

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**PLANTAS DANINHAS, ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E
ELEMENTOS-TRAÇO EM LATOSSOLO TRATADO COM
LODO DE ESGOTO POR TREZE ANOS CONSECUTIVOS**

Elzane Freitas Leite Silva

Engenheira Agrônoma

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

2012

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**PLANTAS DANINHAS, ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E
ELEMENTOS-TRAÇO EM LATOSSOLO TRATADO COM
LODO DE ESGOTO POR TREZE ANOS CONSECUTIVOS**

Elzane Freitas Leite Silva

Orientador: Prof. Dr. Wanderley José de Melo

Co-orientador: Prof. Dr. Gabriel Maurício Peruca de Melo

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

JABOTICABAL – SP

Fevereiro de 2012

S586p Silva, Elzane Freitas Leite
Plantas daninhas, atributos biológicos e elementos-traço em
Latossolo tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos /
Elzane Freitas Leite Silva. -- Jaboticabal, 2012
xvii, 65 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2012

Orientador: Wanderley José de Melo

Banca examinadora: Ademir Sérgio Ferreira de Araújo, Ely Nahas

Bibliografia

1. Lodo de esgoto. 2. Latossolo. 3. Atividade microbiana. 4.
Atividade enzimática. 5. Planta daninha. I. Título. II. Jaboticabal-
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.879.2:632.51

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: PLANTAS DANINHAS, ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E ELEMENTOS-TRAÇO EM LATOSSOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO POR TREZE ANOS CONSECUTIVOS

AUTORA: ELZANE FREITAS LEITE SILVA


ORIENTADOR: Prof. Dr. WANDERLEY JOSE DE MELO

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. GABRIEL MAURÍCIO PERUCA DE MELO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. WANDERLEY JOSE DE MELO

Departamento de Tecnologia / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Prof. Dr. ADEMIR SÉRGIO FERREIRA DE ARAÚJO

Departamento de Engenharia Agrícola / universidade Federal do Piauí / Teresina/PI


Prof. Dr. ELY NAHAS

Departamento de Produção Vegetal / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Data da realização: 09 de fevereiro de 2012.

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

ELZANE FREITAS LEITE SILVA - nascida em 07 de junho de 1986, em Parnaíba - PI. Em 2005, ingressou no curso de Agronomia da Universidade Federal do Piauí (UFPI), em Teresina, obtendo o título de engenheira agrônoma em fevereiro de 2010. Em março deste mesmo ano, iniciou o curso de Mestrado em Agronomia (Ciência do Solo), na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista, campus de Jaboticabal concluindo-o em fevereiro de 2012. No mestrado foi bolsista CAPES. Participa do Grupo de Pesquisas “Resíduos na Agricultura”, do Departamento de Tecnologia da FCAV-UNESP, desde 2010.

**Quantas vezes nós pensamos em desistir, deixar de
lado o ideal e os sonhos;**

**Quantas vezes batemos em retirada com o coração
amargurado pela injustiça;**

**Quantas vezes sentimos o peso da responsabilidade
sem ter com quem dividir;**

**Quantas vezes sentimos solidão, mesmo cercado de
pessoas;**

Quantas vezes falamos sem ser notados;

Quantas vezes lutamos por uma causa perdida;

**Quantas vezes voltamos para casa com a sensação
de derrota;**

**Quantas vezes aquela lágrima teima em cair,
justamente na hora em que precisamos parecer fortes;**

**Quantas vezes pedimos a Deus um pouco de força,
um pouco de luz;**

**E a resposta vem, seja lá como for: um sorriso, um
olhar cúmplice, uma mensagem, um bilhete, um gesto de amor;**

E a gente insiste;

**Insiste em prosseguir, em acreditar, em transformar,
em dividir, em estar, em ser;**

**E Deus insiste em nos abençoar, em nos mostrar o
caminho:**

Aquele mais difícil, mais complicado, mais bonito.

**E a gente insiste em seguir, por que tem uma
missão...**

SER FELIZ!

(Autor desconhecido)

Aos meus pais, **Antônio Pereira da Silva e Elza Maria Freitas Leite Silva**, que nunca mediram esforços para tornar possível a educação dos filhos, pelo amor incondicional; a meus irmãos, **Elisrejane e Eduardo**, meus primeiros e grandes amigos e à minha vó **Luiza**, um exemplo de vida.

