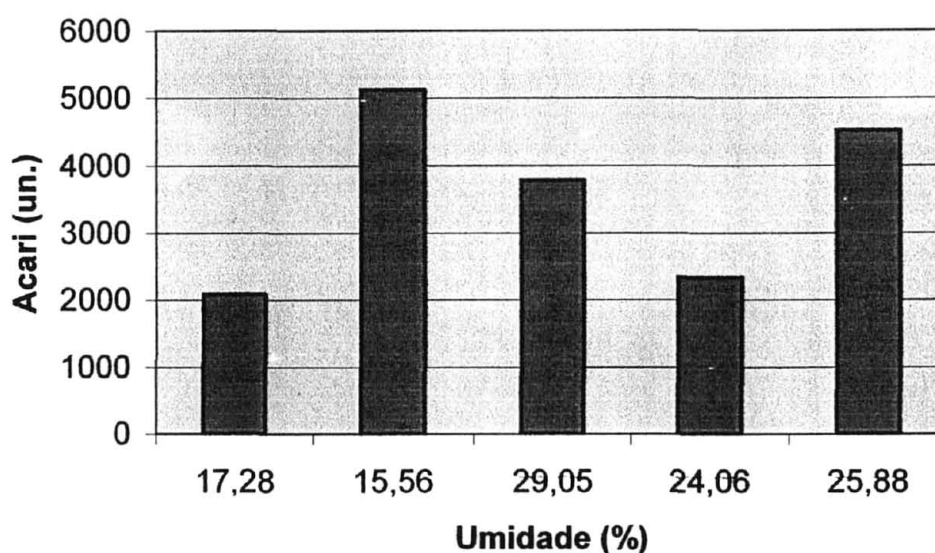


FIGURA 15: RELAÇÃO UMIDADE X ACARI.

Segundo WALLWORK (1976), o teor de umidade no solo, exerce grande influência sobre a distribuição vertical da mesofauna do solo. Acari predadores podem viver no solo, alimentando-se de outros artrópodos e nematodos. Possuem patas largas, exosqueleto quitinoso bem resistente e movimentos rápidos, pertencendo geralmente às subordens Mesostigmata e Prostigmata (WALLWORK, 1972; IRAOLA, 2001). Podemos então, baseado nesses autores, sugerir que o efeito da umidade sobre a população de Acari agiu sob dois aspectos: a) A umidade favorece o estabelecimento de populações de Acari predadores no solo, pois como estes

apresentam um exoesqueleto pouco quitinizado, tornam-se muito sensíveis à umidade, ficando predispostos à desidratação, explorando freqüentemente ambientes com maiores teores de umidade. b) O aspecto indireto que consiste na alimentação dos Acari predadores ser preferencialmente Collembola, animais influenciados diretamente pela umidade pois apresentam pequena proteção contra a desidratação; portanto quanto maior a umidade, maior a densidade populacional de Collembola que implica em maior densidade populacional de Acari.

4.4.3 Umidade X Respiração

Quando analisamos os resultados da respiração microbiana nos diversos tratamentos realizados revelados pela figura 11, verificamos que as melhores respostas foram obtidas pelos tratamentos Lb e Lc, coincidindo com altos teores de umidade também verificados na figura 16.

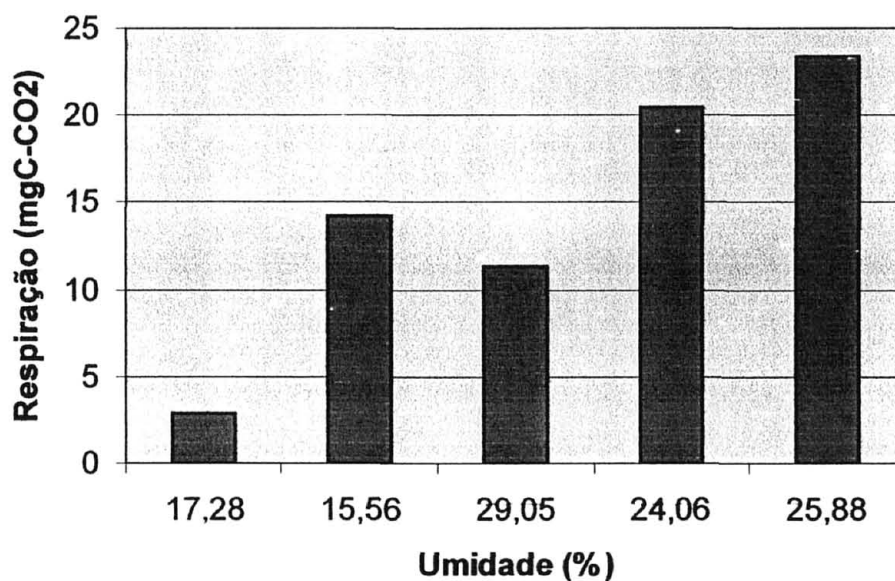


FIGURA 16: RELAÇÃO UMIDADE X RESPIRAÇÃO MICROBIANA

A presença de matéria orgânica no solo via lodo de esgoto, melhora a capacidade de retenção de água (MELO & MARQUES, 2000), o que explica os altos níveis de umidade onde foram aplicadas as dosagens de lodo de esgoto.

Podemos então determinar que a taxa de atividade microbiana foi afetada positivamente pela umidade, o que concorda com ALEXANDER (1977) e SOIL QUALITY INSTITUTE (1999).

4.4.4 Acari X Collembola

Quando comparamos as flutuações nas densidades populacionais de Acari e Collembola (figura 17), podemos verificar que em todas as parcelas, há uma densidade maior de Acari em relação à densidade populacional de Collembola, o que comprova JORDANA (1996), visto que os Acari encontrados nos diversos tratamentos eram predadores, que utilizam como principal alimento os Collembola, como comprovam EISENBEIS & WICHARD (1985)

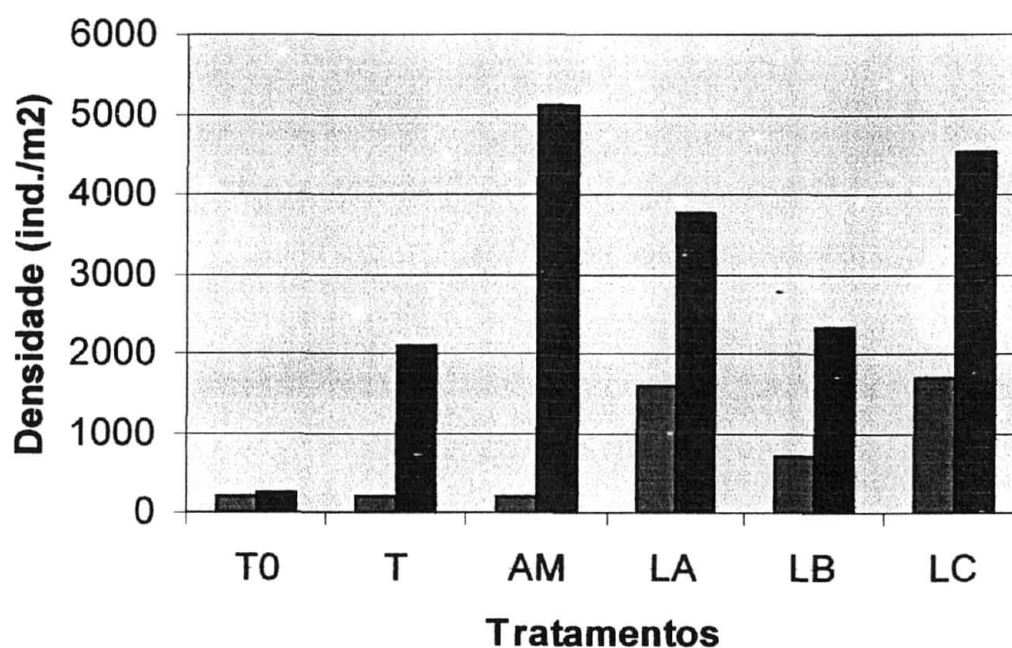


FIGURA 17: COMPARAÇÃO DAS DENSIDADES POPULACIONAIS DE ACARI X COLLEMBOLA

Na maioria dos solos, aproximadamente 90% da população de microartrópodos é composta de Collembola e Acari (WALLWORK, 1976; NORTON, 1985; MUSSURY et al., 2002).

Podemos então atribuir o fato das populações de Acari apresentarem maiores densidades que as de Collembola em todos os tratamentos, pelo fato de que os Acari encontrados nas contagens populacionais eram predadores, e tinham como presa Collembola. Acrescentando-se ainda que segundo IRAOLA (2001), os Acari predadores podem ainda se alimentar de fungos e resíduos orgânicos, comportando-se como omnívoros, certamente significa uma maior disponibilidade de alimento e conseqüentemente permite maior expansão da densidade populacional.

4.4.5 Cobre x respiração

Pela análise de correlações entre o fator cobre presente no lodo de esgoto sobre a respiração do solo, observamos que há uma tendência deste metal em influenciar negativamente as taxas de respiração microbiana.

Muitos estudos têm focalizado especificamente, os efeitos dos metais na atividade microbiana em solos onde foram aplicadas dosagens de lodo de esgoto doméstico como tratamento. SOPPER (1993), observou que a aplicação de lodo de esgoto, contendo metais pesados, e incorporado ao solo, reduziu a inibição da atividade bacteriana pelos metais. Revelou ainda que a respiração microbiana e a população de fungos, são reduzidas em solos com altos níveis de metais, baixas concentrações de nutrientes e pH ácido.

O uso do lodo de esgoto como tratamento de áreas degradadas, elimina a fase inicial de recuperação, que caracteriza-se por apresentar o crescimento das plantas e a atividade dos microorganismos em níveis muito baixos. Com a aplicação do lodo de esgoto, rapidamente ocorre aumento do número e da atividade microbiana do solo, sendo que esse efeito, provoca alterações positivas no ecossistema, levando a um melhor crescimento das plantas. O restabelecimento normal das populações do

ecossistema edáfico e dos processos nele envolvidos na profundidade de 5 cm, ocorrem dentro de dois anos e não demonstra tendência a se deteriorar (SEAKER & SOPPER, 1988).

A aplicação de lodo de esgoto, pode aumentar substancialmente os níveis de cobre no solo, entretanto não há relatos de sua toxicidade para as plantas, em tratamentos realizados com lodo de esgoto. A atividade microbiana se apresenta muito mais sensível ao cobre presente no lodo de esgoto (ALLOWAY, 1993).

