

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS - CAV
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM CIÊNCIA DO SOLO

ELAINE BESSA DA COSTA BORNHAUSEN

**USO DE OLIGOCHAETAS COMO INDICADOR DE ALTERAÇÃO
QUÍMICA EM SOLOS SUBMETIDOS À ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE
SUINOCULTURA E MINERAÇÃO DE CARVÃO**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de mestre no Curso de
Pós-Graduação em Ciência do Solo da
Universidade do Estado de Santa Catarina –
UDESC.

Orientador: Prof. Dr. Julio Cesar Pires Santos

LAGES – SC

2010

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária
Renata Weingärtner Rosa – CRB 228/14^a Região
(Biblioteca Setorial do CAV/UDESC)

Bornhausen, Elaine Bessa da Costa

Uso de oligochaetas como indicador de alteração
química em solos submetidos à adição de resíduos de
suinocultura e mineração de carvão. / Elaine Bessa da Costa
Bornhauser. – Lages, 2010.

49p.

Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências
Agroveterinárias / UDESC.

1. Bioindicadores.
2. Minhoca.
3. Metal pesado.
4. Suinocultura.
5. Mineração . I. Título.

ELAINE BESSA DA COSTA BORNHAUSEN

USO DE OLIGOCHAETAS COMO INDICADOR DE ALTERAÇÃO QUÍMICA EM SOLOS SUBMETIDOS À ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE SUINOCULTURA E MINERAÇÃO DE CARVÃO

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Aprovado em: / /2010

Banca Examinadora:

Homologado em: / /2010

Orientador/presidente: Dr. Julio Cesar
Pires Santos
(UDESC/Lages - SC)

Dr. Luciano Colpo Gatiboni
Coordenador Técnico do Curso de Mestrado
em Ciência do Solo e Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Agrárias – UDESC/Lages – SC

Membro: Dr^a.Carla Pandolfo
EPAGRI/Campos Novos - SC

Dr. Adil Knackfuss Vaz
Diretor Geral do Centro de Ciências
Agroveterinárias – UDESC/Lages – SC

Membro: Dr. David José Miquelluti
UDESC/Lages - SC

Membro: Dra. Mari Lúcia Campos
UDESC/Lages - SC

Lages, Santa Catarina
27 de abril de 2010

Dedico este trabalho primeiramente a um ser maior que tudo e que todos, que é responsável por nossa existência, e por tudo que temos que ultrapassar todos os dias. E depois as forças da natureza que permitiram que eu chegasse até aqui e que conseguisse formar valores, fazer amigos, ser amada e amar, conhecer pessoas e acima de tudo ser mãe em toda integridade da palavra; e a cima disso evoluir com meus erros e me tornar um ser melhor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço inevitavelmente primeiramente a nosso pai maior que rege todas as nossas vidas.

Em um segundo momento, mas não menos importante está a minha base de valores, concepções e realidades: a família que me concebeu e a família que constitui, a esses os meus eternos votos de agradecimento e perdão por todas as falhas e faltas. Sei que não foram poucas.

Ao meu orientador que por vezes se confundiu com um pai em todos os sentidos: eternamente obrigada.

Ao meu comitê de orientação, em especial minha co-orientadora pelas inúmeras sacudidas, paciência e crença naquilo que estávamos fazendo.

Aos amigos que se aproximaram e se fizeram presente durante esse tempo; aos conhecidos que participaram de momentos e as pessoas que apenas constituíram a paisagem: o meu muito obrigado! Sem vocês tudo isso não teria valido a pena.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação que dividiram e multiplicaram conhecimentos e que se tornaram pessoas inesquecíveis cada um com suas peculiaridades: sempre obrigada.

Aos bastidores dessa etapa de vida, incluo aqui funcionários que sempre contribuem para o nosso crescimento enquanto pesquisador, também obrigada.

E para finalizar queria agradecer especialmente aos meus filhos que conseguem extrair de mim o melhor do ser humano que sou e que por todas as vezes que faltei e falhei me perdoaram e acreditaram que tudo era para um bem maior. A vocês todo meu amor e a certeza de que tomei a decisão certa.

Aos pesquisadores da UEL, em especial Marie Bartz pela parceria na identificação de minhas minhocas e condução das mesmas para coleção Anelida Fritz Muller/Paraná'.

RESUMO

A suinocultura e a exploração de carvão são atividades econômicas da maior importância para o estado de Santa Catarina, entretanto, ambas responsáveis pela geração de resíduos com alto impacto poluente no ambiente, precisando encontrar formas de monitoramento que as torne mais seguras. No presente trabalho objetivou-se utilizar exemplares de oligochaetas como indicadores de alterações químicas no solo, em três estudos de caso: em laboratório no Centro de Ciências Agroveterinárias com aplicação de doses acima das permitidas pela CETESB, 2001; e dois ambientes completamente diferentes: uma área que vem recebendo desde 2001 dejetos suínos em Campos Novos/SC e outra área que foi modificada pela atividade mineradora a céu aberto em Lauro Müller/SC. Na área com aplicação de dejetos foram coletados 5 amostras em cada 1 dos 7 tratamentos, e em todas as 4 repetições, em delineamento blocos casualizados, através de iscas orgânicas. Já em área de mineração com auxílio do TSBF foram feitas 5 amostras em 5 tratamentos e nas 3 repetições também em DBC. As amostras foram submetidas às técnicas de abertura de tecido animal via TEDESCO, 1995 e lidas em espectrofotômetro de absorção atômica e os resultados submetidos à ANOVA e comparados por Tukey 5% e complementarmente feito análise de correlação linear dos níveis dos elementos tóxicos estudados e do organismo indicador nas três diferentes situações. Assim, dentro das situações testadas, os organismos acumularam níveis significativos de metais, contudo não se comportando de forma linear ao acúmulo desses elementos no solo tanto a campo quanto em condições laboratoriais.

Palavras-chave: Bioindicadores. Minhoca. Metal pesado. Suinocultura. Mineração.

ABSTRACT

Pig production and coal mining are the economical activities of highest importance for Santa Catarina State, however, both are responsible for waste generation with high pollutant impact on the environment, being necessary to find monitoring ways that make them safer. In this work, oligochaetas were used as indicators of chemical alterations in the soil in two completely different environments. In the field with waste application five samples in each of the seven treatments and in all four replicates were collected in a randomized blocks design by using organic baits. In the mining field, five samples were collected in five treatments and three replicates using a TSBF, also in randomized blocks design. The samples were analyzed using an atomic absorption spectrophotometer and the results submitted to ANOVA. In addition, a linear correlation analysis of the toxic elements studied and the indicator organisms was done. According to the studied situations, the organisms accumulated significant levels of metal, but did not behave linearly to accumulation of these elements in soil.

Keywords: Bioindicator. Earthworm. Heavy metal. Pig production. Coal mining.

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 -	Caracterização química da camada de 0-20 cm do Latossolo vermelho distroférrico em Campos Novo-SC, antes de receber contaminantes (2001).....	30
Tabela 02 -	Caracterização química do dejetos líquido (animais em fase de terminação).....	30
Tabela 03 -	Caracterização química do solo revolvido após mineração de carvão em Lauro Müller-SC (2009).....	31
Tabela 04 -	Correlação de Pearson entre doses de Zn adicionados e acumulo no tecido das minhocas via duas fontes de contaminação, solo e esterco.....	33
Tabela 05 -	Classificação taxonômica das minhocas coletadas no período de 2008-2009 (primeira coleta) Campos Novos –SC.....	37
Tabela 06 -	Classificação taxonômica das minhocas coletadas no período 2008-2009 (segunda coleta) em Campos Novos- SC.....	37
Tabela 07 -	Teores de Cu e Zn no tecido das minhocas em diferentes épocas e tratamentos em Campos Novos- SC.....	38
Tabela 08 -	Classificação taxonômica das minhocas encontradas no experimento de Lauro Müller/SC, período AGO e NOV/2008 (primeira e segunda coleta).	39
Tabela 09 -	Classificação taxonômica das minhocas encontradas no experimento de Lauro Müller/SC, período ABR/2009 (terceira coleta).....	40
Tabela 10 -	Teores de Cu e Zn no tecido das minhocas em diferentes épocas e tratamentos em Lauro Muller-SC.....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Média dos teores de Zn no tecido das minhocas submetidas a dois sistemas: (i) solo contaminado com doses crescentes de Zn (Zn tecido – Solo contaminado) e o (ii) esterco contaminado com doses crescentes de zinco (Zn tecido – Esterco contaminado).....	34
Figura 02 - Média do número de minhocas submetidas a dois sistemas: (i) solo contaminado com doses crescentes de Zn (Zn tecido – Solo contaminado) e o (ii) esterco contaminado com doses crescentes de zinco (Zn tecido – Esterco contaminado).....	35

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1 CENÁRIO ECONÔMICO DE SANTA CATARINA.....	13
2.2 ATIVIDADES POLUIDORAS E RISCOS AMBIENTAIS.....	14
2.3 HISTÓRICO DA GERAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS.....	16
2.4 HISTÓRICO DA GERAÇÃO DE RESÍDUO POR ATIVIDADE DE MINERAÇÃO A CÉU ABERTO.....	16
2.5 BIOINDICADORES DO SOLO.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.1 EFEITO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ESTERCO POR Zn NO ACÚMULO DO METAL EM TECIDO DE MINHOCA.....	28
3.2 EFEITO DA ADICAÇÃO DE Cu E Zn VIA DEJETO DE SUÍNO NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS.....	29
3.3 EFEITO DE TECNICAS DE RECUPERAÇÃO DO SOLO, RECONSTRÍDO PÓS – MINERAÇÃO, NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
4.1 EFEITO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ESTRECO POR Zn, NO ACÚMULO DO METAL EM TECIDO DE MINHOCA.....	33
4.2 EFEITO DA ADIÇÃO DE Cu E Zn VIA DEJETO DE SUÍNO NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS.....	36

4.3 EFEITO DE TECNICAS DE RECUPERAÇÃO DO SOLO, RECONSTRUÍDO PÓS - MINERAÇÃO DE CARVÃO NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS.....	39
5 CONCLUSÕES	42
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura e a exploração do carvão são atividades econômicas da maior importância para o estado de Santa Catarina. Entretanto, ambos, a suinocultura mais concentrada no oeste e meio-oeste do estado e o carvão mais ao sul, na Bacia Carbonífera, são responsáveis pela geração de resíduos com alto impacto poluente no ambiente e precisam ser monitoradas e manejadas de forma que as tornem mais seguras.

Ambas as atividades trouxeram como consequência imediata e mais visível à sociedade a contaminação das águas superficiais. No entanto a preocupação com seus impactos ambientais devem ir além das questões visuais e avaliar outros parâmetros como paisagem e a contaminação do solo por elementos traço como o cobre e zinco, presentes em ambos os resíduos.

Pesquisas realizadas nos últimos anos atestam que os teores elevados de metais pesados nos solos representam uma série ameaça para a saúde humana, animal e vegetal bem como para o ambiente de forma geral, sendo na maioria dos casos oriundas de atividades antrópicas, especialmente àquelas relacionadas com mineração, descarte ou acidente com resíduos industriais, aplicação agrícola de lodo de esgoto, fertilizantes e pesticidas.

A crescente preocupação se fundamenta no fato que devido seu alto potencial tóxico e elevada persistência no solo por não fazerem parte de nenhuma ou pouquíssimas rotas metabólicas, solos poluídos com esses elementos são um problema ambiental que requer uma solução efetiva e economicamente viável, o que infelizmente não vêm sendo feito com sucesso.

Para passar a ter controle sobre estes processos de degradação do ambiente, é necessário que se tenha métodos de monitoramento que sejam eficientes do ponto de vista técnico e científico, e que sejam viáveis do ponto de vista econômico e de exeqüibilidade. Com esta preocupação cada vez mais freqüente estão sendo pesquisados indicadores que antecipem a identificação do problema e possibilitem seu ataque. Neste contexto, os organismos do solo têm sido relatados na literatura científica como excelentes indicadores para alerta do problema e possibilidade de reversão parcial do estado, em alguns casos, inativo dos solos.