Dedico

A **João Marcos de Sousa Miranda**, que compartilha grandes momentos da minha vida e suportou à distância em prol do nosso amor.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

A **Deus** pela saúde concedida, por jamais me deixar desistir, pela renovação das forças, pela superação;

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias;

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo;

Ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo;

Aos funcionários do Laboratório de Biogeoquímica pelo auxílio nas determinações analíticas;

Aos colegas de laboratório Marcela, Ana Lúcia, Maurício pelo auxílio e apoio técnico recebido;

Aos professores da UFPI, Ademir Araújo, Eulália Sousa, Luís Alfredo pelo trabalho em equipe, iniciação científica e ensinamentos durante a graduação;

Aos professores da UNESP, Manoel Evaristo Ferreira e Mara Cristina Pessôa da Cruz, pelos ensinamentos em fertilidade do solo, que muito contribuíram na minha formação;

À banca examinadora do exame de qualificação, Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira e Prof. Dr. João Antonio Galbiatti pelas críticas e sugestões;

À banca examinadora da defesa, Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo e Prof. Dr. Ely Nahas pelas sugestões para o aprimoramento do trabalho;

Aos colegas e professores do curso de pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo) da FCAV/UNESP de Jaboticabal – SP pela troca de conhecimentos;

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção que contribuíram na coleta de solo do experimento em campo;

Aos colegas de quem vou sentir saudades César Augusto, Bruno, Rangel, Ricardo e Iolanda, foi muito bom compartilhar as expectativas dessa fase com vocês;

Às moradoras da república, Iolanda, Greyce, Rosângela, Cristine e Liliane pela convivência;

À hóspede Fátima pelos momentos de descontração e companhia;

A todos meus familiares, que mesmo longe, foram incansáveis no apoio, estímulo e confiança depositada;

A João Marcos, meu confidente e cúmplice, pelo amor e paciência e pela torcida de sua familiares por mim e por nós.

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
RESUMO	xiv
SUMMARY	xvi
I. INTRODUÇÃO	1
II. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1. Lodo de esgoto e efeito residual/cumulativo	2
2.2. Atributos biológicos do solo	5
2.3. Atributos bioquímicos do solo	7
2.4. Plantas daninhas em solos contaminados	12
III. MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1. Localização do experimento	15
3.2. Histórico da área experimental	15
3.3. Área experimental	20
3.4. Tratamentos	21
3.5. Lodo de esgoto	21
3.6. Solo	21
3.7. Amostragem, preparo e análise do solo	21
3.7.1. Carbono da biomassa microbiana	22
3.7.2. Respiração basal	23
3.7.3. Arilsulfatase	23
3.7.4. Celulase	23
3.7.5. Desidrogenase	24
3.7.6. Fosfatase ácida	25
3.7.7. Hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA)	25
3.7.8. Urease	26
3.7.9. Teor total de Cd, Cr, Ni e Pb	26
3.7.10. Carbono orgânico do solo	27

3.8. Índices microbianos.....	27
3.9. Amostragem, preparo e análise da planta e da palha	27
3.9.1. Identificação das espécies de planta daninha.....	28
3.9.2. Frequência	28
3.9.3. Produção de matéria seca	29
3.9.4. Teor e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb	29
3.9.5. Avaliação na palha do milho	29
3.10. Análise estatística	29
IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1. Solo	30
4.1.1. Carbono da biomassa microbiana.....	30
4.1.2. Respiração basal, quociente metabólico e quociente microbiano.....	31
4.1.3. Carbono orgânico.....	32
4.1.4. Teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb	33
4.1.5. Correlações entre elementos-traço e atributos biológicos	34
4.1.6. Arilsulfatase, celulase, desidrogenase e urease	35
4.1.7. Fosfatase ácida e hidrólise do diacetato de fluoresceína.....	38
4.1.8. Correlações entre carbono orgânico e atributos bioquímicos do solo.....	39
4.2. Planta daninha e palha do milho	40
4.2.1. Identificação e frequência de plantas daninhas	40
4.2.2. Produção de matéria seca, teores totais e acúmulo de elementos-traço.	41
4.2.3. Correlações entre elementos-traço nos grupos de planta daninha e no solo.....	45
V. CONCLUSÕES.....	46
REFERÊNCIAS.....	47