Diminuição da biomassa microbiana do solo que continha grandes quantidades de elementos potencialmente tóxicos, como metais pesados, foi observado por BROOKES & MACGRATH (1984), que atribuíram essa diminuição a um possível efeito tóxico desses elementos.

4.5 DIAGRAMAS DE DISPERSÃO

Os diagramas de dispersão mostram projeções bidimensionais dos pontos obtidos pela interpolação das variáveis dependentes e independentes. Para os coeficientes de correlação baixos, foram analisados os diagramas de dispersão, a fim de observar tendências parciais que levassem a aplicação de equações funcionais curvilíneas logarítmicas e/ou exponenciais.

O resultado para umidade x Collembola, demonstrado na figura 18 apresentou uma tendência de correlação. Os demais diagramas não demonstraram tendências de correlação, razão pela qual estão apenas demonstrados em anexos.

A umidade tem um papel importante no grau de distribuição dos Collembola (WALLWORK, 1976), demonstrando serem extremamente sensíveis à esse fator (SAUTTER et al., 1996).

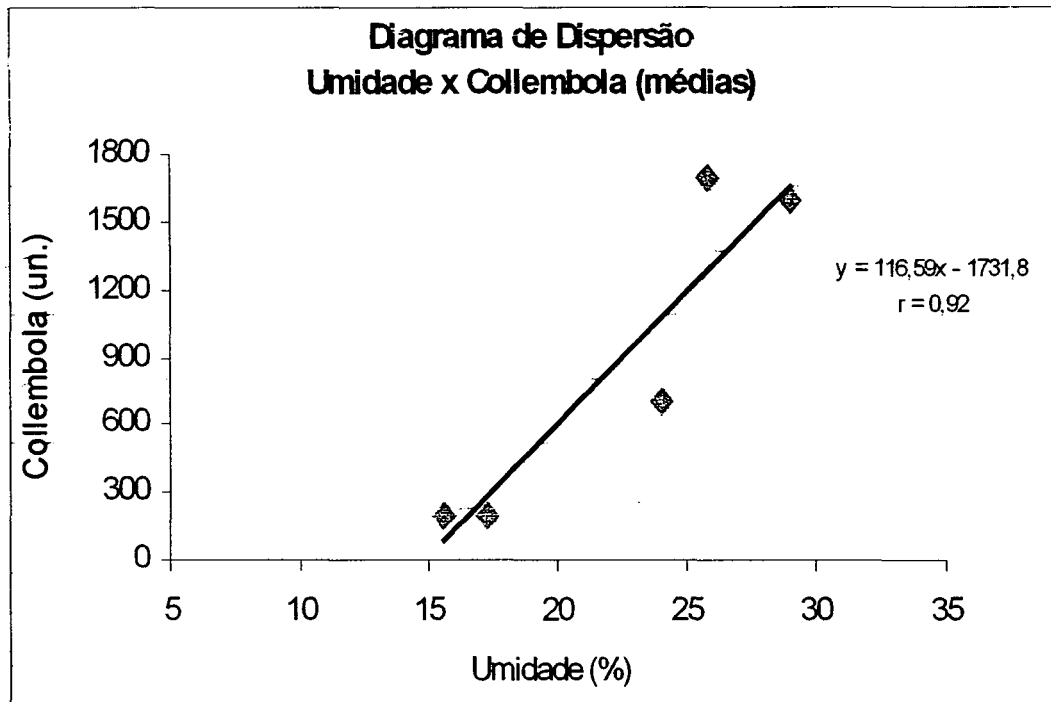


FIGURA 18: GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X COLLEMBOLA

5 CONCLUSÕES

a) As populações de Collembola foram fortemente influenciadas pelo teor de matéria orgânica e responderam positivamente com aumento de 8 vezes em relação à testemunha à adição de doses de lodo de esgoto. Os melhores resultados foram encontrados no tratamento Lc (240 t/ha.). A umidade é um fator limitante a sua densidade populacional, provocando aumentos de até 8 vezes em relação à testemunha.

b) As contagens populacionais de Acari revelaram ausência de indivíduos da subordem Oribatei, ocorrendo apenas populações de ácaros predadores. Todos os tratamentos exerceram efeitos positivos sobre a densidade populacional de Acari, exceto a testemunha. A matéria orgânica atuou como principal responsável pelo acréscimo. A umidade também exerce influência positiva sobre as populações de Acari.

c) A adição de lodo de esgoto aumenta a respiração da comunidade microbiana do solo em até dez vezes em relação à testemunha. O tratamento que surtiu melhor efeito foi o Lc (240 t/ha.). Há uma estreita relação positiva entre os níveis de carbono, umidade e a atividade microbiana. As melhores respostas foram obtidas nos tratamentos Lb (120 t/ha.) e Lc (240 t/ha.).

d) As populações de Acari mantiveram-se maiores que as de Collembola em todos os tratamentos, exceto na testemunha.

e) É possível a recolonização e a recuperação de uma área severamente degradada com a utilização de lodo de esgoto doméstico.

f) O uso do lodo de esgoto como tratamento de áreas degradadas elimina a fase inicial de recuperação, ocorrendo rapidamente aumento do número e da atividade

microbiana, provocando alterações positivas no ecossistema e levando a um melhor crescimento e desenvolvimento das plantas.

g) Para contornar distorções populacionais de Acari e Collembola, geradas pelo fator distribuição agregada, sugere-se que sejam retiradas, o maior número possível de amostras preliminares de cada parcela.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Fórum nacional de normatização: NBR 10.004 Resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 1987. 63p.
- ALEXANDER, M. **Introducion to soil microbiology**. 2 ed. New York, John Wiley, 1977. 472 p.
- ALEXANDER, M. **Introducción a la microbiología del suelo**. Libros y Editoriales, México D.F. 1980. 491 p.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1993.
- ALMEIDA, W.C; ANDREOLI, C. V.; IHLENFELD, R.G.K. **A Saúde da Terra: Problemas e Perspectivas** Curitiba: Editora Nova Didática, 2002. 80p.
- ALVAREZ, R et al. **Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems**. Biol. Fert. Soils, v.19, p.227-230, 1995.
- AMUNDSEN, C. E. et al. **Organic contaminants in some norwegian sludge amended soils** - Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may. 1997. Preprint
- ANDERSON, R.V. et al. Effects of saprotrophic grazing on net mineralization – Role of soil fauna. In: CLARK, F.E.; ROSSWALL, T. (eds) **Terrestrial nitrogen cycles: processes, ecosystem strategies and management impacts**. Ecological Bulletins, v. 33, p.201–216, 1981.
- ANDERSON, J.M. et al Interactions of invertebrates, microorganisms and tree roots in nitrogen and mineral element fluxes in deciduous woodland soils. In: Fitter, A.H. (ed.) **Ecological interactions in soil**. Blackwell, Oxford, 1985. p. 377–392.
- ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. **Volatilização de amônia após adição de lodo de esgoto a um latossolo vermelho amarelo**. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 1999, Brasília, DF. Anais... Brasília: SBCS, 1999.
- ANDRAUS, S. et al. Agentes patogênicos - bactérias entéricas. In ANDREOLI, C.V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba, PR: SANEPAR, Finep, 1999. p.26-155.
- ANDRÉN, O. et al. **Soil biotic interactions in the functioning of agroecosystems. Agriculture**. Ecosystems and Environment, v. 24, p.57–67, 1988.
- ANDREOLI, C. V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema**. Curitiba, 1999. Dissertação (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná.
- ANDREOLI, V. A.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C. **Reciclagem agrícola do lodo de esgoto: Estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônomico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária**. 2. ed. Curitiba, PR: Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR. 1999.
- ANDRES, P. **Ecological risks of the use of sewage sludge as fertilizer in soil restoration effects on the soil microarthropod populations**. Land Degradation and Development, 1999. p.67-77.

- ARBEA, J. I.; ZUMETA, J. B. **Ecología de los Colémbolos (Hexapoda, Collembola) en Los Monegros (Zaragoza, España)**. Conferencia apresentada no IX Congresso Ibérico de Entomologia, Zaragoza, jul. 2000. Aracnet 7 Rev. Elet. Entom. Bol. S.E.A. n.28. 2001. Disponível em: <<http://entomologia.rediris.es/aracnet/7/03ecolembolos/>> acesso em 25 de mar 2003.
- BALENSIEFER, M. Estado da Arte em Recuperação e manejo de áreas degradadas frágeis e/ou degradadas in **Recuperação e manejo de áreas degradadas no contexto da EMBRAPA e do SNPA**, Campinas, 1998. EMBRAPA-CNPMA. p.15-18.
- BALOGH, J. & BALOGH, P. **The oribatid mites genera of the world**. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 1992. v. 1, 263 p. v. 2. 375p.
- BAMFORD, S. S. Protozoa: recycling and indicators of agro-ecosystem quality. In: Benckiser, G. (ed.) **Fauna in Soil Ecosystems**. Dekker, New York, 1997. p.63-84.
- BARDGETT, R. D.; GRIFFITHS, B. S. Ecology and biology of soil protozoa, nematodes, and microarthropods In: ELSAS, J. D. VAN.; TREVORS, J. T.; WELLINGTON, E. M. H. **Modern Soil microbiology**. Marcel Dekker, Inc. New York: 1997. p.129-152.
- BATTIGELLI, J. & BERCH, S. **Soil Fauna in the Sub-Boreal Spruce (SBS) Installations of the Long-Term Soil Productivity (LTSP) Study of Central British Columbia: One-Year Results for Soil Mesofauna and Macrofauna**. Research Note. Ministry of Forests Victoria - Canada. 2002.
- BELLINGER, P.F.; CHRISTIANSEN, K.A. & JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola of the World**. Department of Biology, California State University, Northridge, CA. Department of Biology, Grinnell College, Department of Biology, University of Antwerp. (RUCA), Antwerp, Belgium 2003. Disponível em: <<http://www.collembola.org>> acessado em 15 fev. 2003.
- BENGTSSON, J. & BAUR, B. Do pioneers have *r*-selected traits? **Life history patterns among colonizing terrestrial gastropods**. *Oecologia*, v. 94, p.17-22, 1993.
- BENGTSSON, J. et al. Food webs in soil: an interface between population and ecosystem ecology. In: JONES, C. & Lawton, J. (eds) **Linking Species and Ecosystems**. Chapman and Hall, New York, 1995. p.159-165.
- BENGTSSON, J. Dispersal, heterogeneity and resistance: challenging soil quality assessment. In: STRAALLEN, N.M., LUKKE, H. (Eds.) **Ecotoxicological Risk Assessment of Contaminants in Soil**. Chapman & Hall, London, 1997. p.191- 212.
- BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: : BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.259-268.
- BLAIR, J. M. et al.. Soil invertebrates as indicators of soil quality. In **Methods for Assessing Soil Quality**, SSSA Special Publication, 1996. p.273-291.
- BMU - Bundesumweltministerium. **Organische Schadstoffe bei der Klärschlammverwertung**. -abfall-brief, 1999. p.10-13.
- BOATMAN, et al. **The Environmental Impact of Arable Crop Production in the European Union: Practical Options for Improvement**. EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE-GENERAL, ENVIRONMENT, NUCLEAR SAFETY AND CIVIL PROTECTION. UK. 1999. 179p.