Com base nestas considerações, este trabalho teve como objetivo avaliar o uso de oligochaeta como indicadores de contaminação por Cu e Zn em dois solos submetidos à aplicação sucessiva de dejetos suíños líquidos desde 2001 e pela mineração de carvão a céu aberto e avaliar a capacidade bioacumulativa em laboratório

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 CENÁRIO ECONÔMICO DE SANTA CATARINA

Santa Catarina é um estado com uma economia bastante diversificada, contribuindo em grande escala para economia nacional. De suas atividades específicas de cada região (pecuária, indústria e extrativismo), há geração do PIB na ordem de R\$62.213.541.000,00 colocando-se assim no 7º lugar em termos de estado contribuinte e junto com Paraná (5º) e Rio Grande do Sul (4º) controlam 18,2% da economia do país. (IBGE, 2009)

O principal produto agrícola é o milho, cultivado no planalto basáltico, seguido de soja, fumo, mandioca, feijão e arroz (cultivado nas várzeas da baixada litorânea e do vale do Itajaí). Também é importante produtor de banana, batata, alho, cebola, tomate, trigo, maçã, uva, aveia e cevada (IBGE, 2009).

A criação de bovinos se faz em campos naturais, de maneira extensiva e a de suínos, em virtude da expansão e tecnificação de frigoríficos, dá-se em diversos locais do estado onde preferencialmente aproveita-se a produção de milho para fabricação de ração (SCHERER, 2000).

Do extrativismo vegetal, destacam-se as reservas florestais, representadas principalmente pelos pinheirais, o que garante ao estado o lugar pioneiro na produção de papel e celulose e pelos ervais com boa produção de erva-mate. Do mineral merece destaque a extração de carvão na bacia sul - carbonífera (Lauro Muller, Criciúma, Siderópolis e Tubarão), com progresso na extração de outros minérios como fluorita e sílex (pela vantagem das grandes reservas) assim como de quartzo, petróleo e gás natural (DNPM, 1994).

A produção suína em Santa Catarina se concentra no oeste do estado, região onde estão 76% do total efetivo de suínos do estado (OLIVEIRA, 2002). Neste há o predomínio de pequenas propriedades rurais de produção familiar que tem como principais fontes de renda a suinocultura e a produção de milho; uma vez não tendo onde fazer o devido descarte dos resíduos estes pequenos agricultores comumente o utilizam como adubo (CASSOL et al., 2008; SEGANFREDO, 1999), visto que sua composição química capaz de atender demanda vegetal.

A suinocultura destaca-se por fazer parte dos 70% da produção brasileira sendo então da região Sul o maior produtor com 5,5 milhões de cabeças em média 55suínos. Km⁻², gerando mais de 40.000m³/dia de dejetos (SEGANFREDO, 2000). Como todo resíduo gerado na natureza, em especial aqueles em grande quantidade são importantes, na medida em que, são potenciais geradores de problemas ambientais. Dessa forma, sem um monitoramento adequado, a aplicação desses dejetos em doses elevadas ou maior que a capacidade de suporte do solo proporcionará poluição ambiental (OLIVEIRA, 2002; PERDOMO, 1996; DURIGON, 2000).

Os nutrientes que compõem o dejetos suíno podem ser usados como fertilizantes, uma vez que contêm elementos químicos capazes de nutrir o desenvolvimento das plantas mesmo que em baixíssimas concentrações. Vale lembrar que o equilíbrio entre as quantidades de nutrientes presentes na superfície dos colóides e aquelas existentes na solução do solo, determinará as quantidades de nutrientes que estarão à disposição para a absorção pelas plantas. Porém, segundo Segnafredo (2000) este resíduo gerado na produção suinícola contém, além de nutrientes, um conjunto de contaminantes que podem afetar negativamente os corpos de água superficiais e subterrâneos, podendo afetar plantas, animais e comprometer a qualidade do ar. Contudo, se aplicado em níveis apropriados há um benefício para as plantas com a liberação dos nutrientes contidos no material, resultando, em alguns casos, a dispensar ou minimizar o uso de fertilizantes comerciais (MOREIRA, 2004). Se aplicado em doses altas, como é o caso da área experimental, pode ocasionar problemas na germinação de sementes e promover acumulação de elementos como P, Cu e Zn (SEGANFREDO, 2000).

Por isso a aplicação de dejetos suíno não deve ser vista como um simples e direto abastecimento de nutrientes no solo, uma vez que se trata segundo Durigon (2002), de uma prática que requer uma combinação harmoniosa dos princípios da ciência do solo, saúde pública, hidrologia e economia.

Finalmente, tem-se o potencial hidrelétrico parcialmente aproveitado uma vez que, é substituído, em grande parte, pelo termelétrico abastecido pela própria produção estadual de carvão.

2.2 ATIVIDADES POLUIDORAS E RISCOS AMBIENTAIS

Atividades poluidoras são aquelas que liberam em seus resíduos concentrações de elementos-traço ou metal pesado suficientes para causar qualquer dano ambiental seja ele

imediato ou futuro. O termo elemento-traço tem sido usado para definir metais catiônicos e oxiânicos que normalmente estão presentes em baixas concentrações no ambiente (BAIRD, 2002).

Dentre as várias fontes de metais pesados para o solo, as cinzas de carvão e o descarte de resíduos industriais são as mais significativas; não descartando a importância negativa de efluentes domésticos, fundição de metais não-terrosos (Cd, Ni, Pb e Se), fabricação de aço e ferro e deposição atmosférica.

Alguns insumos agrícolas e subprodutos usados como fertilizantes e corretivos (fertilizantes, calcário, escórias, estercos, lodo de esgoto) podem contribuir para o aumento da concentração de metais pesados no solo e na água, mas sua participação é bem menor e o efeito poderá demorar décadas para se manifestar (CONAMA, 1986). A deposição na natureza se agrava, principalmente, por não serem encontrados em nenhum organismo e serem altamente reativos sendo praticamente impossível encontrá-los em estado puro na natureza, estando quase sempre associados com outros elementos formando minerais em rochas.

Dos principais elementos Arsênio, Mercúrio, Chumbo, Cádmio, Cromo, Manganês, Zinco e Cobre, a grande maioria não participa de rota metabólica de organismos. Este fato permite que uma pequena dose do elemento seja suficiente para causar toxidez com resultados específicos desastrosos como é o caso do Arsênio que em níveis acima do tolerável proporciona problemas no sistema respiratório, cardiovascular e nervoso, ou ainda o chumbo atingindo a medula óssea, sistema nervoso e rins, ou mesmo o cádmio que provoca problemas respiratórios e gastrointestinais entre outros.

Estudos sobre o comportamento de metais pesados têm indicado que a retenção desses elementos no solo depende da natureza da fase sólida e da proporção de seus constituintes, de propriedades da fase líquida e das espécies metálicas presentes na solução do solo (SPOSITO, 1984; YUAN e LAVKULICH, 1997; NAIDU et al., 1998). Suas concentrações resultam do equilíbrio entre as reações de precipitação, dissolução, complexação e adsorção que, por sua vez, são influenciadas por diversos fatores, como o tipo de solo, clima, cultura e forma química dos elementos.

Face às mudanças nos equilíbrios e formas químicas dos metais no composto (CHANG et al., 1984) e no solo, atrelado à possibilidade de superação da capacidade de retenção dos poluentes, os metais poderão ficar disponíveis percolando e atingindo águas subterrâneas.

2.3. HISTÓRICO DA GERAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS

No Brasil até as décadas de 50 e 60, a produção de suínos, era predominantemente artesanal. Porém, a partir dos anos 70 a suinocultura brasileira iniciou uma fase de grandes transformações, principalmente devido à inclusão de novas tecnologias, como promotores de crescimento, antibióticos e fontes inorgânicas de minerais (SCHERER & CASTILHOS, 1994). Tais insumos inseridos com o objetivo de aumentar a capacidade produtiva passaram a se tornar fonte de contaminação do ambiente ao longo do tempo (GUVANT & MIRANDA, 2004). Como a criação tinha cunho artesanal com menor número de animais por área, era bem menor a importância que se dava ao resíduo gerado por essa atividade agrícola; no entanto, na década de 80 houve um aumento no processo de integração com a maximização da produção pelo aumento nas exportações de carne suína. Com isso, as empresas integradoras objetivando seus interesses logísticos, passaram a concentrar muitos animais por área (sistemas de confinamento) e a produção como um todo em grandes unidades e, por consequência, também a produção de grandes quantidades de dejetos (KONZEN, 2005). Essa geração excessiva de dejetos não passou por adequações necessárias para manejo, armazenamento e uso como fertilizante, intensificando a problemática da fonte de metais para o solo.

Segundo dados da EMBRAPA (2003) entre outros autores como DARTORA et al. (1998) e OLIVEIRA (1994) há produção diária de 7,0 litros de dejetos por animal na fase de terminação o que equivaleria ao produzido por 3,5 homens/dia (LINDNER, 1999).

2.4 HISTÓRICO DA GERAÇÃO DE RESÍDUO POR ATIVIDADE DE MINERAÇÃO A CÉU ABERTO

O carvão mineral é uma rocha sedimentar combustível, formada a partir de determinados vegetais que sofreram soterramento em bacias originalmente pouco profundas. Fatores como a pressão, a temperatura, a tectônica e o seu tempo de atuação, determinaram a carbonificação gradativa da matéria vegetal original, que sofreu modificações significativas com a perda de O₂ e H₂O e enriquecimento em carbono (DNPM, 1987 - Departamento Nacional de Produção Mineral). Constitui 2/3 dos recursos energéticos não renováveis do Brasil, sendo suas reservas 20 vezes maiores do que as de petróleo e 75 vezes superiores as de gás natural. Neste contexto, Santa Catarina possui reservas de 4,3 bilhões de toneladas de carvão mineral, correspondendo a 13,2% do total do país (SANCHEZ & FORMOSO, 1990

em CAMPOS, 2000). Em termos de geração de energia, no ano de 2005, o carvão mineral contribuía com 1.600 MW ano⁻¹ dos 101.000 MW ano⁻¹ da matriz elétrica brasileira. Atualmente, o plano de desenvolvimento da matriz elétrica brasileira, criado pelo Ministério de Minas e Energia (MME) e Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT), apresenta um plano de expansão da matriz elétrica, chegando aos 221.000 MW até o ano de 2030 e, por consequência, um aumento da geração de energia elétrica advinda do carvão para 5.900 MW (ABCM, 2008 - www.carvaomineral.com.br).

O Brasil dispõe de uma das maiores reservas de carvão da América Latina, sendo que os depósitos de maior importância econômica concentram-se nos estados do sul do País (DNPM, 1994). As reservas de carvão do estado de Santa Catarina concentram-se numa área alongada no sentido norte/sul, situada entre os municípios de Araranguá e Lauro Müller, com 70 km de comprimento por 15- 20 km de largura (CAMPOS, 2000). Na bacia Carbonífera Catarinense, localizada no sul do estado de Santa Catarina, são encontradas cerca de 5.000 ha de áreas degradadas pela atividade de mineração de carvão estando 2/3 dos cursos d'água da região comprometidos pela drenagem ácida de minas (DAM) (ALEXANDRE e KREBS, 1995; IPAT-UNESC, 2000, 2001, 2002 e 2003).

Independente da forma de extração, a mineração de carvão gera uma quantidade enorme de rejeitos, que são depositados em pilhas ou barragens próximas as áreas mineradas. De cada 1000 kg de material minerado, aproximadamente 600 kg é composto por “rejeitos e estéreis” que são depositados no entorno da área minerada (NASCIMENTO et al., 2002). O principal problema associado a esses materiais é que normalmente com o carvão mineral ocorrem também depósitos de pirita e outros minerais sulfetados. Esses minerais, quando expostos ao oxigênio e umidade, oxidam-se facilmente, gerando, entre outros produtos, ácido sulfúrico, sendo este responsável pela DAM.