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1. Evolução dos tratamentos (T) de doses de lodo de esgoto (LE) nos treze anos do experimento.....	15
Tabela 2. Atributos químicos (0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho eutroférico no tratamento testemunha, antes da instalação de cultivos, nos treze anos agrícolas.	16
Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto (base seca), proveniente das ETEs de Barueri-SP e Franca-SP ⁽¹⁾ , utilizado nos treze anos de experimentação.	17
Tabela 4. Fertilização mineral aplicada em Latossolo Vermelho eutroférico durante treze anos do experimento.....	19
Tabela 5. Atributos químicos do Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	21
Tabela 6. Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano ($qMic$) em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	30
Tabela 7. Carbono orgânico em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	32
Tabela 8. Teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.	33
Tabela 9. Coeficientes de correlação linear entre carbono da biomassa microbiana (CBM), quociente microbiano ($qMIC$), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2) e o teor total de Ni, Cd, Pb e Cr em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.	34
Tabela 10. Coeficientes de correlação linear entre C orgânico (Corg) com atributos bioquímicos em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	39

Tabela 11. Frequência relativa (%) de ocorrência das espécies coletadas em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	40
Tabela 12. Produção de matéria seca das plantas daninhas e da palha do milho em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	41
Tabela 13. Teores totais e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb na parte aérea dos grupos de plantas daninhas coletados em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho. .	43
Tabela 14. Teores totais e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb na palha do milho coletada em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	44
Tabela 15. Coeficientes de correlação linear entre teores totais de elementos-traço no solo com o conteúdo de elementos-traço na parte aérea do grupo de plantas em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.....	45

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Precipitação total (mm) e temperatura média mensal (°C), registrada pela Estação agroclimatológica - UNESP - Campus de Jaboticabal, no período de janeiro a dezembro de 2010.....	20
Figura 2. Atividade da arilsulfatase, da celulase, da desidrogenase e da urease em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho. Barras com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.	36
Figura 3. Atividade da fosfatase ácida e atividade hidrolítica do FDA em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho. Barras com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.....	38

PLANTAS DANINHAS, ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E ELEMENTOS-TRAÇO EM LATOSSOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO POR TREZE ANOS CONSECUTIVOS

RESUMO – Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de doses crescentes de lodo de esgoto (LE), aplicadas por treze anos em Latossolo Vermelho eutroférico, nos atributos biológicos e bioquímicos, nos teores de elementos-traço do solo e no acúmulo destes pelas plantas daninhas. O experimento foi conduzido em condições de campo, em Jaboticabal-SP, utilizando-se delineamento em blocos casualizados com quatro doses de LE (0, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹, base seca) e cinco repetições. As amostras de solo (0 a 10 cm), plantas daninhas e resíduos culturais foram coletadas em outubro de 2010, 130 dias após a colheita do milho. Os valores do carbono da biomassa microbiana não variaram em função das doses de LE, porém os valores de respiração basal e quociente metabólico foram maiores nas doses 10 e 20 Mg ha⁻¹. Para o quociente microbiano, o menor valor foi observado na dose 0 Mg ha⁻¹ de LE. Os teores totais de Cd e Cr no solo não variaram em função das doses de LE. De forma contrária, os teores totais de Ni e Pb no solo aumentaram proporcionalmente até a dose 10 Mg ha⁻¹. A atividade das enzimas desidrogenase, arilsulfatase, celulase e urease não variou. Porém a atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA) e da fosfatase ácida foram maiores na dose 20 Mg ha⁻¹. Em relação às plantas daninhas e a palha do milho a adição de LE por longo período causou efeitos semelhantes nos valores da produção de matéria seca e nos teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb. Entretanto, os teores acumulados de Cd, Ni e Pb na parte aérea dos grupos de planta daninha aumentaram até a dose 10 Mg ha⁻¹ diferindo da testemunha. O LE causou atividade biológica negativa no solo nas doses 10 e 20 Mg ha⁻¹. A atividade foi indicada pelos aumentos na respiração basal, na atividade hidrolítica do FDA e na atividade da fosfatase ácida. Entretanto, o aumento do quociente metabólico e a diminuição do quociente microbiano indicaram estar havendo estresse. A correlação significativa dos atributos biológicos com os