BOOTH, R.G. & ANDERSON, J.M. **The influence of fungal food quality on the growth and fecundity of *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae).** *Oecologia*, v.38, p.317-323, 1979.

BRACHO, A. et al. **Cambios en la Cantidad y la Biodiversidad de la Mesofauna en un Suelo Degradado con Aplicación de Abono Orgánico.** *Rev. Fac. Agr. (LUZ)*, v.16, p.187-195, 1999.

BRANDÃO, E.M. Os componentes da comunidade microbiana do solo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p.1-15.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 05, de 15 de junho de 1998. In: CETESB. **Legislação federal: controle da poluição ambiental (Atualizada até novembro, 1995).** São Paulo: CETESB, 1995.

BROOKS, P.C. & MCGRATH, S.P. **Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass.** *Journal of Soil Science*, v.35, p.341-346, 1984.

BROWN, G. G. et al. **Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no-tillage agroecosystems: a preliminary analysis.** Paper based on an oral presentation at the "International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems". Embrapa Soja, Embrapa Agrobiologia, Universidade Estadual de Londrina. Montreal, Canada. p. 8-10 november 2001.

BURGE, W.D. et al. **Criteria for achieving pathogen destruction during composting.** *Journal of Water Pollution Control*, v. 53, p.1683-1689, 1981.

BUTCHER et al. **Bioecology of edaphic collembola and acarina.** *Annual Review of Entomology*. Palo Alto, v. 16, p.249-288, 1971.

CARDOSO, E.J.B.N. Ecologia microbiana do solo. In: CARDOSO, E.J.B.N. et al. **Microbiologia do solo.** Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p.33-39.

CBS (Statistics Netherlands). *Boeren in een veranderend milieu.* CBS Voorburg, The Netherlands. 1997.

CHAGNON, M. et al. **Community structures of Collembola in sugar maple forests: relations to humus type and seasonal trends.** *Urban & Fischer Verlag. Pedobiologia*, v.44. 2000. p.148-174 disponível em: < <http://www.urbanfischer.de/journals/pedo> > acessado em: 18 jan. 2003.

CHANEY, R. L.; RYAN, J. A.; O'CONNOR, G. A. **Pathway Analysis of Terrestrial Risks from PCBs in Land-Applied Biosolids Based on Field Measured Transfer Coefficients.** *Proc. Conf. Management of Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land.* Apr. 30 to May 2, 1997. Copenhagen, Denmark. Dept. Environ. Sci. Eng., Technical University of Denmark, Copenhagen. 1998.

CHRISTIANSEN, K. **Bionomics of collembola.** *Ann. Rev. Entomol.* Palo Alto, v.9, p.147-178, 1964.

COLLEGE OF AGRICULTURAL SCIENCES. **Land Application of Sewage Sludge in Pennsylvania: What Is Sewage Sludge and What Can be Done With It?** . 1999. Disponível em: < <http://pubs.cas.psu.edu/FreePubs/uc161.html> > acesso em 18 mar. 2003.

COUSINS, I. T. et al. **Measured and predicted volatilisation fluxes of PCBs from contaminated sludge-amended soils.** *Environmental Pollution*, 1997. p. 229-238.

- Da SILVA, S. M. C. P. et al. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M. von.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - UFMG & Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, v. 6, p. 69-121, 2001.
- DARBYSHIRE, J.F. et al **Excretion of nitrogen and phosphorus by the soil ciliate *Colpoda steinii* when fed the soil bacterium *Arthrobacter* sp.** Soil Biology and Biochemistry, v.26., p.1193-1199, 1994.
- DAVID, J.F.; PONGE, J.E.; DELECOUR, F. **The saprophagous macrofauna of different types of humus in beech forests of the Ardenne (Belgium).** Pedobiologia, v 37, p. 49-56, 1993.
- DE LA ROSA, D. & CROMPVOETS, J. **Evaluating mediterranean soil contamination risk in selected hydrological change scenarios.** Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 67, p.239-250, 1998.
- DE WOLFE, W. ; FEIJTEL, T. **Terrestrial risk assessment for linear alkyl benzene sulfonate (LAS) in sludge-amended soils: a literature review.** Submitted Proceedings Specialty Conference "Management and fate of toxic organics in sludge applied to land", Copenhagen, April 30 - May 2, 1997.
- DEHARVENG, L. **Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France).** *Conservation Biology*, v.10, p.74-84, 1996.
- DIAS, L. E. & MELLO, J. W. V. **Recuperação de áreas degradadas.** Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1988.
- DIDDEN, W.A.M. **Ecology of terrestrial Enchytraeidae.** *Pedobiologia*, v.37, p.2-29, 1993.
- DINDAL, D. L et al. Effects os sewage effluent disposal on community structure of soil invertebrates. In: VANEK, J. (Ed.) **Progress in Soil Zoology.** Proc. 5th Int'l. Coll on Soil Zool., The Hague: Junk, 1975. p.419-427.
- DOMMERGUES, Y. R et al.. **Limiting factors for microbial growth and ativity in soil.** Advances in Microbial Ecology, v.2, p. 49-104, 1978.
- DUARTE-DAVIDSON, R. et al. **Exploring the balance between sources, deposition and the environmental burden of PCDD/Fs in the UK terrestrial environment: an aid to identifying uncertainties and research needs.** Environ. Sci. Technol, v. 31, p. 1-11, 1995.
- DUNGER, W. **Arthropods in primary sucesion.** In: Proc. 4th ECE/XIII. Godollo: SIEEC, 1991. p. 696-702.
- EDWARDS, C.A. Changes in agricultural practice and their impact on soil organisms. In: JENKINS, D. (ed.) **Agriculture and the Environment.** ITE, Monks Wood, 1984. p.56-65.
- EGGLETON, P. et al Taxonomy. In: **The IBOY-MACROFAUNA project: Report of an international workshop held at Bondy (France)** 19-23, LAVELLE, P. & FRAGOSO, C. (Eds.). IRD, Bondy, France, 2000. p.18-23.
- EHRNSBERGER, R. **Bodenzoologie und Agrarokosysteme.** Inf Natursch. Landschaftspfl, v.6, p.11-41, 1993.

EIJSACKERS, H. & BUND, C.F. Effects on soil fauna. In: HANCE, R.J. **Interactions between herbicides and the soil**. London: Academic Press, 1980. p.255-305.

ELJARRAT, E.; CAIXACH J.; RIVERA, J. **Effects of sewage sludges contaminated with polychlorinated dibenzo-p- dioxins, dibenzofurans, and biphenyls on agricultural soils**. Environmental Science and Technology. ELSEVIER Forest Ecology and Management, v.138, p.357-368, 2000.

EMBRAPA AGROBIOLOGIA. **Populações de actinomicetos como componentes da comunidade bacteriana nos solos**. Disponível em <<http://www.cnpab.embrapa.br/servicos/baby/actino.html>> acesso em 18 abr. 2003.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Process design manual: land application of sewage sludge and domestic septage**. Washington, 1995. 290p.

EVANYLO, G.; MCGUINN, R. **Agricultural Management Practices And Soil Quality: Measuring, assessing, and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes**. Virginia State University. Disponível: < <http://www.ext.vt.edu/pubs/compost/452-400/452-400.html> >acesso em 05 abr. 2003.

FAO **Prevention and disposal of obsolete and unwanted pesticide stocks in Africa and the Near East**. Rome, Food and Agriculture Organization. 1995. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/W8419E/W8419e09.htm#7> > acessado em 25 nov. 2002.

FAO **Conservation and Management of Soil Biodiversity and its role in Sustainable Agriculture**. 2001 Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/agl/agll/soilbiod/soilbtxt.htm#biod>> Acesso em 16 abr. 2003.

FAO/IFA. **Fertilizer Strategies**. Rome and Paris, Food and Agriculture Organization and International Fertilizer Industry Association. 1999. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/agl/agll/ch10/ch104.pdf>> acessado em 15 jan. 2003.

FERNANDES, F.; SILVA, SM.C.P. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - ABES, Rio de Janeiro - 1999, 84p.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; IARA, A. I. Riscos associados ao uso do lodo de esgoto biossólidos. In: **Uso e manejo de lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999.

FILSER, J. et al **Effects of previous intensive agricultural management on microorganisms and the biodiversity of soil fauna**. Plant and Soil, v.170, p.123–129, 1995.

FOISSNER, W **Protozoa as bioindicators in agroecosystems, with emphasis on farming practices, biocides, and biodiversity**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.62, p.93–103, 1997.

FOOD SAFETY AND SECURITY, **Sludge dioxins contaminate crops**, 2001. 13p.

FRESQUEZ, P. R. E. ; LINDEMAN, W. C. **Soil and rhizosphere microorganisms in amended coal mine spoils**. Soil Sci. Soc. Am. J. Madison, v. 46, p. 571-755, 1982.

GACGC **World in Transition: The Threat to Soils. Annual Report**. German Advisory Council on Global Change. Bonn, Economica Verlag GMBH. 1994.