Para minimizar os problemas ambientais, após a mineração, os rejeitos devem ser realocados no local de origem. No processo de reconstrução topográfica das áreas de mineração de carvão a céu aberto são utilizados o solo e as litologias sobrejacentes às camadas de carvão para a construção topográfica da paisagem. O subsolo e solo reconstruídos devem propiciar condições para o desenvolvimento da nova vegetação (PINTO, 1997). Contudo, a operação de mineração tende a misturar material de várias partes da coluna geológica, ao acaso. Por esta razão, as propriedades dos solos após mineração de carvão variam muito, em escalas de distâncias menores do que o solo natural (SCHAFFER et al., 1980).

Segundo Nordstrom (1982) apud CAMPOS (2000) a oxidação da pirita é um processo complexo, no qual reações de oxiredução, hidrólise e formação de íons complexos, controle da solubilidade e efeito cinético estão envolvidas e variam com as características físicas, químicas e biológicas do solo de cada local. No mecanismo de oxidação inorgânica da pirita ocorrem oxidação e hidrólise, na qual há a perda de um elétron pelo Fe, 14 elétrons do enxofre e ganho de 7 ½ elétrons pelo oxigênio por mol de pirita, o qual é exemplificada pela reação a seguir:



De acordo com a reação, a pirita mais água, na presença de oxigênio, resulta em hidróxido férrico insolúvel e ácido sulfúrico. No entanto, grande parte do Fe (II), hidrogênio e íons sulfato liberados durante a oxidação da pirita participam de várias outras reações no solo, tais como alteração na troca de cátions e no intemperismo de minerais. O Fe (II) é oxidado formando óxidos de Fe (III), além de participar da estrutura química da jarosita $\{\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6\}$ e de argilominerais (Van Breemen, 1982 apud CAMPOS, 2000). Parte do sulfato ácido presente na solução do solo é removido pela lixiviação acompanhado de um cátion, principalmente Ca, Mg e Na oriundos da fase trocável e do intemperismo de minerais (Van Breemen, 1982 apud CAMPOS, 2000), resultando em perdas expressivas desses elementos (CAMPOS, 2000). Assim, a drenagem ácida de minas intensifica o intemperismo dos minerais do sistema, sendo liberada na água grande quantidade de ferro e alumínio dos minerais primários, além de outros metais.

Em $\text{pH} \leq 3,0$ o Fe (III) oxida a pirita muito mais rapidamente que o Fe(II) pode ser oxidado pelo oxigênio. Portanto, inicialmente a pirita é oxidada pelo oxigênio, produzindo ácido e diminuindo o pH que, por consequência, vai tornando mais solúvel o Fe(III), que age como agente oxidante (NORDSTROM ,1982 apud CAMPOS, 2000). Contudo, a pirita pode reduzir Fe (III) a Fe (II) mais rapidamente que o Fe (II) pode ser regenerado para Fe (III) pelo oxigênio, o que resultaria na paralisação da reação. Porém, a existência de bactérias *Thiobacillus ferrooxidans* no ambiente, as quais usam enxofre elementar como fonte de energia, liberando ácido sulfúrico, e oxidando Fe (II) a Fe (III), realimentam o sistema, fornecendo Fe (III) para a oxidação da pirita. Assim, essas bactérias catalisam a reação, aumentando a razão de oxidação de 5 a 6 vezes em relação ao processo puramente inorgânico (Nordstron ,1982; Chi et al., 2006 apud CAMPOS, 2000).

A oxidação química da pirita é acelerada pela exposição do rejeito na superfície, uma vez que o processo é aeróbico (CAMPOS, 2000). Desse modo, ficam ainda mais complexos os processos de construção de áreas mineradas a céu aberto, que promovem contaminação das camadas superficiais com resíduos piritosos de carvão. Isto pode resultar na redução do pH. Atrelado a este fato, tem-se a temperatura como outro fator que interfere nas reações da pirita no solo. (Nordstrom, 1982 apud CAMPOS, 2000).

A atividade mineradora, quando comparada a outras fontes de degradação do ambiente, como a agricultura e a pecuária, afeta diretamente pequenas áreas. Contudo, os elementos solubilizados de rejeitos, se atingirem os cursos d'água, podem impactar negativamente áreas localizadas a centenas de quilômetros da mineração (SALOMONS, 1995). Elevados teores de metais pesados podem ser encontrados na cadeia trófica e no homem nos arredores de áreas de mineração, pela entrada desses elementos em solos agrícolas, cursos d'água e nos alimentos produzidos nestas áreas, podendo colocar em risco toda população localizada no entorno dos empreendimentos minerários (PRIETO, 1998). Depósitos de rejeitos e pilhas de estéril podem ser fontes de contaminação ambiental graças à presença de metais pesados e arsênio. Esses elementos mantêm-se solúveis graças ao baixo valor de pH da água de lixiviação dos depósitos de rejeitos. Os elementos S, Fe, Mn, Zn, Ni e Pb são os que ocorrerem em maior concentração na água de lixiviação dos rejeitos carboníferos (GAIVISSO et al., 2002).

O impacto negativo sobre o solo, a água e os seres vivos, da drenagem ácida de mina torna de extrema importância o controle e o tratamento da DAM para a preservação da qualidade ambiental e saúde das comunidades do entorno dos empreendimentos minerários.

De acordo com a resolução 001/86 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), que institui a obrigatoriedade da apresentação de EIA/RIMA (Estudo de Impacto Ambiental/ Relatório de Impacto Ambiental), para licenciamento de empreendimentos de mineração. O plano de lavra e o de reabilitação da área a ser minerada deve constar no projeto de mineração (CAMPOS, 2000). A obrigação de reabilitar áreas degradadas encontra-se regulamentada pelo decreto número 97.632, de 10 abril de 1989, porém, segundo Castro (1998), o tratamento legal dispensado pela legislação brasileira para esta finalidade é insuficiente, devendo ser aprimorado, tornando-se assim necessário os estudos de bioindicadores para contribuir com a recuperação destas áreas, minimizado os impactos ambientais e sociais causados pela mineração de carvão no sul de Santa Catarina.

2.5. BIOINDICADORES DO SOLO

Todo sistema biológico independente em nível de organismo, população ou comunidade se adaptou a um complexo de fatores ambientais ao longo dos anos. Dentro de cada situação específica, cada sistema biológico reservou-se a um espaço e um nicho ecológico onde fossem favoráveis as condições para reprodução e manutenção. Assim cada organismo, segundo sua constituição genética tem uma tolerância fisiológica para regular a capacidade de suportar os fatores ambientais (SCHUBER, 1991). Se capaz de, por eliminação, indicar quais fatores ambientais, sejam eles naturais ou modificados antropicamente, lhe serão nocivos ou decisivamente limitantes, estamos diante de bioindicadores. A essa capacidade de indicação de fatores ambientais bióticos ou abióticos através de organismos, dá-se o nome de BIOINDICAÇÃO.

Bioindicadores são organismos ou comunidades cujas funções vitais correlacionam-se tão estreitamente com fatores ambientais que podem ser empregados como indicadores na avaliação de uma determinada área. Entre outras palavras, pode-se inferir que bioindicadores são organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental alterando suas funções vitais ou acumulando toxinas (SCHUBERT, 1991). Junto a essa sensibilidade na percepção de alterações está à velocidade com que estes organismos exibem os efeitos desastrosos do desequilíbrio ambiental. Salienta-se que a bioindicação existe quando valores atuais ou valores de entrada de um dado sistema diferem de valores considerados padrões. A bioindicação pode ser ainda, sensível na medida em que, reage a determinado fator e assim muda seu comportamento e/ou onde há acúmulo significativo no organismo e ele mesmo assim consegue manter suas funções vitais.

Organismos indicadores (ou bioindicadores) são indicadores biológicos ou uma comunidade de indicadores que podem fornecer informações sobre as condições de um ecossistema como valor de pH ou concentrações de metais pesados no solo. Temos ainda certas espécies vegetais que respondem a alterações ambientais desaparecendo ou ecoando. (MARKERT, 1993).

Os bioindicadores são importantes para correlacionar com um determinado fator antrópico ou um fator natural com potencial impactante, representando importante ferramenta na avaliação da integridade ecológica (condição de “saúde” de uma área, definida pela comparação da estrutura e função de uma comunidade biológica entre uma área impactada e áreas de referência.

Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre oscilações naturais (p.ex. mudanças fenológicas, ciclos sazonais de chuva e seca) e estresses antrópicos.

Dentre os organismos que atuam no funcionamento biodinâmico do solo destaca-se a fauna edáfica, que participa do complexo serrapilheira-solo, desempenhando importante papel na ciclagem de nutrientes e na estrutura física do solo (BARROS et al., 2001; BENCKISER, 1997). A atividade biológica do solo é uma denominação genérica para a ação dos organismos vivos do solo, tanto macro como microscópicos. Esses organismos têm forte influência na gênese e manutenção dos constituintes do solo, principalmente nos horizontes superficiais.

As comunidades de organismos micro e macroscópicos que habitam o solo realizam atividades imprescindíveis para a manutenção e sobrevivência das comunidades vegetais e animais. No solo, as principais atividades dos organismos são a decomposição da matéria orgânica, a produção de húmus, a ciclagem de nutrientes e energia, a fixação de nitrogênio atmosférico, a produção de compostos complexos que causam agregação do solo, a decomposição de xenobióticos e o controle biológico de pragas e doenças, proporcionando assim, condições ideais para uma biodiversidade extremamente elevada (DECÄENS et al., 2003).

A macrofauna pode ser também vetora de microrganismos simbióticos das plantas, como fixadores de nitrogênio e fungos micorrízicos, e são capazes de digerir, de maneira seletiva, microrganismos patogênicos (BROWN et al, 1998). Em função do seu tamanho, a macrofauna, apresenta características morfológicas que favorecem fortemente sua atuação na fragmentação da matéria orgânica, e nas características físicas do solo. Para CORREIA e ANDRADE (1999), os recursos alimentares disponíveis, como também a estrutura de “microhabitat” gerado, possibilitam a colonização de várias espécies da fauna do solo com estratégias diferentes de sobrevivência. Nesse caso, quanto mais diversificada for à cobertura vegetal, maior o número de nichos a serem colonizados, resultando, portanto, em maior diversidade das comunidades da fauna do solo.

Diversos estudos têm levantado à hipótese de que a diversidade e abundância da macrofauna invertebrada do solo, assim como a presença de determinados grupos em um sistema, podem ser usadas como indicadores eficientes da qualidade dos solos (PAOLETTI, 1999 e BARROS et al., 2001), pois são muito sensíveis à modificação da cobertura vegetal do solo (LAVELLE et al., 1994).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S Environmental Protection Agency-USEPA) recomenda a utilização de critérios biológicos (que utilizam a condição de um organismo ou conjunto de organismos para descrever a integridade ecológica de uma área

impactada, pouco impactada, ou áreas de referência), para complementar as informações sobre qualidade de água, qualidade do solo e qualidade ambiental como um todo, tradicionalmente baseados em parâmetros químicos e físicos. A utilização dos bioindicadores é uma medida integrada e atualizada de todos os estresses ambientais, mais eficientes do que inferências biológicas de comparações de valores obtidos em ensaios em laboratório de medidas instantâneas no campo ou contaminantes similares.

Após a coleta de informações dos bioindicadores, a etapa seguinte é a integração de dados mensuráveis (p.ex. estimativas de densidade, contagem de espécies) e a combinação de variáveis na proposição de índices adequados para avaliar as condições ambientais em estudo.

Assim, dada à sua grande sensibilidade a interferências no ecossistema, sua abundância e composição refletem o padrão de funcionamento do ecossistema. Um exemplo típico de bom indicador seria a presença de invertebrados do solo quanto à composição de espécies e abundância relativa em relação a mudanças no sistema (STORK e EGGLERON, 1992). Segundo Aquino (2001) as minhocas podem ser usadas como bioindicadoras de qualidade do solo, dentre tantas outras características específicas desse organismo.

As minhocas fazem parte do Filo Annelida pertencem à classe Oligochaeta e a ordem Opisthospora, da qual se destacam famílias terrícolas como Glossocolecidae, Lumbricidae, Megascolecidae, com grande números de gêneros e espécies (ASSAD, 1997). As minhocas são seres saprófitos, alimentam-se principalmente de detritos orgânicos em vários estágios de decomposição. Assim, normalmente estão em maior número em solos ricos em matéria orgânica ou que possuam ao menos uma camada de húmus na superfície (BARNES, 1984).

Os anelídeos encontram-se entre os primeiros animais a surgir na face da terra. Provavelmente surgiram no período Edicariano (Era Paleozóica), há mais de 600 milhões de anos (BOUCHÉ, 1983). Do oceano, migraram para a massa terrestre e se adaptaram à vida no solo, há aproximadamente 225 milhões de anos. Portanto, considerando o longo período de tempo que tiveram para evoluir, e as adaptações necessárias para a sobrevivência no solo (um meio opaco, escuro e compacto, com poucos recursos alimentícios e de baixa qualidade), não é de surpreender-se que o número estimado de espécies de minhocas no mundo seja maior do que 8000 (FRAGOSO et al., 1997). Entretanto, apenas umas 3800 espécies são conhecidas (REYNOLDS, 1994).

As minhocas são organismos visíveis a olho nu e todos os solos onde elas estão presentes são considerados de boa produtividade agrícola, sendo então consideradas como símbolo de boa qualidade do solo, pois para sobreviver precisam de um alto grau de umidade e teor de matéria orgânica (MEINICKE, 1983). As minhocas são procriadoras contínuas,

produzindo ovos ao longo do ano inteiro. Seus ovos estão contidos em casulos, as quais são depositadas na superfície do solo ou em maior profundidade quando o solo está mais seco. A maioria das espécies produz casulos quando a temperatura, umidade, nutrientes e outros fatores ambientais estão adequados. A maioria dos casulos é produzida quando as temperaturas são mais elevadas, e em temperaturas muito baixas (aproximadamente 3°C) nenhum casulo é produzido.

As minhocas são animais essencialmente edáficos e a grande maioria das espécies habitam as camadas superficiais do solo, geralmente até as profundidades de 30-50 cm no perfil. Algumas espécies do gênero *Eisenia* e *Octolasion* entram em diapausa nos períodos secos, e isso interrompe a produção de casulos (EDWARDS e BOHLEN, 1996).

As Oligochaetas consomem aproximadamente 3,5% dos alimentos orgânicos, em decomposição no solo, ingerem os resíduos orgânicos e seus dejetos são formados de agregados de terra e matéria orgânica digerida, denominados coprólitos (KIEHL, 1985), sendo a composição dos excrementos dependente do regime alimentar do organismo. Os produtos nitrogenados proveniente do metabolismo das minhocas podem voltar ao solo nos excrementos, na urina por onde são excretados os produtos residuais metabólicos nitrogenados, em mucoproteínas secretadas pela superfície do corpo das minhocas e nos tecidos das minhocas mortas (LEE, 1985).

Do material orgânico ingerido e preparado no seu intestino, as minhocas assimilam menos de 10%, restando nas fezes muito material disponível, e em vários graus de processamento. Daí a coprofagia ser comum e formar-se fezes cada vez menores, que, pela perda de água e aglutinação das partículas, originam agregados estáveis durante anos (EDWARDS e BOHLEN, 1996). Comendo e cavando, as minhocas destroem e reformam os agregados do solo e constroem suas galerias, influindo na distribuição dos materiais do solo, na sua estrutura e porosidade (macro e microporosidade). Com isto, elas interferem na aeração e drenagem do solo e na sua capacidade de retenção de água.

Sua respiração é cutânea, necessitando sempre de teores altos de umidade para efetuar trocas gasosas, sua maturidade sexual ocorre dos 6 aos 18 meses de idade dependendo da espécie e sua reprodução depende de outros indivíduos apesar de serem hermafroditas ou mesmo se replicam pelo processo de regeneração e partes do corpo de um indivíduo. Seu corpo é acrescido de fileiras microscópicas de cerdas de quitina o que facilita seu deslocamento no solo. A sua epiderme é coberta de fina cutícula de quitina e produz bastante muco o que as torna viscosas diminuindo o atrito com o solo e facilitando o seu deslocamento. Além da função de facilitar o deslocamento, o muco ainda as protege de

substâncias tóxicas ou nocivas e ainda possibilita as trocas gasosas em toda a superfície do corpo.

Em cada segmento do corpo há uma câmara interna cheia de líquido aquoso donde são retiradas as substâncias de excreção através de órgãos especiais que se abrem na pele, por poros microscópicos. O sistema nervoso é representado por gânglios na cabeça e ao longo da região ventral do corpo, por sua vez formado por grupos de células nervosas que funcionam como centros de coordenação das diversas funções no corpo do animal e ainda apresenta sete “corações” distribuídos entre os anéis de seu corpo.

As minhocas são lucífugas e dotadas de tigmotactismo positivo, daí viverem no interior de substratos ou escondidas sob folhas, galhos, dentre outros. As Oligochaetas estão relacionadas com o processo de humificação e ciclagem de nutrientes no solo, além de melhorarem a circulação de ar e água no solo, pois contribuem para aumentar a porosidade do solo através de suas galerias (DIDDEN apud LOPEZ, 2005). As galerias predominam nos horizontes superficiais, de 0 a 30 cm de profundidade, mas podem chegar até regiões mais profundas (RIGHI, 1997). As comunidades de minhocas resultam das interações existentes entre as variáveis ambientais, pedológicas e biológicas dos ecossistemas. As espécies podem ser separadas em grupos ecológicos que refletem as adaptações desenvolvidas para atender as necessidades de diferentes ambientes.

Segundo Chan (2001), as Oligochaetas podem ser divididas em cinco grupos ecológicos em função do ambiente:

- Espécies epigêicas, que habitam o horizonte orgânico do solo, ou áreas com alto teor de matéria orgânica e geralmente não constroem túneis e apresentam tamanho reduzido (<15 cm; por exemplo *Eisenia fetida*);

- Espécies anécicas, que se alimentam e incorporam resíduos orgânicos, constroem longos túneis verticais, contribuindo para as trocas gasosas e fluxo de água do solo. Apresentam tamanhos maiores (>15 cm);

- Espécies endogêicas polihúmicas se alimentam de solo com alto teor de matéria orgânica, habitam o horizonte A e constroem túneis horizontais, apresentam tamanho reduzido (<15 cm);

- Espécies endogêicas mesohúmicas se alimentam de partículas orgânicas e minerais nos horizontes A e B, apresentam tamanho médio (10 – 20 cm); e

- Espécies endogêicas oligohúmicas se alimentam nas camadas com menores teores de matéria orgânica, habitando os horizontes B e C; constroem longos túneis horizontais e possuem tamanhos maiores (>20 cm).

Revisando dados de diversos autores, Lee (1985) concluiu que, nos solos com minhocas, a quantidade de água que penetra é de 2 a 10 vezes maior e a capacidade de campo de 11% a 17% maior do que nos solos sem minhocas. Pelos seus dejetos, excretas, secreções e cadáveres, as minhocas interferem diretamente nas características químicas do solo e, mais ainda, indiretamente, por incrementarem a atividade dos microrganismos. Durante o trânsito intestinal, o material digerido apresenta um aumento exponencial do número de bactérias e actinomicetos (EDWARDS et al., 1995).

De modo geral, nos trópicos as comunidades de minhocas são dominadas por espécies geófagas, devido ao tipo de matéria orgânica predominante no solo (EDWARDS e BOHLEN, 1983). Entretanto, a alteração da vegetação natural, pode modificar as comunidades originais de minhocas, fazendo com que as espécies nativas sejam substituídas por exóticas, melhor adaptadas a novas condições edáficas.

Além das variações sazonais de temperatura, umidade, tipo de solo e o teor e a qualidade da matéria orgânica, o grau e a intensidade das ações antrópicas são determinantes na dinâmica das populações de minhocas. De acordo com Tanck et al. (2000) as flutuações populacionais de Oligochaetas edáficos em áreas cultivadas dependem do tipo de manejo ao qual o solo é submetido. Solos onde não há revolvimento e a cobertura é mantida por um período maior tendem a contribuir positivamente para a atividade e estabelecimento de populações de minhocas.

Algumas espécies de minhocas migram para regiões mais profundas do solo onde o teor de umidade e a temperatura são mais favoráveis em épocas de seca e temperaturas muito baixas ou muito altas. Os casulos das minhocas são mais resistentes do que as minhocas com relação à dessecação e à tolerância a extremos de temperatura (EDWARD e BOHLEN, 1996). Um dos fatores mais limitantes para a sobrevivência de minhocas é a acidez no solo.

É importante observar que apesar de algumas espécies conseguirem viver em solos mais ácidos ou alcalinos, todas elas tem seu pH ótimo entre 5,5 – 6,5 o que coincide com o pH ideal da maioria das plantas cultivadas (MEINICKE, 1983). A redução da população e biomassa de minhocas pela compactação do solo causado principalmente pelo tráfego de máquinas foi observada por PIZL (1992) e por SÖCHTIG e LARINK (1992).

A aplicação de fertilizantes minerais pode contribuir para a diminuição da população de minhocas diretamente pela acidificação do solo, e pela geração de toxidez, como é o caso dos radicais de amônia (EDWARDS e BOHLEN, 1995). Por outro lado, uma maior quantidade de resíduos vegetais no solo pode contribuir para o incremento da população (EDWARDS et al., 1996). TANCK et al., 2000 analisando a presença de minhocas em

sistemas de plantio direto e preparo convencional, observaram que o plantio direto promoveu a maior densidade populacional e biomassa do gênero *Amynthas* spp., que é uma espécie endêmica e exógena, enquanto, o convencional teve baixa população.

O primeiro relato da presença de uma espécie exótica de minhoca no Brasil foi de um sueco chamado Kinberg que em 1867, citou espécies do gênero *Amynthas*. Contudo, a chegada ao Brasil dessas minhocas asiáticas, pertencentes à família Megascolecidae foi, provavelmente, muito anterior.

Essas minhocas devem ter chegado logo após o início da troca de material vegetal (e solo) entre a Ásia e o Novo Mundo, realizada pelos navios mercantes (CHANG, 1997). Diversos autores relatam o transporte de minhocas em balastro de navios mercantes, no século XVIII, e em solo de floreiras e mudas vegetais (LEE, 1985).

Perrier, em 1877, realizou o primeiro trabalho sobre a biodiversidade de minhocas no Brasil, listando 5 espécies: três exóticas (*Perichaeta dicystis*, *P. tricystis*¹ e uma Eudrilidae, provavelmente *Eudrilus eugeniae*) e duas nativas (*Urochaeta corethrura*, syn. *Pontoscolex corethrurus* e *Titanus brasiliensis*, syn. *Glossoscolex giganteus*). Em 1903, Moreira listou 22 espécies de minhocas no país. Entretanto, algumas foram, posteriormente, sinonimizadas (*Pheretima barbadensis* e *P. hawayana*, syn. *Amynthas gracilis*; *Rhinodrilus papillifer*, syn. *Urobenus brasiliensis*), permanecendo 20 espécies válidas. Dessas, nove espécies eram exóticas e 11 nativas. Michaelsen, em 1927, publicou sua síntese da biodiversidade de minhocas no Brasil, no trabalho “*Die Oligochätenfauna Brasiliens*.” A lista continha 51 espécies válidas, das quais 15 (29%) eram exóticas e 36 nativas (BROWN et al, 2003).

A lista atualizada de espécies de minhocas no Brasil (James & Brown, 2006), inclui 301 espécies e subespécies de 65 gêneros.

As espécies de minhocas do gênero *Amynthas* são bem conhecidas pela população brasileira. São minhocas de fácil visualização, convivem bem com o ser humano, e são abundantes perto das residências e, freqüentemente, são usadas como isca, para pescar. Por todo o país, as espécies de *Amynthas* têm colonizado jardins, pomares, hortas e lavouras agrícolas, especialmente em locais próximos às habitações humanas. Em particular, sob o sistema de semeadura direta (plantio direto), que ocupa, atualmente 18 milhões de ha no Brasil, tanto as *Amynthas* spp. como as *Dichogaster* spp., têm se espalhado rapidamente.