- GAN, D. R. BERTHOUEX, P. M. **Disappearance and crop uptake of PCBs from sludge-amended farmland.** *Water Environment Research*, v.66, p. 54-69, 1994.
- GASPARD, P.G.; SCHWARTZBROD, J. **Helminth eggs in wastewater: quantification technique.** *Water Science and Technology*, v.31, p. 5-6, p.443-446, 1995.
- GASPARD, P.G.; WIART, J.; SCHWARTZBROD J.A. **Method for assessing the viability of nematode eggs in sludge.** *Environmental Technology*, v.17, p.415-420, 1996.
- GEISSEM, V & BRÜMMER, G.W. **Decomposition rates and feeding activities of soil fauna in deciduous forest soils in relation to soil chemical parameters following liming and fertilization.** *Biol Fertil Soils*. Springer Verlag, 1999. p.335-342.
- GIGER, W. et al **Behavior of LAS in sewage and sludge treatment and in sludge-treated soil.** Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint
- GOTTSCHAL, J. C. **Phenotypic response to environmental changes.** *FEMS Microbiology and Ecology*, v. 74, p. 93-102, 1990.
- GRIEBEL, G. E. et al. Use of composted sewage sludge in revegetation of surface-mined-areas. In: SOPPER, W. E. (Ed). **Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land.** University Park, PA : Pennsylvania State University, 1979.
- GRÜTTNER, et al. **Fate of selected organic substances in Danish wastewater treatment plants with nutrient removal.** Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint
- GRÜTTNER, H.; et al. **Fate of selected organic substances in Danish wastewater treatment plants with nutrient removal.** Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint.
- HÅGVAR, S.; ABRAHAMSEN, G. **Microarthropoda and Enchytraeidae (Oligochaeta) in naturally lead-contaminated soil: a gradient study.** *Environ. Entomol.* 1990. p.1263-1277.
- HÅGVAR, S. **Log-normal distribution of dominance as an indicator of stressed soil microarthropod communities?** *Acta Zoologica Fennica*, v. 195, p. 71-80, 1994.
- HÅGVAR, S. **Mites (Acari) developing inside decomposing spruce needles: Biology and effect on decomposition rate.** *Pedobiologia*, v. 42, p.358-377, 1998.
- HANSEN, P. F. et al. **Effect of Dimethoate on Body Growth of Representatives on the Soil Living Mesofauna.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.33, p.207-216, 1996.
- HASEGAWA, M.; TAKEDA, H. **Carbon and nutrient dynamics in decomposing needle litter in relation to fungal abundances.** *Pedobiologia*, v. 40, p.171-184, 1996.
- HASEGAWA, M. **Changes in Collembola and Cryptostigmata communities during the decomposition of pine needles.** *Pedobiologia*, v. 41, p. 225-241, 1997.
- HAYS, B. D. **Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludges.** *Water Research*, v. 11, p. 583-595, 1977.
- HELOU, L. C. **Otimização de estações de tratamento de esgotos convencionais por lodos ativados com aproveitamento dos efluentes para reuso.** São Paulo, out/2000. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 265p.

- HEYMAN, S.; WEAVER, J. **A Pictographic Key to Leaf Litter Arthropods from the Missouri Ozark Forest Ecosystem Project (MOFEP)**. Department of Biological Sciences, University of Missouri. 1999. Disponível em: <
<http://www.missouri.edu/~bioscish/index.shtml>> acessado em 12 abr. 2003.
- HINESLY, T. D. et al. **Transfer of sludgeborne cadmium through plants to chickens**. *Agric. Food Chem.*, v. 33, p. 173-180, 1985.
- HOLMSTRUP, M. **Strategies for Cold and Drought Tolerance in Permeable Soil Invertebrates** Doctor's Dissertation. National Environmental Research Institute - Ministry of the Environment, Denmark. 2002. 196p.
- HOPKIN S.P. **Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)**. Oxford University Press, Oxford. 1997.
- HUHTA, V. et al. **Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests**. *Applied Soil Ecology*, v. 10, p. 277-288, 1998.
- HÜLSTER, A. **Transfer von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/PCDF) aus unterschiedlich stark belasteten Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen**. Diss. Universität Hohenheim, Stuttgart. 1994.
- Instrução Normativa do IAP sobre Uso do Biossólido, 2000.
- IRAOLA, V. **Introducción a los Ácaros (II): Hábitats e importancia para el hombre** Departamento de Ecología y Zoología. Universidad de Navarra. Pamplona (Navarra). *Aracnet 7 -Bol. S.E.A.*, n. 28. p. 141—146. 2001. disponível em <
<http://entomologia.rediris.es/aracnet/7/10acaros/index.htm>> acessado em 25 de mar. 2003.
- IRMLER, U. **Sukzession der Streubesiedlung durch Bodentiere (Oribatida, Collembola) in verschiedenen Waldtypen**. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, v. 26, p. 275–282, 1996.
- IRMLER, U **Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests**. *Pedobiologia*, v. 44, p. 195-118, 2000.
- JACOBS, L. W. et al. **Effects of Trace Organics in Sewage Sludges on Soil-Plant Systems and Assessing their Risk to Humans**, In: **Land Applications of Sludge: Food Implications**. Chelsea, Michigan. USA 1987. p101-133.
- JAMIESON, B.G. **Phylogenetic and phenetic systematics of the opisthoporus Oligochaeta**. 3 ed. *Evolution Theory*, 1978. p. 195-223.
- JONES, K. C.; NORTHCOTT, G. L. **Organic Contaminants in Sewage Sludges: A Survey of UK Samples and a Consideration of their Significance**. Final Report to the Department of the Environment, Transport and the Regions. Water Quality Division. 2000.
- JORDANA, R. **Ecología y aspectos funcionales de la biodiversidad en el suelo**. *Agricultura Ecológica e Desarrollo rural*. II Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Pamplona -Iruña septiembre 1996.
- KAGEYAMA, et al., **Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas** In- Um sistema de produção para a reabilitação de áreas degradadas in **Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas. Anais**. UFPR, Curitiba. 1990. p. 1-7.

KALE, R.D. Annelids. In VEERESH, G.K.; RAJAGOPAL, D. (Eds) **Applied Soil Biology and Ecology**. New Dheli: Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. 1988. p. 90-109.

KEVAN, D.K.McE. **Soil animals**. Northumberland Press, Gateshead on Tyne, UK. 1968.

KNOEPP, J. D. et al. **Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use**. Elsevier Forest Ecology and Management, v.138, p. 357-368, 2000.

KOEHLER, H.H. **The use of soil mesofauna for the judgement of chemical impact on ecosystems. Agriculture**. Ecosystems and Environment, 1992. p.193-205.

KROGH, P.H. et al; **Økotoksikologisk vurdering af spildevandsslam i landbrugsjord**. Ecological assessment of sewage sludge on farm land. Danish Environmental Protection Agency. Arbejdsrapport Nr. Working Report, v. 43, p. 43-53, 1996.

KROGH, P.H. **Microarthropods as Bioindicators: A Study of Disturbed Populations** PhD thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, 1994. 96p.

KULLING, D.; STADELMANN, F.; HERTER, U. **Sewage sludge, fertilizer or waste**. Swiss Federal Research Station for Agroecology and agriculture in 8046 Zurich-Reckenholz Switzerland. 2001.

LANGENKAMP, H.; PART, P. **Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use: European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability Soil and Waste Unit**. Brussels. 2001.

LARA, A. I.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. **Avaliação dos impactos ambientais e monitoramento da disposição final do lodo**. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M. von.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - UFMG & Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, v. 6, p. 462-482, 2001.

LAVELLE, P. et al. **Mutualism and biodiversity in soils**. Plant and Soil, v.170, p. 23-33, 1995.

LINDBERG, N. **Soil Fauna and Global Change: Responses to Experimental Drought, Irrigation, Fertilisation and Soil Warming** Doctoral thesis. 2003. Uppsala Swedish. University of Agricultural Sciences.

LINDEN, D.R. et al. Faunal indicators of soil quality. In: DORAN, J.W. et al. (eds.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Soil Science Society of America, Inc. 1994.

LOPES, E.B.de M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. Piracicaba: Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiróz”, 2001. 65p.

LUCCHESI, L. A. C. **Influência de sucessões de culturas forrageiras e adubações sobre a recuperação de algumas características de um solo degradado pela mineração do xisto e sobre a sua mesofauna edáfica (Acari e Collembola)**. Curitiba: Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 1988. 252p.

LUCCHESI, L.A. C. ; MORAES, A. ; SANTOS, H. R. ; SOUZA, M.L.P. Pastagens: Um sistema de produção para a reabilitação de áreas degradadas in **Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas**. Anais. UFPR, Curitiba, 1992. p. 83-92.

- LUDUVICE, M. **Uso e disposição final de lodos orgânicos - biossólidos**. In: Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários. (Brasília, DF, 1996) **Anais**. Brasília: CAESB, 1996.
- LUFF, M. L.; HUTSON, B. R. Soil fauna populations In: HACKETT, B. (Ed.) **Land reclamation practice**. Guildford: IPC Business Press Ltd. 1977.
- MADSEN, T. et al. **Application of sludge on farmland - quality objectives, level of contamination and environmental risk assessment**. Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint
- MAKESCHIN, F. Earthworms (Lumbricidae: Oligochaeta): important promoters of soil development and soil fertility. In: BENCKISER, G. (ed.) **Fauna in Soil Ecosystem** Dekker, New York. 1997. p.173-223.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: ProduQuímica. 1994. 153p.
- MARAUN, M.; SCHEU, S. **Changes in microbial biomass, respiration and nutrient status of beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter processed by millipedes (*Glomeris marginata*)**. Oecologia, v. 107, p.131-140, 1996.
- MARSHALL, V.G. Sustainable forestry and soil fauna diversity. In: FENGER, M.A.; MILLER, E.H.; JOHNSON, J.A.; WILLIAMS, H.R. (eds). **Our living legacy**. Royal British Columbia Museum, Victoria, BC. 1993. p.239-248.
- MATTIAZZO, E. M.; de ANDRADE, C. A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.203-208.
- MAZZUCATO, V. and Niemeijer, D.. **Overestimating Land Degradation, Underestimating Farmers in the Sahel, Drylands Issues Paper**. London, International Institute for Environment and Development 2001. disponível em: <http://www.iied.org/pdf/dry_ip101eng.pdf [Geo-2- 169]> acessado em 15 jan. 2003.
- MCLACHLAN M. S. **Persistence of PCDD/Fs in a Sludge-amended soil**. Environmental Science & Technology, v.30, p. 2567-2571, 1996.
- MELO, J. W.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.
- MELO, L.A.S. & LIGO, L.A.V. **Amostragem de solo e Uso de "Litterbags" na Avaliação Populacional de Microartrópodos Edáficos** Sci. Agric. Piracicaba, v. 56, n. 3, jul 1999.
- MIELNICZUK, J. & SCHNEIDER, P. Aspectos sócio-econômicos do manejo de solos no Sul do Brasil. In: **Simpósio de Manejo do solo e Plantio Direto no sul do Brasil, 1 & Simpósio de Conservação do solo do Planalto, 3.**, 1984. Anais, Passo Fundo, PIUCS, UPF. p. 3-27.
- MINOR, M. A. et al. Biomass Power for Rural Development Technical Report: **Impact of Willow Biomass Crops on Abundance and Diversity of Soil Microarthropods**. Short-Rotation Woody Crops Program State University of New York College of Environmental Science & Forestry, 2002. 58p.