Brown et al., (2003), observaram um aumento significativo das populações de minhocas com a adoção e estabilização do sistema de plantio direto. Voss (1986), relatou um

aumento nas populações de *Amyntas corticis* e *A. gracilis*, de praticamente nenhum indivíduo até 108 indivíduos m^{-2} , após quatro anos de plantio direto, na região de Ponta Grossa-PR. Em Arapoti-PR, após 6,5 anos de plantio direto, a invasão de diversas *Amyntas* spp. havia estabilizado em aproximadamente 200 indivíduos m^{-2} (PEIXOTO e MAROCHI, 1996).

Em geral, considera-se que as espécies de *Amyntas* e outras minhocas da família Megascolecidae possuem alto poder de invasão a novos ambientes. Seu comportamento ativo na superfície do solo, sua capacidade de locomover-se rapidamente e cobrir longas distâncias, seu modo reprodutivo (partenogênese) e o ciclo de vida, são as principais razões de seu sucesso como colonizador de novas áreas. No leste dos EUA, diversas *Amyntas* spp. invadiram as florestas caducifólias da região, anteriormente desabitadas por minhocas, causando grandes modificações ao solo (BURTELOW et al., 1998). No Brasil, diversas *Amyntas* spp. já foram encontradas em áreas de mata atlântica nativa, infelizmente, pouco se sabe do efeito dessas invasões sobre o solo, suas propriedades e biodiversidade. De fato, sabe-se ainda muito pouco da biologia e ecologia das *Amyntas* spp. no Brasil, e ainda há muito a ser estudado em relação a essas espécies, especialmente considerando a amplitude de sua invasão em diferentes ecossistemas agrícolas e naturais no país.

Este trabalho objetivou avaliar o uso de oligochaetas nativas ou naturalizadas no solo como indicadoras de alteração química em solos submetidos à aplicação continuada de dejetos suíños e em processo de recuperação após mineração de carvão.

A utilização das oligochaetas se baseou no princípio de biomonitoramento, no qual se busca o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais; ou seja, submeter os indivíduos às condições adversas e eles na medida do impacto resistirem ou não.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi dividido em três estudos de caso: (i) Efeito da contaminação do solo e esterco por Zn no acúmulo do metal em tecido de minhoca, (ii) Efeito da adição de Cu e Zn via dejeto de suíno na comunidade de oligochaetas, e (iii) Efeito de técnicas de recuperação do solo, reconstruído pós-mineração de carvão, na comunidade de oligochaetas.

3.1. EFEITO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ESTERCO POR Zn NO ACUMULO DO METAL EM TECIDO DA MINHOCA

O presente estudo de capacidade de absorção de Zn por oligochaetas foi realizado no Departamento de Solos e Recursos Naturais do Centro de Ciências Agroveterinárias, UDESC, Lages-SC, em abril de 2009.

Os tratamentos constaram da aplicação, no solo ou no esterco, das doses 0, 150, 300, 450, 600, 750 e 900 mg kg⁻¹ de Zn. No primeiro caso, utilizou-se, como cobertura, o esterco não contaminado, oferecido como alimento aos organismos. No segundo caso, o solo não foi contaminado. O sal utilizado nos dois casos o Zn(NO₃)₂ devido a sua alta solubilidade. A aplicação das doses foi realizada por meio de soluções contendo o metal. Em ambos os casos a dose de esterco aplicado foi o equivalente a 44.000 kg ha⁻¹.

O solo utilizado, classificado como Cambissolo Húmico, foi seco, moído e peneirado em peneira de 2,0 mm. A seguir foi acondicionado em sacos plásticos, com capacidade para cinco kg, revestido por papel cramer para evitar excesso de luminosidade, a qual poderia comprometer o deslocamento das minhocas. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com três repetições. O número de minhocas por vaso foi de 60 minhocas da espécie *Eisenia foetida*.

Ao término dos 15 dias de condução do experimento as minhocas sobreviventes foram coletadas, foi quantificado o número de sobreviventes e estes foram submetidas à dieta líquida de 24 horas. Após este período, as minhocas foram imersas em solução de álcool etílico a 40% por 5 minutos para a complementação de limpeza do tubo digestivo e pele. O tecido limpo foi conduzido a mufla onde permaneceu por seis horas a 600°C (calcinação) segundo a

metodologia de TEDESCO (1995), para análise de resíduos orgânicos. Após este período 0,5g de minhoca foi dissolvida em solução de HCl a 0,1M da QUIMEX, lote 32393, com densidade 1,18 g.ml⁻¹. A determinação do teor de Zn no tecido da minhoca foi realizada em fotometria de absorção atômica. Os resultados foram submetidos à análise de correlação linear corrigida em relação à covariável número de minhocas.

3.2 EFEITO DA ADIÇÃO DE Cu E Zn VIA DEJETO DE SUÍNO NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS

O experimento foi conduzido em área agrícola no município de Campos Novos/SC em solo identificado como Latossolo Vermelho Distroférrico, coordenadas 51°21'48"S e 27°23'33"S, altitude média 908 m. Nessa área, vem sendo conduzido, desde 2001, um experimento no delineamento em blocos ao acaso, com quatro repetições, onde são testados os seguintes tratamentos: T1 - Testemunha sem adubação; T2 - Adubação solúvel (N=130 Kg/ha; P₂O₅=100 Kg/ha; K₂O= 70 Kg/ha); T3 - Dejeto Líquido de suínos (DLS) + adubo solúvel - 25m³/ha de dejeto líquido de suíno complementado com adubo solúvel; T4 - 25m³ de DLS; T5 - 50 m³ de DLS; T6 - 100 m³ de DLS; T7 - 200 m³ de DLS.

A caracterização química do solo, na camada de 0-20 cm, e do dejeto aplicado no experimento estão apresentadas nas tabelas 1 e 2, respectivamente. O dejeto aplicado ao solo é oriundo de criação de terminação de suínos, e teve sempre uma permanência média de quatro meses em esterqueira aberta antes da utilização. Anualmente cultivou-se milho (*Zea mays*) e como cultura hibernal a aveia preta (*Avena strigosa*) em sucessão, no sistema de plantio direto usando-se a última como cobertura de solo; utilizou-se um híbrido simples de milho de ciclo precoce (PIONEER, 30F53), em densidade de aproximadamente sete plantas por m².

A amostragem das minhocas foi feita em três épocas, agosto e novembro de 2008 e março de 2009. Foram coletadas amostras compostas por cinco sub-amostras.

A coleta foi realizada instalando-se sobre o solo uma armadilha constituída de um saco de malha plástica com esterco bovino fresco, que ao final de uma semana foi retirado e as minhocas coletadas. Após a coleta das minhocas que migraram para as armadilhas estas foram transferidas para o laboratório do CAV e submetidas à dieta líquida de 24 hs e depois imersão em solução água + álcool a 40% por 5 minutos para limpeza do trato digestivo. O tecido limpo foi conduzido a mufla onde permaneceu por seis horas a 600°C. Após este período o material resultante foi dissolvido em solução de HCl a 0,1M. A determinação do teor de Zn

no tecido da minhocas foi realizada em espectrofotometria de absorção atômica. Os organismos excedentes foram encaminhados para a Universidade do Estado de Londrina (UEL) para identificação, no laboratório de Fauna do Solo, onde farão parte da coleção Annelida Fritz Müller da UEL.

Tabela 1 - Caracterização química da camada de 0-20cm do latossolo Vermelho Distroférrico em Campos Novos, antes de receber os tratamentos, 2001.

Atributo ¹	Valor
pH em água	6,1
SMP	6,0
Matéria Orgânica (g Kg ⁻¹)	43
P (mg Kg ⁻¹)	6,4
K (mg Kg ⁻¹)	67
Ca (cmol _c dm ⁻³)	8,2
Mg (cmol _c dm ⁻³)	4,6
Al (cmol _c dm ⁻³)	<0,01

Fonte: SILVA (2008). ⁽¹⁾ Conforme a metodologia de Tedesco et al. (1995).

Tabela 2 - Caracterização química do dejetos líquido de suínos (animais em fase de terminação)

Ano	pH ¹	MS	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Cu	Zn	Mn		
						Kg m ⁻³								
out/01	6,7	66	3,4	1,4	1,2	3,3	1,1	-	11,9	1,2	8	5,2		
nov/02	7,1	26	2,6	1	1,2	1,8	0,7	-	-	-	-	-		
out/03	6,9	32	2,6	1,1	1,3	2,1	0,9	-	-	-	-	-		
out/04	7,3	43	3,7	1,4	1,5	2,8	1,2	-	-	-	-	-		
out/05	7,8	56	3,2	1,5	1,1	1,8	0,9	-	-	8,8	3,2	-		
out/06	7	114	4,6	2,8	1,7	1,7	0,9	0,8	9	3,4	4,6	13		
out/07	7,3	55	2,7	1,8	1,1	1,5	0,8	0,5	7,8	2,7	4,1	9,6		

(MS- matéria seca)

FONTE: SILVA, 2008. ¹ Determinações conforme Tedesco et al. (1995)

Os resultados dos teores de Cu e Zn no tecido das minhocas coletadas, foram submetidos à análise de variância e a comparação entre médias foi realizada utilizando-se o teste DMS de Fisher (STEEL; TORRIE; DICKEY, 1997). Para atenderem-se as pressuposições teóricas implícitas dos referidos teste, houve necessidade de se transformar as duas variáveis extraíndo-se o logaritmo natural de seus valores somados de uma unidade. No entanto, os resultados são apresentados na escala original destas variáveis. Todas as análises foram procedidas usando-se o procedimento MIXED (LITTEL et al, 2006) do software computacional estatístico SAS® (Statistical Analysis System). Para todos os testes efetuados foi considerado o nível mínimo de significância de 5% .

3.3 EFEITO DE TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DO SOLO, RECONSTRUÍDO PÓS-MINERAÇÃO DE CARVÃO, NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS

A área experimental, avaliada neste estudo, localiza-se no município de Lauro Müller-SC coordenadas 28°20'57"S; 49°20'28"W conhecida como Mina do Apertado, sob um Argissolo Vermelho-Amarelo alítico típico minerada em 1991 e reconstituída em 1995. Naquele local, vem sendo conduzido desde 2001 um experimento em blocos casualizados com os seguintes tratamentos em três repetições: T1 - testemunha; T2 - aplicação de calcário; T3 - calcário + Brachiaria spp.; T4 - calcário + cama de aves + Brachiaria spp.; T5 - DREGS. A tabela 3 apresenta dados da análise química, dos solos de cada parcela, realizada em 2009 por CORREIA, (2009).

Tabela 3 - Caracterização química do solo revolvido após mineração de carvão em Lauro Müller-SC, 2009.

Trat.	pH								
	água	SMP	Ca	Mg	Al	P	Na	K	MO
T1	3.8	4.2	2.33	1.48	5.9	5.1	35	79	1.2
T2	6.7	6.9	10.11	5.37	0	9.7	63	116	1.3
T3	6.1	6.8	9.8	5.3	0	5.7	50	124	1.4
T4	6.6	6.9	10.4	5.5	0	12.4	54	156	1.8
T5	6.9	6.9	15.8	1.84	0	3.1	58	116	1.2

(T1) testemunha ; (T2) aplicação de calcário; (T3) calcário + Brachiaria spp.; (T4) calcário + cama de aves + Brachiaria spp.; (T5) DREGS; (MO) Matéria Orgânica. Fonte: Correia (2009)

A cama de aviário foi aplicada em dose única 6 Mg/ha em base seca. A dose de calcário foi de 25 Mg/ha com PRNT de 100% elevando o pH a 6,0. No ato de implantação o solo foi suplementado com 66,0 Kg de N na forma de uréia, 110 Kg/ha de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo e 110 Kg/ha de K₂O na forma de KCl.

Na ocasião das coletas AGO e NOV/2008 e ABR/2009 foram coletadas cinco subamostras para formar uma amostra composta. A coleta das amostras foi feita com o uso de cilindro metálico amostrador com 17 cm de diâmetro (BARETTA et al., 2003), na profundidade de 10 cm. As amostras obtidas foram conduzidas ao laboratório de Biologia do Solo do CAV. Os procedimentos de preparo e análises das amostras seguiram a metodologia utilizada no experimento anterior. As análises estatísticas foram conduzidas de forma idêntica ao estudo dois.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 EFEITO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ESTERCO POR ZN NO ACUMULO DO METAL EM TECIDO DE MINHOCA

Não houve correlação entre a dose de Zn aplicada ao solo e o teor acumulado no tecido da minhoca (Tabela 4). Entretanto, houve correlação significativa entre dose adicionada no esterco e acúmulo no tecido, o que pode estar relacionado à menor ingestão de esterco e por consequência uma menor ingestão de Zn pelas minhocas. Este comportamento pode ser também a explicação da maior toxicidade e número de minhocas mortas encontradas nas doses superiores a 450 mg kg^{-1} , quando o solo foi contaminado (Gráficos 1 e 2).

Tabela 4 - Correlação de Pearson entre doses de Zn adicionados e acúmulo no tecido das minhocas via duas fontes de contaminação, solo e esterco.

Variáveis	Zn	TecEC	TecSC
Zn	1.00	0,66*	0,34 ^{ns}
TecEC	0,66*	1.00	0,52*
TecSC	0,34 ^{ns}	0,52*	1.00

TecEC - Teor de Zinco no tecido da minhoca em sistema com esterco contaminado artificialmente. TecSC: Teor de Zinco no tecido da minhoca em sistema com solo contaminado artificialmente

* Significativo a 5%; ns – não significativo.

No presente trabalho a dose para mortandade de 50% dos indivíduos situa-se entre 450 e 600 mg kg^{-1} de Zn, futuramente será refeito esse experimento para validação do teor real de mortalidade da metade da população(DL_{50}) bem como a capacidade de fuga dos organismos expostos à teores acima dos propostos pela CETESB, 2001. A CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) proporciona valores considerados limites de intervenção agrícola adotados por SILVA et al. (2005), no Rio de Janeiro, trabalhando com toxicidade de metais(Fe,Al,Zn,Cu,Pb e Hg) presentes em lodo de esgoto acumulado em tecido de oligochaetas da espécie *Eisenia andrei*.

Neste estudo de caso, observou-se a fuga dos organismos mas, não foi quantificado e a toxicidade do esterco, material orgânico utilizado. Quando in natura (via terminação) não provocava mortalidade mas, acrescido de doses altas de fonte de Zn provocava mortalidade e quando foi oferecido como alimento e o solo (cambissolo húmico) foi contaminado a mortalidade foi significativamente maior que quando a contaminação foi via esterco diferentemente dos resultados encontrados por SILVA et al., onde teve seu índice de mortalidade maior quando o lodo de esgoto sua fonte orgânica foi oferecida in natura e significativamente menor quando este era acrescido dos solos trabalhados (latossolo e chernossolo), encontrou 100% de mortalidade e capacidade de fuga de 98,3%.

Houve correlação significativa entre a concentração no tecido das minhocas quando o solo foi contaminado e aquela no tecido das minhocas quando o esterco foi contaminado. Isso poderia indicar que o fenômeno de absorção do Zn é inerente ao organismo e independe da fonte de contaminação. Contudo, o número médio de minhocas indica que a adição de doses crescentes de Zn ao solo promoveu maior mortalidade, ou seja, a presença de altas concentrações de zinco no solo tem maior efeito deletério sobre as minhocas da espécie *Eisenia foetida* que quando o Zn encontra-se no esterco. Este resultado concorda com aquele obtido por SPURGEON et al.(1999); LANGDON et al. (2001); ZORN et al.(2005); CARPENÉ et al. (2006); SUTHAR et al.,(2008); MALERI et al.(2007); CESAR et al.,(2008).

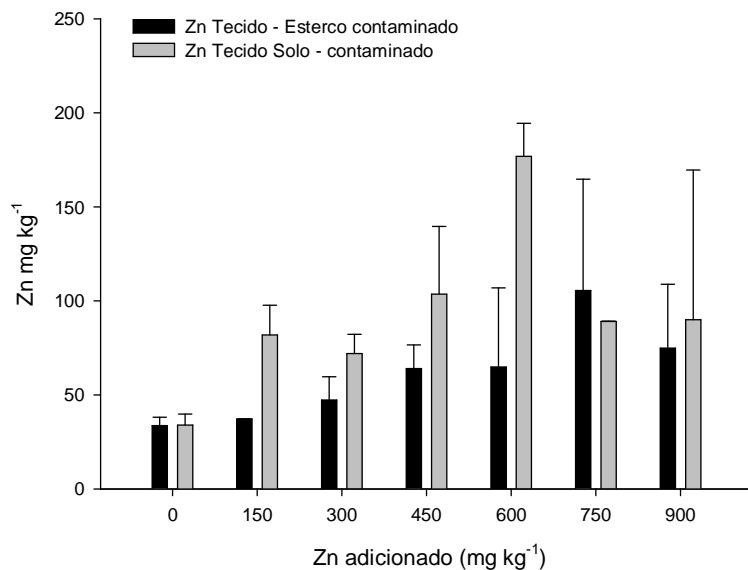


Figura 1 - Média dos teores de Zn no tecido das minhocas submetidas a dois sistemas: (i) solo contaminado com doses crescentes de Zn e (ii) esterco contaminado com doses crescentes de Zn.

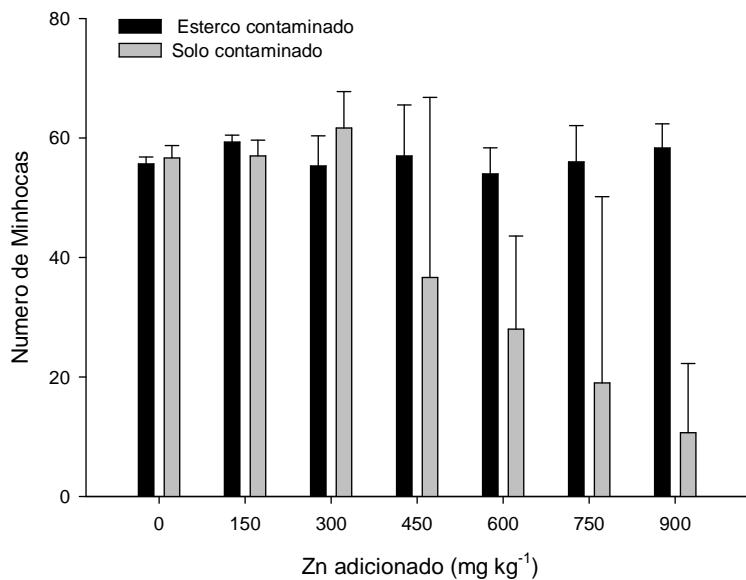


Figura 2 - Média do número de minhocas submetidas a dois sistemas: (i) solo contaminado com doses crescentes de Zn e (ii) esterco contaminado com doses crescentes de zinco.

SPURGEON et al., (1999) trabalharam com sensibilidade de espécimes de *Lumbricus rubellus* à exposição de Zn e Cd em laboratório. Observaram o comportamento da espécie como resistente. LANGDON et al., (2001) trabalhando com sobrevivência e condução de minhocas da espécie *Lumbricus rubellus* e *Dendrobilus rubidus* em solos contaminados e não contaminados por As observaram capacidade bioacumulativa das minhocas. Este resultado foi confirmado por ZORN et al. (2003) que trabalharam com as espécies *Allolobophora chlorotica* e *Aporrectodea caliginosa* e verificaram acúmulo de Zn. A espécie (*Allolobophora caliginosa*) também foi trabalhada por CARPENÉ et al., 2006 e confirmado acúmulo de Zn e Cu entre outros metais em seus tecidos. SUTHAR et al., 2008 observou espécimes de oligochaetas anécica que têm o hábito de construção de túneis verticais possibilitando maior revolvimento de solo (*Lampita mauritii kinberg*) e endogéica que normalmente constroem túneis horizontais (*Metaphire posthuma*) em diferentes situações: solo contaminado, terra cultivada, jardim urbano; ratificando eficiência referente ao potencial bioacumulativo desses organismos no campo. MALERI et al. (2007) analisaram a absorção de duas minhocas ecofisiologicamente diferentes expostas a solos altamente intemperizados, trabalharam com *Eisenia fetida* e *Aporrectodea caliginosa* e as concentrações acumuladas nas

duas espécies não diferiram estatisticamente entre si mas em relação a diferentes metais analisados.

Deve ser enfatizado, no entanto, que todos os autores observaram a necessidade da repetição dos experimentos para confirmar a capacidade de bioacumulação dos metais por esses organismos.

Como descrito inicialmente, existem relatos de que a espécie utilizada, neste estudo, costuma ser encontrada em ambientes modificados antropicamente e apresenta alta resistência a situações de acidez e toxicidade. Desse modo, torna-se difícil prever se espécies nativas teriam o mesmo comportamento de resistência e bioacumulação dos elementos quando expostas às concentrações elevadas de zinco no solo ou no resíduo orgânico, no caso o esterco. Há necessidade de mais pesquisas que investiguem a biologia e ecologia das minhocas para se entender melhor seu comportamento bioacumulativo e a possibilidade do seu uso como organismo indicador.

4.2 EFEITO DA ADIÇÃO DE CU E ZN VIA DEJETO DE SUÍNO NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS

Os resultados encontrados para a diversidade de oligoquetas na área experimental de Campos Novos estão apresentados nas tabelas 5 e 6. A diversidade observada é bastante limitada, uma vez que, somente foram encontrados organismos do gênero *Amintas*, predominando as espécies *cortisis* e *gracilis* em todas as amostragens. A presença de gênero exótico tem suporte na literatura, uma vez que autores como Brown (2001) observou dominância desse gênero em áreas submetidas a perturbações.

Como a área experimental avaliada está situada dentro de uma área maior que vem sendo cultivada sempre no mesmo sistema de monocultura de milho no verão, e que se repete no experimento, este manejo pode ter influenciado essa dominância.

Em relação à freqüência, os dados obtidos não podem ser considerados confiáveis, uma vez que não foi possível adotar-se metodologia adequada para a coleta, pela impossibilidade de alterar a superfície do solo das parcelas experimentais. Dessa forma o estudo desconsiderou a biomassa total de minhocas por unidade de área ou volume do solo, que seria um dado importante. De acordo com KLOK et al, (2006), efeitos significativos das concentrações de Cu e Zn sobre a composição, de espécies, biomassa e abundância de minhocas somente são possíveis com um número de repetições relativamente alto, situação que não se teve nesse trabalho. Neste mesmo trabalho, os autores encontraram que somente

Lumbricus rubellus manteve-se presente nas parcelas com maiores concentrações de Zn e Cu, o que também foi verificado por SPURGEON e HOPKIN (1998) quanto à resistência dessa espécie à submissão de doses altas de metais pesados e LANGDON et al. (2000).

Tabela 5 - Classificação taxonômica das minhocas coletadas no período 2008/2009 (primeira coleta) em Campos Novos/SC

Trat	R1	R2	R3	IDENTIFICAÇÃO		
				<i>A.cortisis</i>	<i>A.gracilis</i>	sp.
T1	4	1	5	2	3	5
T2	3	0	4	1	3	3
T3	3	1	1	1	2	2
T4	4	1	2	2	3	2
T5	3	0	1	1	1	2
T6	4	1	2	2	2	3
T7	4	0	4	2	2	4

(T1) testemunha ; (T2) Adubação química; (T3) ½ química e ½ dejetos; (T4) 1,5 t/há dejetos; (T5) 3,0 t/há dejetos; (T6) 6,0 t/ha Dejetos; (T7) 12 t/ha Dejetos (R1), (R2) e (R3) repetições.

Tabela 6 - Classificação taxonômica das minhocas coletadas no período 2008/2009 (segunda coleta) na área de Campos Novos/SC

Trat	R1	R2	R3	Identificação		
				<i>A. cortisis</i>	<i>A. gracilis</i>	sp.
T1	3	0	3	2	2	2
T2	2	1	1	1	2	1
T3	2	2	1	1	2	2
T4	4	2	1	2	2	3
T5	3	0	1	2	1	1
T6	4	1	1	2	3	3
T7	4	1	0	2	1	2

(T1) testemunha ; (T2) Adubação química; (T3) ½ química e ½ dejetos; (T4) 1,5 t/há dejetos; (T5) 3,0 t/há dejetos; (T6) 6,0 t/ha Dejetos; (T7) 12 t/ha Dejetos (R1), (R2) e (R3) repetições.