MINOR, S. **Soil Mites and Other Animals**. State University of New York. College of Environmental Science and Forestry. Disponível em: <
<http://web.syr.edu/~maminor/mites.html>> acessado em 10 abr. 2003.

MIYAZAWA, M. et al. Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais pesados no solo e na planta. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. de; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: Transformando problemas em soluções**. Curitiba, PR: SANEPAR, Finep, 1999 p. 204 - 225.

MJP-G (Multy year plan crop protection, Emission Evaluation, Comity of Expert). MJP-G Emissie-Evaluatie Einddocument, Ede, The Netherlands (In Dutch). 1995.

MORITA, D. M. **Tratabilidade de águas residuárias contendo poluentes perigosos - estudo de caso**. São Paulo. Tese (doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 1993. 885p.

MUSSURY, R. M. et al. **Study of Acari and Collembola Populations in Four Cultivation Systems in Dourados - MS**. Centro Universitário da Grande Dourados - UNIGRAN em convênio com a EMBRAPA; Dourados - MS - Brazil. Braz. arch. biol. technol. v.45, n.3, Curitiba Sept. 2002.

NEHER, D. A. **Soil community composition and ecosystem processes Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems**. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands Agroforestry Systems, v.45, p.159-185, 1999.

NORTON, R. A. **Aspects of the biology of soil arachnids, particularly saprophagous and micophagous mites**. Quaest. Entomol., v. 21, p.523-541, 1985.

NORTON, R. A. Acarina: Oribatida. In: DINDAL, D.I. (ed.) **Soil Biology Guide**. Wiley, New York, 1990. p. 779-803.

NORTON, R.A. Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of the Astigmata. *Mites. Ecological and evolutionary analyses of life-history patterns* (ed. M. Houck), Chapman & Hall, New York, 1994. p.99-135.

NUERNBERG, N. J. **Efeito de sucessões de culturas e tipos de adubação na densidade populacional e atividade microbiana do solo**. Parte da dissertação de mestrado em Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1984.

OLDEMAN, L.R., HAKKELING, R.T.A. & SOMBROEK, W.G. **World map of the status of human-induced soil degradation**. An explanatory note. Wageningen. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC). 1990. 35 p.

OLIVEIRA FILHO, J. M. de; CARVALHO, M.A. de; GUEDES, G.A. de. **Matéria orgânica do solo**. Inf. Agropec. Belo Horizonte, v. 13, n. 147, p. 22-24, 1987.

PAOLETTI, M. G.; BRESSAN M. **Soil Invertebrates as Bioindicators of human disturbance**. Critical Reviews in Plant Science, 1996. 15 (1) CRC Press Inc. p. 21-62.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. Academic Press inc. San Diego, Ca. 1989. 275p.

PAULSRUD, B.; WIEN, A.; NEDLAND, K. T. **A survey of toxic organics in norwegian sewage sludge, compost and manure**. Aquateam, Norwegian Water Technology Centre ASOSLO. 2000.

PELLETIER, V. M. B. **Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication.** Elsevier. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74 p. 411–423. 1999. Disponível em: < http://147.46.94.112/journal/sej/full/a05_199907_740120.pdf > acessado em 23 fev. 2003.

PICINATTO, A.G.; DESCHAMPS, C. **Avaliação do lodo de esgoto como fertilizante orgânico na cultura do milho.** PIBIC/CNPq. 1997.

PONGE, J. F. **Etude écologique d'un humus forestier par l'observation d'un petit vol. III. La couche F₁ d'un moder sous *Pinus sylvestris*.** Pedobiologia, v.31, p.1-64, 1998.

POTTER, D.A. Pesticide and fertiliser effects on beneficial invertebrates and consequences for thatch degradation and pest outbreaks in turfgrass. In: RACKE, K.D. & LESLIE, A.R. (eds) **Pesticides in Urban Environments: Fate and Significance.** American Chemical Society, Washington, DC.1993. p.331–343.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo.** 9. ed. São Paulo: Livraria Nobel, 1990. 549p.

RIVM (National Institute of Public Health and the Environment). **Milieubalans 98.** Samsom H.D.Tjeenk Willink bv. Alphen aan den Rijn, The Netherlands (in Dutch). 1998.

ROCHA, T. R. **Utilização de lodo de esgoto na agricultura: um estudo de caso para as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.** Piracicaba, 1998. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo.

RUDLING, J.; ARLA, R.; ARLA, D. **Organic pollutants in sewage sludge and transfer to plants and milk - recent studies and developments in Sweden.** - Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint

SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná.** Curitiba, 1997. 96p.

SANTOS, H. F. Normatização para o uso agrícola dos biossólidos no exterior e no Brasil. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M. von.; FERNANDES, F. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - UFMG & Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, 2001. v. 6: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final p. 425-464.

SAPIA, P. M. A. **Proposta de Critérios de recebimento de efluentes não domésticos para o sistema público de esgoto da Região Metropolitana de São Paulo.** São Paulo. Dissertação de Mestrado - Escola Politécnica, da Universidade de São Paulo, 2000. 302p.

SAUERBECK, D. R.; LESCHBER, R. **German Proposals for Acceptable Contents of Inorganic and Organic Pollutants in Sewage sludge and Sludge-Amended Soils.** 1992.

SAUTTER, K.D & SANTOS, H. R. **Recuperação de solos degradados pela mineração de xisto, tendo como bioindicadores insetos da ordem collembola.** Rev. Set. Ciênc. Agr. v.11, 1991.

SAUTTER, K.D & SANTOS, H.R. **Avaliação da estrutura da população da mesofauna edáfica, em diferentes regimes de reabilitação de um solo degradado pela mineração do xisto.** Rev. Set. Ciênc. Agr. v. 13, p.1-2, 1994.

SAUTTER, K. D. et al., **Influência do lodo de esgoto doméstico sobre a mesofauna edáfica.** Rev. Set. Ciênc. Agr. v.13, p.199-203, 1994.

SAUTTER, K. D. **Comparação da população de Collembola (Insecta) e Oribatei (Acari: Cryptostigmata) entre plantio direto e três níveis de fertilidade, plantio convencional e um ecossistema natural (campo).** (Dissertação de Mestrado), Curitiba: UFPR, 1994. 98p.

SAUTTER, K. D. et al., População de oribatei (Acari: Cryptostigmata) e collembola (insecta) em pastagens na recuperação de solos degradados pela mineração do xisto (folhedo pirobetuminoso) In: **ANAIS DO XII CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO**, Águas de Lindóia – SP, 4-8 ago. 1996. SLCS/SBCS. CD-Room.

SAUTTER, K. D. et al., **Flutuação populacional da mesofauna edáfica após a aplicação de lodo de esgoto doméstico.** Rev. Set. Ciênc. Agr. v.16, p.187-191, 1997.

SAUTTER, K. D. Meso (acari e collembola) e macrofauna (oligochaeta) na recuperação de solos degradados In: DIAS, L. E.; MELLO, J.W.V. **Recuperação de áreas degradadas.** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 197-202.

SEAKER, E. M. & SOPPER, W. E. **Municipal sludge for minespoil reclamation: I Effects on microbial populations and activity.** J. Environ. Qual., v. 17, p.591-597, 1988.

SEASTEDT, T.R. **The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes.** Annual Review of Entomology, v.29, p.25-46, 1984.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE / Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Critérios de exigência de EIA/RIMA e roteiros para a sua elaboração a usinas de reciclagem e/ou compostagem, aterros para resíduos sólidos domiciliares e industriais e incineradores: manual de orientação.** São Paulo: SMA/CETESB, 1991. (série manuais).

SEGAL, W. ; MANCINELLI, R. L. **Extente of regeneration of the microbial community in reclaimed spent oil shade land.** J. Environ. Qual., Madison, v. 16, p. 44-48, 1987.

SHIROTA, R.; ROCHA, M. T. **Análise do mercado potencial agrícola do lodo de esgoto biológico resultante do tratamento de esgotos urbanos na região de Limeira, SP.** Piracicaba: FEALQ (Relatório apresentado à empresa Águas de Limeira S/A.), 1997. 85p.

SILVEIRA, A. D. Micorrizas. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 257-282.

SMITH, S. R. **Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture?.** Prog. In Environ., v.2, p. 129-146, 2000.

SOCCOL, V. T. et al. Eficácia dos diferentes processos de tratamento do lodo na redução da viabilidade de ovos de helmintos. Sanare, Curitiba, Pr, v.8, n.8, p.24-32, 1997.

SOCCOL, V. T.; PAULINO, R.C.; CASTRO E. A. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários, In ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. de; FERNANDES, F. **Reciclagem de biosólidos: Transformando problemas em soluções.** Curitiba, PR: SANEPAR, Finep, 1999 p. 156-179.

SOIL QUALITY INSTITUTE (SQI). **Soil quality test kit guide.** USDA United States Department of Agriculture. Lincoln, 1999. 82p.

SOPPER, W. E.. **Municipal sludge use in land reclamation.** New York : Lewis, 1993.