Segundo observado por SANTOS *et al* , 2005 as oligochaetas são eficientes constituintes da macrofauna edáfica em nos mostrar alterações químicas nas propriedades do solo, sob sistema de plantio direto, mas nesse caso especificamente não diferiram estatisticamente. Vale salientar o último tratamento que recebeu a maior dose de dejetos (12 ton/ha) conseqüentemente maior teor de Zn disponível na solução do solo onde todas as médias apresentaram teores acima de 40 ppm.

Houve maior acúmulo de Cu, nas três épocas de amostragem, no tecido das minhocas na dose de 200 m³/há (Tabela 7), uma vez que Cu é encontrado naturalmente em maior quantidade por ser à base da maioria dos pesticidas utilizados na agricultura com alto poder residual (CARPENÉ, 2006). Porém, como não houve correlação linear ($r= 0,34$; $p > 0,05$) entre o teor de cobre na camada 0-2 e aquele medido no tecido das minhocas, há dificuldade de se avaliar o potencial das oligochaetas como bioindicadores de alteração química nas condições testadas.

Quanto aos teores de Zn (Tabela 7) acumulados no tecido não houve diferença em relação ao aumento das doses de esterco aplicadas.

Tabela 7 - Teores de Cu e Zn no tecido das minhocas em diferentes épocas e tratamentos em Campos Novos - SC.

Trat	Épocas					
	Cu			Zn		
	Ago/08	Nov/08	Mar/09	Ago/08	Nov/08	Mar/09
T1	19,70 Bb	21,40 Bb	25,3 ABA	25,20 Bb	29,10 Ba	29,00 Ba
T2	13,50 Ba	14,00 Ba	14,70 Ba	35,2 ABa	36,4 Aba	36,35Aba
T3	21,00 Ba	21,70 Ba	22,80 Ba	42,70 Aa	43,80 Aa	43,70 Aa
T4	18,90 Ba	19,00 Ba	21,10 Ba	40,30 Aa	38,9 ABb	38,77ABb
T5	17,50 Ba	17,50 Ba	17,70 Ba	38,1 ABa	38,4 Aba	38,07Aba
T6	19,70 Ba	18,50 Ba	19,10 Ba	41,00 Aa	40,9 Aba	40,85Aba
T7	41,20 Aa	40,60 Aa	40,0 Aa	44,20 Aa	45,40 Aa	45,40 Aa
CV	Épocas			0,88%		
Trat	29,74%			12,99%		

(T1) testemunha ; (T2) Adubação química; (T3) ½ química e ½ dejetos; (T4) 1,5 t/há dejetos; (T5) 3,0 t/há dejetos; (T6) 6,0 t/ha Dejetos; (T7) 12 t/ha Dejetos (R1), (R2) e (R3) repetições.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na horizontal e maiúscula na vertical não diferem pelo teste DMS ($P > 0,05$)

4.3 EFEITO DE TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DO SOLO, RECONSTRUÍDO PÓS-MINERAÇÃO DE CARVÃO, NA COMUNIDADE DE OLIGOCHAETAS

O baixo número de minhocas encontrado (Tabelas 8 e 9) impossibilitou a obtenção de inferências confiáveis a respeito de dominância de gênero. Dos exemplares identificados, 99% eram do gênero *Amynthas*, espécies *cortisis* e *gracilis*. Estas espécies haviam sido observadas por outros autores como BROWN et al. (2003), confirmando a sua presença em áreas estressadas. O resultado observado provavelmente se deve ao fato de, historicamente, na área da mina do apertado haver um grande número de impedimentos físicos e químicos à revegetação e estabelecimento dos ecossistemas locais. Essas restrições foram anotadas no início do experimento e se deviam ao tempo recente de reconstrução e a mistura de resíduos piritosos com estéreis e solo superficial, que resultaram em acidificação do solo e alta concentração de Al (CAMPOS, 2000). Nove anos após implantação do experimento, a mitigação de alguns impedimentos químicos parece ter iniciado, ainda de forma incipiente, a restauração das funções ecológicas do solo. O aparecimento de minhocas é um indicio da possível restauração das funções ecológicas daquele solo. Porém, há ainda restrições físicas, tais como, solo compactado, ausência de solo (saprolito e fragmentos de rochas) e erosão hídrica, as quais dificultam esta reestruturação.

Tabela 8 - Classificação taxonômica das minhocas encontradas no experimento de Lauro Müller/SC, período AGO e NOV/2008 (primeira e segunda coleta)

Trat	R1	R2	R3	Identificação		
				<i>A.cortisis</i>	<i>A.gracilis</i>	A.sp.
T1	3	6	3	3	4	5
T2	3	3	1	2	2	3
T3	0	2	1	0	1	2
T4	0	3	5	1	3	4
T5	1	0	1	0	1	1

(T1) testemunha ; (T2) aplicação de calcário; (T3) calcário + Brachiaria spp.; (T4) calcário + cama de aves + Brachiaria spp.; (T5) DREGS; (R1), (R2) e (R3) repetições.

Tabela 9 - Classificação taxonômica das minhocas encontradas no experimento de Lauro Müller/SC, período ABR/2009 (terceira coleta)

Trat	R1	R2	R3	Identificação		
				<i>A. cortisis</i>	<i>A. gracilis</i>	A.sp.
T1	4	2	3	2	4	3
T2	2	1	1	1	1	2
T3	2	0	1	1	0	2
T4	3	4	1	1	3	4
T5	1	2	1	1	2	2

(T1) testemunha ; (T2) aplicação de calcário; (T3) calcário + Brachiaria spp.; (T4) calcário + cama de aves + Brachiaria spp.; (T5) DREGS; (R1), (R2) e (R3) repetições.

Os teores de metais na área são baixos, e não diferem dos teores encontrados para solos não impactados pela mineração de carvão. O teor natural de metais no solo depende do teor no material de origem e do grau de intemperismo. O material de origem dos solos de Lauro Muller não possui quantidades expressivas de metais. Outra fonte de metais é a antrópica, neste caso o estéril de carvão ou possui quantidades traço de metais pesados, ou estes já foram lixiviados durante o processo de drenagem ácida.

Existem estudos como o conduzido por Cadene et al. (2006) que indicam que mesmo em solos não contaminados com teores de Cu e Zn baixos, as minhocas apresentam teor de Cu e Zn superior ao do solo indicando a bioacumulação desses metais. A grande maioria dos metais pesados são bioacumulados e são biomagnificados a medida que são transferidos na cadeia alimentar.

Como a literatura suporta o gênero *Amynthas* como sendo resistente à acidez e toxicidade então mesmo nas áreas sem corretivo esperava-se encontrar exemplares como ocorreu. De fato segundo BROWN et al., 2003, este não é o fator limitante para alguns gêneros como para o gênero em questão *Amynthas sp.*

Os teores de Cu e Zn acumulados no tecido das minhocas para as diferentes épocas e tratamentos aplicados podem ser visualizados na Tabela 10. Observa-se que não houve quaisquer efeitos significativos nos teores dos dois metais dos fatores analisados. Isto, provavelmente, deve-se aos baixos teores desses elementos no solo da área experimental e aos altos valores dos coeficientes de variação, principalmente em relação ao cobre.

Tabela 10 - Teores de Cu e Zn no tecido das minhocas em diferentes épocas e tratamentos em Lauro Muller-SC

Trat	Épocas					
	Cu			Zn		
	AGO/2008	NOV/2008	ABR/2009	AGO/2008	NOV/2008	ABR/2009
T1	7,20 Aa	3,20 Aa	6,66 Aa	37,20 Aa	45,33 Aa	39,06 Aa
T2	5,06 Aa	0,80 Aa	4,00 Aa	50,40 Aa	42,00 Aa	52,26 Aa
T3	4,13 Aa	0,40 Aa	4,00 Aa	31,46 Aa	41,73 Aa	31,33 Aa
T4	5,87 Aa	0,13 Aa	4,00 Aa	49,86 Aa	45,06 Aa	49,33 Aa
T5	5,87 Aa	0,0 Aa	5,33 Aa	58,00 Aa	49,73 Aa	58,80 Aa
CV Época	34,69%			8,48%		
Trat	73,17%			19,70%		

(T1) testemunha ; (T2) aplicação de calcário; (T3) calcário + *Brachiaria* spp.; (T4) calcário + cama de aves + *Brachiaria* spp.; (T5) DREGS.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na horizontal e maiúscula na vertical não diferem pelo teste DMS ($P > 0,05$)

5 CONCLUSÕES

Houve deficiência na metodologia adotada para as diferentes situações estudadas, necessitando-se repetir os experimentos com os devidos ajustes e a observação minuciosa do comportamento bioacumulativo do organismo em questão.

Em ambos os métodos de amostragem de oligochaetas no campo, verificou-se a ocorrência de espécies do gênero *Amynthas* o que indica que tanto o manejo de culturas e a adubação orgânica realizada no experimento de Campos Novos/SC, quanto à reconstrução do solo após a mineração realizado em Lauro Muller/SC, não foram limitantes para estabelecimento e desenvolvimento da comunidade que vêm desempenhando suas funções ecológicas típicas.

As oligochaetas têm caráter bioacumulativo conforme a literatura, porém dentro das condições de estudo os teores acumulados não foram significativos a ponto de inferir-se que as oligochaetas se comportaram como organismos com alta capacidade bioacumulativa e bons indicadores de alterações químicas dos solos em questão. No entanto, corrobora-se a hipótese levantada por outros pesquisadores no que tange acúmulo em seus tecidos de elementos presentes nos solos e contribui para entendimento sobre ecologia e biologia da comunidade de oligochaetas.

Como em ambas as áreas experimentais somente foram coletadas minhocas do gênero *Amynthas*, é necessário que mais estudos sejam efetuados tanto para confirmar ou não a presença de outras espécies/gêneros, quanto para reavaliar a questão do teor dos elementos no tecido como indicador de seu nível no solo.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. Qualidade das águas superficiais do município de Criciúma, SC. Porto Alegre, RS: v. 6, CPRM, 1995.\$

ALMEIDA, H.C.; Silveira, Cristian Berto da ; Ernani, Paulo Roberto ; Campos, Mari Lucia ; Almeida, Denice . Composição química de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (DREGS). Química Nova, v. 30, p. 1669, 2007.

BAIRD, C. Química Ambiental, 2ed Porto Alegre. Bookman, 2002

BARNES, R. D. Zoologia dos invertebrados. São Paulo: Roca, 1984.

BARROS, E.; CURMI, P.V.; CHAVEL, A., et al. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil estrutura oxisol in the process of florest to pasture conversion. Geoderma, v 100, 193-213, 2001.

BENCKISER, G. Fauna In Soil Ecosystems. New York : Marcel Dekker, Inc 1997. 414p

BOUCHÉ, M.B.; GARDNER, R.H. Earthworm functions: VIII. – population estimation techniques. Revue d'Ecologie et Biologie du Sol, Montrouge, v.21, p.37-63, 1984

BROWN, G. G.; HENDRIX, P. F. E BEARE, M. H.. Earthworms (*Lumbricus Rubellus*) and the fate of 15N in surface-applied sorghum residues. Soil Biol. Biochem., 30: 1701-1705, 1998.

BROWN, G. G, James S. W, Sautter K. D, Pasini A, Benito N. P, Nunes D. H, Korasaki V, Santos E. F, Matsumura C, Martins P. T, Pavão A, Silva S. H, Garbelini L. G, Torres E (2005) Avaliação das populações de minhocas como bioindicadoras ambientais no Norte e Leste do Estado do Paraná. Resultados de pesquisa da Embrapa Soja, 2003. Embrapa Soja.

BURTELOW, A. E., P. J. Bohlen, and P.M. Groffman, 1998. Influence of exotic earthworm invasion on soil organic matter, microbial biomass and denitrification potential in forest soils of the northeastern United States. *Applied Soil Ecology* 9: 197-202.

CAMPOS, M. L. ; ALMEIDA, J. A. ; Souza, L.S. . Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina.. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 27, p. 1123-1137, 2003.