- SOPPER, W.E. ; KERR, S. N. Mine land reclamation with municipal sludge - Pennsylvania's demonstration program. In: SOPPER, W. E. ; SEAKER, E. M. ; BASTIAN, R. K. (Eds.) **Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge.** University Park, PA : The Pennsylvania State University, 1982.
- SOUTHWOOD, T.R. E. **Habitat, the templet for ecological strategies?** Journal of Animal Ecology, n.46, p.337-365, 1977.
- SPERLING, M. von; ANDREOLI, C.V. Introdução. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M. von.; FERNANDES, F. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - UFMG & Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, v. 6: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final p. 13-16. 2001.
- STORER, T. I. et al. **Zoologia geral.** 6. ed. São Paulo: Trad. Companhia Editora Nacional, 1991. 816 p.
- STRAALEN, N. M.; VERHOEF, H. A. **The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences.** Journal of Applied Ecology. British Ecological Society, n.34, p.2170-232, 1997.
- STRAUS, E. L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura in: In: BETTIOL, W; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.215-224.
- STROO, H. F. ; JENCKS, E. M. **Effect of sewage sludge on microbial activity in an old, abandoned minesoil.** J. Environ. Qual., Madison, v. 14, n. 3, p. 301-304, 1985.
- SULKAVA, P. et al. **Impact of soil faunal structure on decomposition and N-mineralisation in relation to temperature and moisture in forest soil,** Pedobiologia, v.40, p.505-513, 1996.
- SWIFT, M. J. et al. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** University of California Press, Berkeley, CA. 1979. 372p.
- TAKEDA, H. **Ecological studies of collembolan populations in a pine forest soil. IV. Comparison of distribution patterns.** Researches on Population Ecology, v.21, p.120-134, 1979.
- TRANVIK, L. et al. 1993. **Relative abundance and resistance traits of two collembola species under metal stress.** Journal of Applied Ecology. v. 30, p.43-52, 1993.
- U.S.EPA. Environmental Protection Agency. **Standards for the use or disposal of sewage sludge:** 40 CFR Parts 403 and 503. Washington, 1995. 25p.
- UMEG Bodenzustandsbericht Großraum Mannheim/Heidelberg. Edt. by Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Karlsruhe. 1998. 107 p.
- UMEG **Bodenzustandsbericht Karlsruhe.** - Umweltministerium Baden Württemberg. Karlsruhe. 1995. 68 p.
- UMK-AG - Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz. **Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen.** Abschlussbericht "Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Maßnahmenplan". Preprint, 2000. 350 p.

UNCED (1992). **Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development**. Rio de Janeiro, United Nations disponível em <www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=52> acessado em 14 dez. 2002.

UNFPA United Nations Population Fund (2001). **Footprints and Milestones: Population and Environmental Change - The State of World Population 2001**. New York, disponível em no site: <<http://www.unfpa.org/swp/2001/english/index.html>> acessado em 12 nov. 2002.

United Nations Population Division. **World Population Prospects 1950-2050 (The 2000 Revision)**. New York, United Nations 2001. disponível no site: <http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2000/wpp2000_volume3.htm> acessado em: 12 nov. 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, Part 503 – Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 1993.

USEPA. Environmental Protection Agency. **Standard for the use and disposal of sewage sludge**. Washington: EPA, 1996. (code of Federal Regulations 40 CFR part 503).

VANCURA, V. & KUNC, F. **Soil microbial Associations: Control of Structures and Functions**. Amsterdam: Elsevier. 1988. 405p.

Van STRAALLEN, N.M. **Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities**. Applied Soil Ecology, v. 9, p. 429-437, 1998.

VERRESH, G.K. Microarthropods In: VERRESH, G.K; RAJAGOPAL, D. (Eds.) **Applied Soil Biology and Ecology**. 2 ed. New Dehli: Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. 1988. p. 130-150.

WACHENDORF, C. et al. Relationships between litter fauna and chemical changes of litter during decomposition under different moisture conditions. In: CADISH, G.; GILLER, K.E. (eds.) **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**. CAB International, Wallingford, 1997. p. 135-144.

WALLWORK, J. A. **Ecology of soil animals**. London, McGraw-Hill, 1970. 283 p.

WALLWORK, J. A. Acari, In: BURGESS, A.; RAW, F. (Eds) **Biologia del suelo**. Barcelona: Omega. 1971. p.425-459.

WALLWORK, J.A. **Distribution patterns and population dynamic of microarthropods of a desert soil in southern California**. J. Anim. Ecol., v.41, p.291-310, 1972.

WALLWORK, J. A. **The distribution and diversity of soil fauna**. Academic Press, Inc., London U.K. 1976. 355p.

WALTER, D.E. & PROCTOR, H.C.. **Mites. Ecology, Evolution and Behaviour**. CABI Publishing, Wallingford, Oxon. 1999.

WANG, M. et al **Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications**. Environ. Sci. Technol., 1997. p. 356-362.

WANNER, M.; DUNGER, W. **Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany**. European Journal of Soil Biology, v.38, p.137-143, 2002.

WARDLE, D. A. & HUNGRIA, M. A Biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAÚJO, R. S.; HUNGRIA, M., (ed.) **Microorganismos de Importância Agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. p.195-216.

WEBBER, M. D. ; SHAMESS, A. **Land utilization of sewage sludge**: a discussion paper. Toronto : Expert Committee on Soil and Water Management, 1984.

WEF RESIDUALS MANAGEMENT COMMITTEE. Biosolids and the 503 standards. **Water Environment & Technology**, v.5, n.5, p.57-62, May 1993.

WERNER, M.R. & DINDAL, D.L. Nutritional ecology of soil arthropods. In: SLANSKY JR., F.; RODRIGUES, J.G. **Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates**. New York: John Wiley , 1987. p.815-836.

WILD S. R.; HARRAD S. J.; JONES, K. C. **The influence of sewage sludge applications to agricultural land on human exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and -furans (PCDFs)**. Environmental Pollution, CODEN: ENPOEK, v.83, n.3, p. 357-369, 1994.

WINTER, J. P. et al. **Soil microarthropods in long-term no-tillage and conventional tillage corn production**. Department of Land Resource Science, University of Guelph. Ontario 1990. Disponível em <http://www.ugalumni.uoguelph.ca/~jpwinter/Paper_CJSS70_Microarthropods/ChapterText.htm> acessado em 30 abr. 2003.

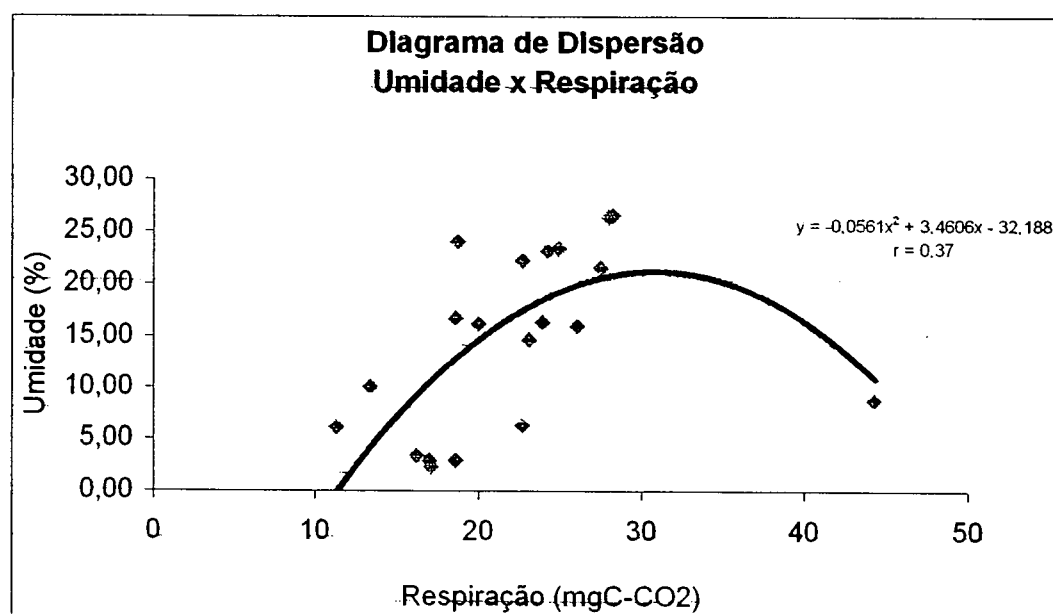
WOOD, S., SEBASTIAN, K. & SCHERR, S.J. **Pilot Analysis of Global Ecosystems: Agroecosystems**. Washington DC, World Resources Institute and International Food Policy Research Institute. 2000. disponível em:<<http://www.ifpri.cgiar.org/pubs/books/page.htm>> acessado em 14 dez. 2002.

ANEXOS

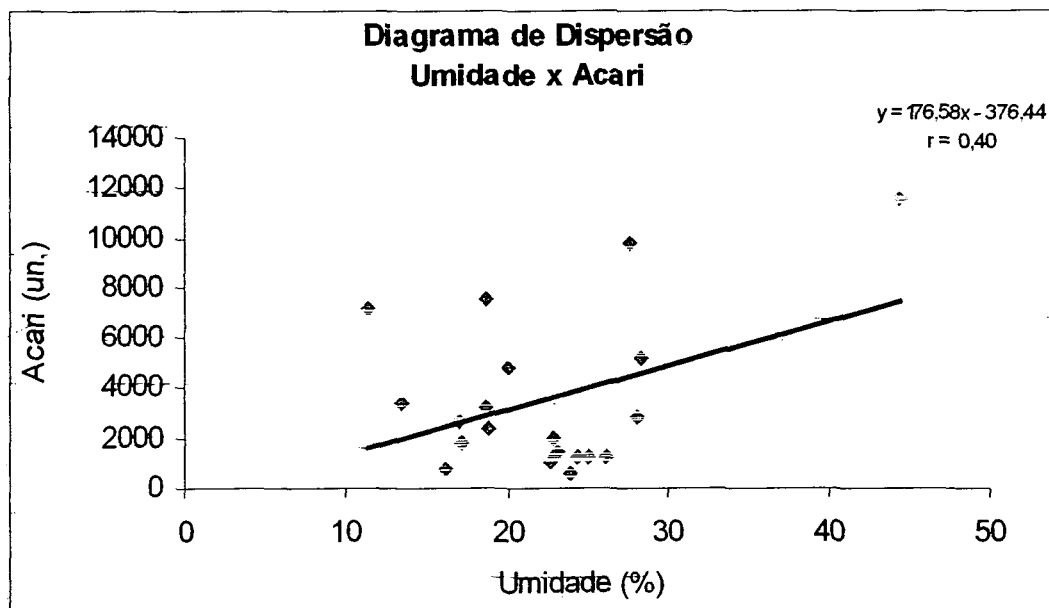
ANEXO 01 - RESULTADOS DA UMIDADE, RESPIRAÇÃO, ACARI E COLLEMBOLA EM DIFERENTES TRATAMENTOS

| TRATAMENTO | UMIDADE % | RESPIRAÇÃO mgC-CO ₂ | ACARI m ² | COLLEMBOLA m ² |
|------------|--------------|-----------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| T1 | 17,05 | 2,89 | 2588 | 199 |
| T2 | 17,15 | 2,26 | 1791 | 199 |
| T3 | 16,25 | 3,34 | 796 | 199 |
| T4 | 18,65 | 2,90 | 3185 | 199 |
| M1 | 18,65 | 16,70 | 7564 | 199 |
| M2 | 13,45 | 10,08 | 3384 | 199 |
| M3 | 11,35 | 6,15 | 7166 | 199 |
| M4 | 18,80 | 23,98 | 2389 | 199 |
| LA1 | 23,10 | 14,69 | 1393 | 1592 |
| LA2 | 26,05 | 15,93 | 1194 | 1592 |
| LA3 | 44,35 | 8,78 | 11545 | 1592 |
| LA4 | 22,70 | 6,34 | 995 | 1592 |
| LB1 | 24,30 | 23,15 | 1194 | 199 |
| LB2 | 23,95 | 16,31 | 597 | 199 |
| LB3 | 28,00 | 26,40 | 2787 | 199 |
| LB4 | 20,00 | 16,15 | 4777 | 2189 |
| LC1 | 28,25 | 26,56 | 5175 | 398 |
| LC2 | 27,55 | 21,51 | 9753 | 2588 |
| LC3 | 24,95 | 23,40 | 1194 | 3185 |
| LC4 | 22,75 | 22,20 | 1990 | 597 |

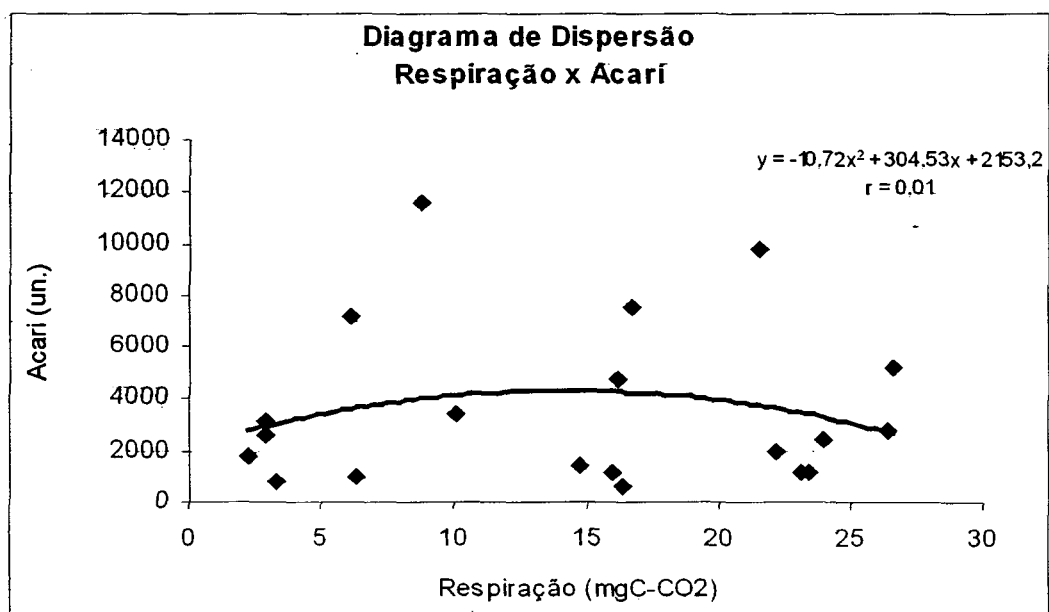
ANEXO 02 - GRÁFICO DE DISPERSÃO DE UMIDADE X RESPIRAÇÃO



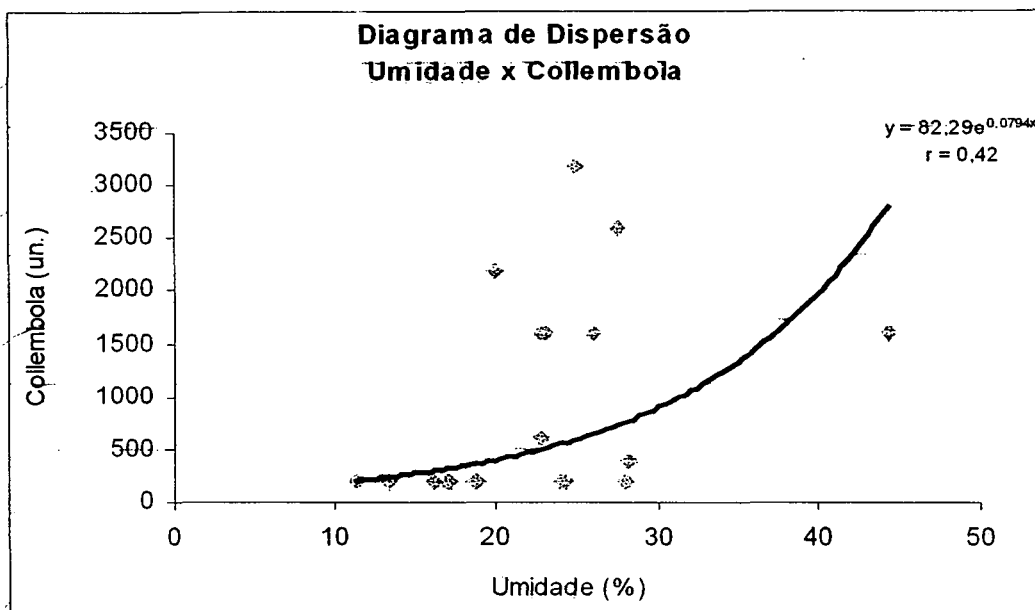
ANEXO 03 - GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X ACARI



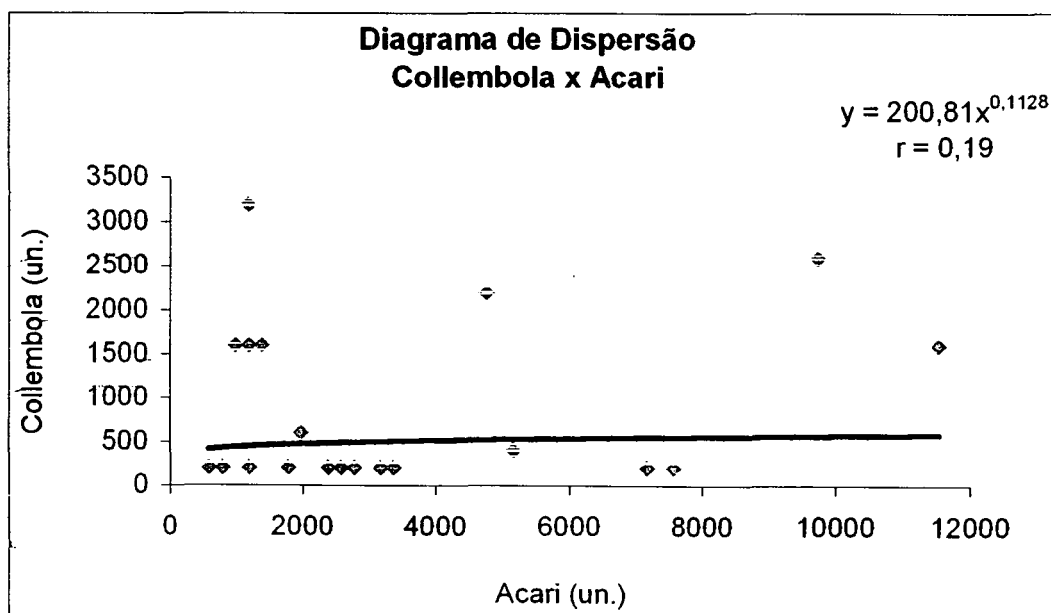
ANEXO 04 - GRÁFICO DE DISPERSÃO RESPIRAÇÃO X ACARI