CARPENÉ, E.; ANDREANI, G.; MONARI, M.; CASTELLANI, G.; ISANI, G.;
Distribuition of Cd, Zn, Cu and Fe among selected tissues of the earthworm (*Allolobophora caliginosa*) and Eurasian woodcock (*Scolopax rusticola*). Science of the Total Environment 363: 126-135, 2006.

CASSOL, P.C.; MAFRA, A.; KLAUBERG FILHO, O.; SILVA, D.C.P.R.; PAGANI, T.B.; LUCRECIO, W. Rendimento de milho após sete anos de adubações anuais com doses de dejeyto suíno e adubo solúvel, isolado e combinado ao dejeto. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do solo e Nutrição de Plantas, 28., Reunião Brasileira sobre Micorrizas, 12.. reunião Brasileira de Biologia do Solo, 7. Londrina, 2008. Anais. Londrina. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo e Universidade do Estado de Santa Catarina, 2008.

CHAN, K.Y. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. Soil & Tillage Research, v.57, p.179-191, 2001

CHANG, A. C. Cadmium activities, solution speciation, and solid phase distribution of Cd in cadmium nitrate and sewage sludge-treated soil systems. Soil Science, v. 162, n. 10, p. 722-732, 1997

CHANG, A.C., PAGE, A.L., WARNEKE, J.E., *et al.* Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. Journal Environmental Quality, v. 13, n. 1, p. 33-38, 1984

CHI, R.; XIAO, C. & GAO, H. Bioleaching of phosphorus from rock phosphate containing pyrites by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. Minerals Engineering, 19: 979-98, 2006.

CONAMA. Conselho nacional do Meio ambiente, Resolução Nº 20, M.D.U. de 18 de Junho de 1986 – Diário Oficial de 30.07.86.

CORREA, D. S. Fauna edáfica como indicador da recuperação de áreas degradadas por mineração de carvão. Dissertação Mestrado. CAV-UDESC. 2010. 60p.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves. Boletim informativo de pesquisa – BIPERS n. 11, 1998.

DECAËNS, T., MARIANI, L., BETANCOURT N e JIMÉNEZ J.J. Seed dispersion by surface casting activities of earthworms in Colombian grasslands. Acta Oecologica,24: 175-185, 2003.

DIDDEN, W.A.M.; MARINISSEN, J.C.Y.; VREEKEN-BUIJS, M.J.; BURGERS, S.L.G.E.; FLUITER, R. de; GEURS, M.; BRUSSAARD, L. Soil meso and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.51, p.171-186, 1994.

Disponível em:

http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1235&id_pagina=1 acesso em 20/11/2009.

DURIGON, R. Esterco líquido de suínos em pastagem natural e características químicas de solo. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 46p. Dissertação de Mestrado, 2000.

EDWARDS, C. A., BOHLEN, P. J., LINDEN, D. R. e SUBLER, S. Earthworms in agroecosystems. In HENDRIX, P. F. (ed.) *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Boca Raton: Lewis Publ. p. 185-213, 1995

EDWARDS, C. A.; BOHLEN, P. J. *Biology and ecology of earthworms*. London: Chapman e Hall, 1996. 426 p.

FRAGOSO, C. e P. LAVELLE. The earthworm community of a mexican tropical rain forest (Chajul, Chiapas). On *Earthworms* (A . M. Bonvicini Pagliai and P. Omodeo, Eds), p. 281-295. Mucchi, Modena, 1987.

GAIVIZZO, L. H. B.; VIDOR, C.; TEDESCO M. J.; MEURER, E. Potencial poluidor de rejeitos carboníferos. I - Caracterização química da água de lixiviação. *Ciência Rural*, v.32, n.5, p.771-780, 2002.

GUIVANT, J. S.; MIRANDA, C. R. (Orgs). *Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar*. Chapecó: Argos. 2004, 332 p.

HONSI, T.G.; STUBBEERUD, H.E.; ANDERSEN, S.; STENRSEN, J.; Lysosomal fragility in earthworm (*Eisenia veneta*) exposed to heavy metal contaminated soils from two abandoned pyrite ore mines in southern Norway. *Water, Air and soil Pollution* 142: 27-37, 2003

IPAT-UNESC. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas – Universidade do Extremo Sul Catarinense. Pesquisa e desenvolvimento de metodologias para o controle de drenagem ácida e tratamento de efluentes da indústria carbonífera. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT. Relatório técnico. Criciúma, 184p. 2000. ____ Desenvolvimento de métodos de tratamento de drenagem ácida de minas de carvão. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas – Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 90p. 2001. ____ Diagnóstico Ambiental Mina Malha II Leste – Santa Catarina. Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 121p. 2002a. ____ Projeto Reabilitação Ambiental de Áreas Degradadas pela extração de carvão mineral Campo Morozini Treviso – Santa Catarina.

Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas – Universidade do Extremo Sul Catarinense. Relatório técnico. Criciúma, 82p. 2003b.

KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres, 1985.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: SEMINÁRIOS TÉCNICOS DE SUINOCULTURA. 7 SIMPÓSIO GOIANO DE AVICULTURA E SIMPÓSIO DE SUINOCULTURA, 2, 2005, Goiânia; Anais..., Goiânia, GO, 2005.

LANGDON, C.J.; PEARCE, T.G.; MEHARG, A.A.; SEMPLE, K.T.; Survival and behaviour of the earthworm *Lumbricus rubellus* and *Dendrobilus rubidus* from arsenate-contaminated sites. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1239-124, 2001.

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C. et al., The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility, in the biological management of tropical soil fertility. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. Wiley Sayce, p. 137-169, 1994.

LEE, K. E. Earthworms: Their ecology and relationships with soil and land use. New York: Academic Press, 1985.

LINDNER, E. A. Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina. Florianópolis: FIESC-IEL, 1999 1 CD -ROM.

LITTEL, R.C.; MILLIKEN, G.A.; STROUP, W.W.; WOLFINGER, R.D.; SCHABENBERGER, O. 2006. SAS® for Mixed Models 2. ed. SAS Institute Inc.: Cary, NC, USA. 834 p.

MALERI, R.A.; REINECK, A.J.; REINECK, S.A.; Metal uptake of two ecophysiological different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporroctodea caliginosa*) exposed to ultramafic soils. *Applied soil ecology* 38: 42-50, 2008

MARKERT, B.: Plants as Biomonitor: indicators for heavy metals in the terrstral environment. VHC, 1993.

MEINICKE, A. C. As minhocas. Ponta Grossa: Coopersul, 1983

MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. *Scientia Agricola*, v.63, p.380-385, 2006.

NAIDU, R.; Sumner, M.E.; Harter, R.D. Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: An overview. *Environmental Geochemistry and Health*, Netherlands, v.20, n.1, p.5-9, 1998.

NASCIMENTO, F. M. F.; MENDONÇA, R. M. G.; MACÊDO, M. I. F.; Soares, P.S. M.; Resumos do I Congresso Brasileiro de Mina a Céu Aberto & II Congresso Brasileiro de Mina Subterrânea, Belo Horizonte, Brasil, 2002.

NORDSTROM, D.K. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron mineral. In : KITTRICK, J. A.; FANNING, D. S. & HOSSNER, L. R., eds. Acid sulfate weathering. Madison, Soil Science Society America, 1982. p.37-56.

OLIVEIRA, P.A.V. Impacto Ambiental causado pelos dejetos de suínos. In: Simpósio Latino-Americanano de Nutrição de Suínos. P. 27-40, 1994.

OLIVEIRA, P.A.V.; Produção e Manejo de dejetos de suínos. Concórdia, SC; EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 2002.

PEIXOTO, R.T.G.; MAROCHI, A.I. A influência da minhoca *Pheretima* sp. nas propriedades de um Latossolo Vermelho escuro álico e no desenvolvimento de culturas em sistema de plantio direto em Arapoti – PR. Revista Plantio Direto, Passo Fundo, v.35, p.23-25, 1996.

PERDOMO, C. Uso racional dos dejetos de suínos. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 1., 1996, São Paulo. Anais... São Paulo, 1996. p.269

PINTO, L.F.S. Potencial de acidificação e de neutralização dos materiais geológicos para a composição do solo construído em áreas de mineração de carvão. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1997. 186p. (Tese de Doutorado)

PIZL, V.,Effect of soil compaction on earthworms (Lumbricidae) in apple orchard soil. Soil Biology and Biochemistry.v. 24, 1573-1575, 1992

PRIETO, G. Geochemistry of heavy metals derived from gold-bearing sulphite minerals in the Marmato District (Colombia). Journal of Geochemical Exploration, 64: 215-222, 1998.

REYNOLDS, J. W. The distribution of the earthworms (Oligochaeta) of Indiana: a case for the post Quaternary introduction theory for megadrile migration in North America. Megadrilogica 5:13–32. 1994.

RIGHI, G. Minhocas da América Latina: diversidade, função e valor. São Paulo: Departamento de Zoologia. Instituto de Biociência. Universidade de São Paulo, 1997.

SANCHEZ, J.C.D., FORMOSO, M.L.L. Utilização do carvão e meio ambiente. Porto Alegre. CIENTEC, 1990 n 10 34p.

SANTOS, J.C.P.; BARETTA, D.; ALVES, M.V E CARDOSO, E.J.B.N. macrofauna Edáfica e atributos químicos do solo em sistemas de plantio direto e convencionais. In. Anais do XXX Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, SBCS, Recife (PE) Brasil, 2005.

SCHERER, E.E. Aproveitamento do esterco suíno como fertilizante. Chapecó, SC; cepaf/EPAGRI 2000.

SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G. Estercos suínos de esterqueira e de biodigestores na produção de milho e soja consorciados. Revista Agropecuária Catarinense, 7 (2) : 19-22, 1994.

SCHUBERT, R. Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer Yerlag, 1991.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTI, A. F. O impacto econômico do tratamento dos dejetos em unidades terminadoras de suínos. Concórdia: EMBRAPA, 2004.
<http://www.porkworld.com.br/porkworld/publicacoes.asp>

SEGANFREDO, M.A. A questão ambiental na utilização de dejetos suínos como fertilizantes do solo. Concórdia: EMBRAPA, 2000. 35p.

SILVA, R.C.; EGLER, S.G.; CESAR, R.G.; Oligochaetas da Espécie *Eisenia andrei* como bioindicadores na Avaliação do Potencial Tóxico de Latossolos e Chernossolos Acrescidos de Lodo de Esgoto. XVI Jornada de Iniciação Científica- CETEM 284-289.

SÖCHTIG, W. e LARINK, O. Effect of soil compaction on activity and biomass of endogeic lumbricids in arable soils. Soil Biology and Biochemistry. 24:1595-1599, 1992.

SPOSITO, G. The surface chemistry of soils. New York: Oxford University Press, 1984, 234p.

SPURGEON,D.J.; HOPKIN , S.P.; Life-history patterns in reference and metal-exposed earthworm populations. Ecotoxicology 8: 133-11, 1999.

STEEL, R.G.D.; TORRIE, J.H.; DICKEY, D.A. 1997. Principles and procedures of statistics – a biometrical approach. 3. Ed. McGraw-Hill : New York, USA. 666 p. STEEL, R.G.D.; TORRIE, J.H.; DICKEY, D.A. 1997. Principles and procedures of statistics – a biometrical approach. 3. Ed. McGraw-Hill : New York, USA. 666 p.

STORK, N E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. Americal Journal of Alternative Agriculture, London v. 7, n. 1/2, 1992.

SUTHAR, S.; SINGH,S.; DHAWAN,S.; Earthworms as bioindicator of metal (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: Is metal bioaccumulation affected by their ecological category?. Ecological Engineering 32: 99-107, 2008.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. et al. Análise de solo, planta e outros materiais 2.ed. Porto Alegre:UFRGS/Departamento de Solos. 1995. 443p. Boletim Técnico, 5.

YUAN, G.; LAYKULICH, L.M. Sorption behavior of copper, zinc, and cadmium in response to simulated changes in soil properties. Communications in Soil Science and Plant Analysis, New York, v.28, n.8, p.571-587, 1997.

ZORN, M.I.; VAN GESTEL, C.A.M.; EIJSACKERS, H.; The effect of two endogeic earthworm species on zinc distribution and availability in artificial soil columns. Soil Biology & Biochemistry 37: 917-925, 2005.