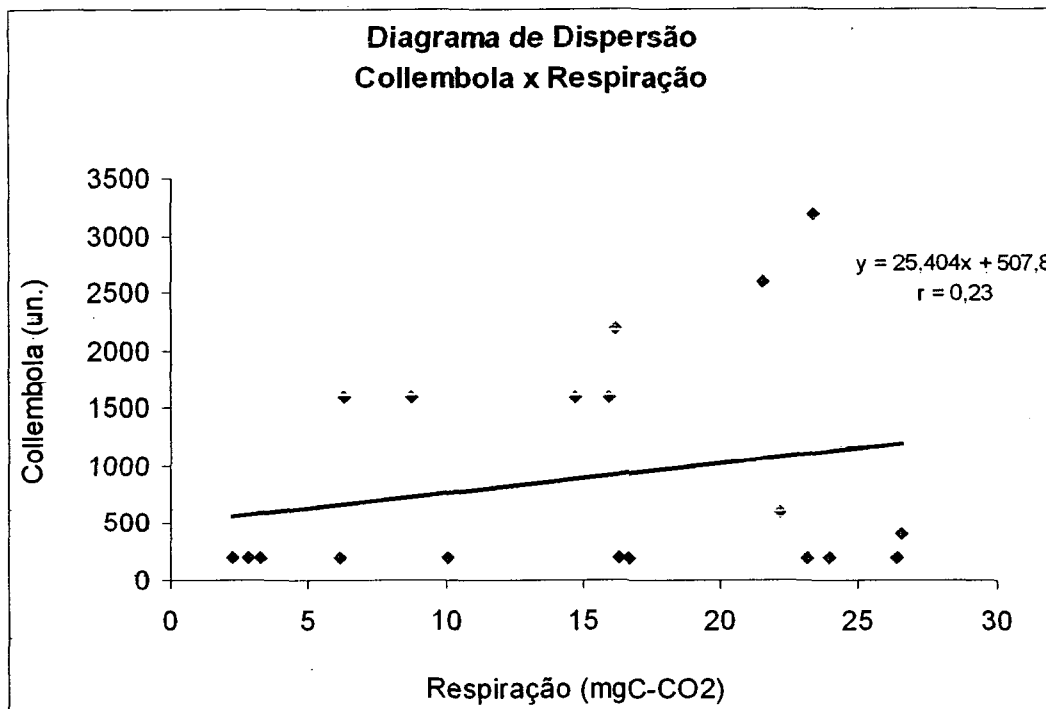
ANEXO 05 – GRÁFICO DE DISPERSÃO UMIDADE X COLLEMBOLA



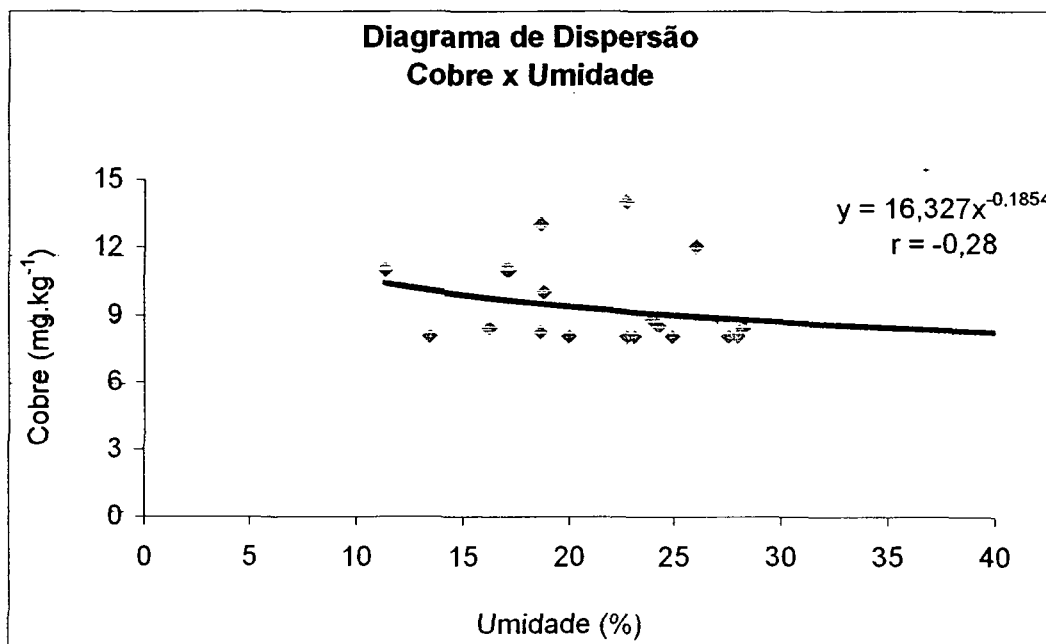
ANEXO 06 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COLLEMBOLA X ACARI



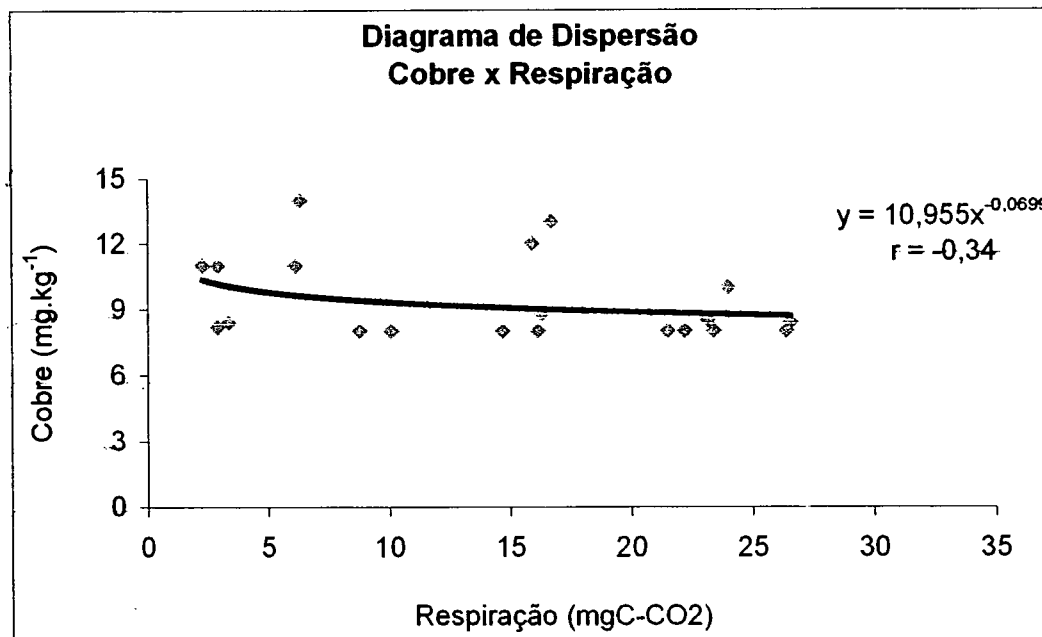
ANEXO 07 - GRÁFICO DE DISPERSÃO COLLEMBOLA X RESPIRAÇÃO



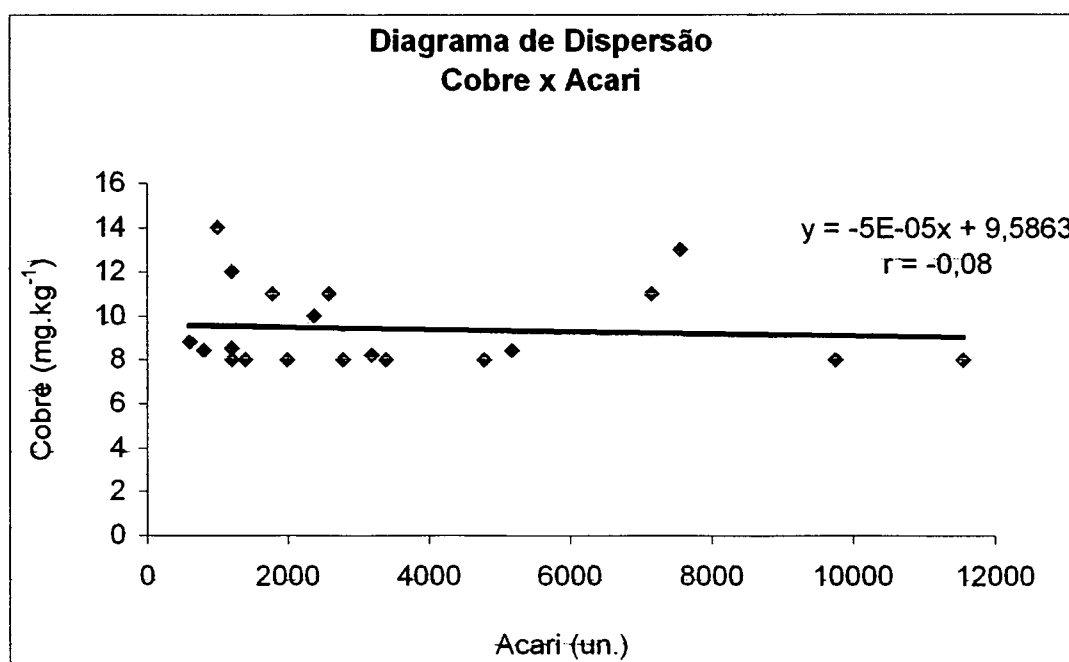
ANEXO 08 - GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X UMIDADE



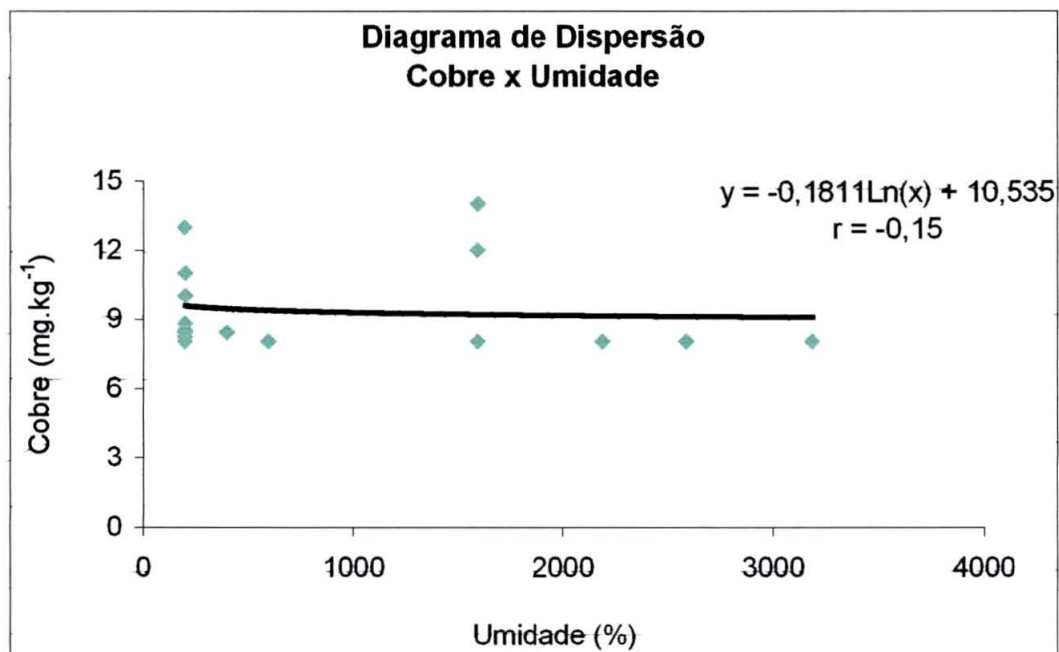
ANEXO 09 - GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X RESPIRAÇÃO



ANEXO 10 - GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X ACARI



ANEXO 11 – GRÁFICO DE DISPERSÃO COBRE X UMIDADE



ANEXO 12 – FOTOGRAFIAS

PREPARO DA ÁREA ANTES DA SEMEADURA DO MILHETO



PREPARO DA ÁREA ANTES DA SEMEADURA DO MILHETO



COLETA DA MESOFAUNA EM FUNIL DE BERLESE



ASPECTO DO CRESCIMENTO MILHETO NAS PARCELAS 30 DIAS APÓS O PLANTIO



ASPECTO DO CRESCIMENTO MILHETO NAS PARCELAS 60 DIAS APÓS O PLANTIO



ASPECTO DO CRESCIMENTO DO MILHETO NAS PARCELAS 60 DIAS APÓS O PLANTIO



CRESCIMENTO DO MILHETO 60 DIAS APÓS O PLANTIO. DE BAIXO PARA CIMA: TESTEMUNHA, TRATAMENTO MINERAL E TRATAMENTO COM LODO DE ESGOTO