elementos-traço Cd, Ni e Pb sugere que eles possam ter causado o estresse que levou à atividade biológica negativa do solo. Apesar de, dentre estes, apenas o Cd ter ultrapassado os valores de prevenção conforme legislação brasileira. O LE não afetou o desenvolvimento de plantas daninhas na área. No entanto, os elementos-traço que afetaram negativamente a atividade biológica do solo, foram encontrados na parte aérea destas plantas.

Palavras-Chave: atividade enzimática do solo, atividade microbiana do solo, metais pesados, resíduo urbano, vegetação espontânea

WEED, BIOLOGICAL ATTRIBUTES AND TRACE ELEMENTS IN OXISOL TREATED WITH SEWAGE SLUDGE FOR THIRTEEN CONSECUTIVE YEARS

SUMMARY – This study aimed to evaluate the effect of increasing doses of sewage sludge (SS), applied for thirteen years in Oxisol in biological and biochemical attributes, the levels of trace elements in soil and accumulation of weed. The experiment was conducted under field conditions in Jaboticabal, using a randomized block design with four doses of SS (0, 5, 10 and 20 Mg ha⁻¹, dry basis) and five replicates. Soil samples (0-10 cm), weeds and crop residues were collected in October 2010, 130 days after the corn harvest. The values of microbial biomass carbon did not vary with the doses of SS, but the values of basal respiration and metabolic quotient were higher in doses 10 and 20 Mg ha⁻¹. For the microbial quotient, the lowest value was observed at the dose 0 Mg ha⁻¹ SS. Total concentrations of Cd and Cr in the soil did not vary with the doses of LE. Conversely, the total concentration of Ni and Pb in soil increased proportionally to the dose of 10 Mg ha⁻¹. The activity of enzymes dehydrogenase, arylsulfatase, cellulase and urease did not change. However, the hydrolytic activity of the fluorescein diacetate (FDA) and acid phosphatase were higher in the dose 20 Mg ha⁻¹. In relation to weeds and straw corn, adding SS for a long period caused similar effects on the values of dry matter production and total contents of Cd, Cr, Ni and Pb. However, the accumulated contents of Cd, Ni and Pb in the aerial part of the weed groups increased until the dose of 10 Mg ha⁻¹ differed from the control. The SS has caused negative biological activity in soil at doses 10 and 20 Mg ha⁻¹. The activity was indicated by increases in respiration, FDA hydrolytic activity and acid phosphatase activity. However, the increase metabolic quotient and decrease of the ratio having indicated that microbial stress. The significant correlation with the biological attributes of trace elements Cd, Ni and Pb suggests that they may have caused stress that led to negative soil biological activity. Although, among these, only the Cd have exceeded the values of prevention as the Brazilian legislation. The SS did not affect the development of weeds in the area. However,

the trace elements that negatively affected soil biological activity, were found in the shoots of these plants.

Keywords: enzymatic activity of soil, soil microbial activity, heavy metals, municipal waste, spontaneous vegetation

I. INTRODUÇÃO

O número de domicílios no país com acesso à rede de esgoto subiu 39,5 %, segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada no período de outubro de 2008 a fevereiro de 2009 (IBGE, 2010) como reflexo de políticas de incentivo ao saneamento básico e da instalação de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Consequentemente tem havido tendência de aumento na produção de lodo de esgoto (LE) e na preocupação com sua destinação final.

Como forma de destiná-lo, o LE tem sido utilizado na agricultura. O benefício trazido pelo uso agrícola do LE, como a matéria orgânica e nutrientes, é contrabalançado pela adição de elementos-traço ao solo. Esses elementos podem alterar a dinâmica da biomassa microbiana do solo, por isso torna-se importante quantificar essas respostas, devido aos impactos potencialmente adversos sobre os ecossistemas e, particularmente, na cadeia alimentar humana.

Nesse aspecto, além da microbiota do solo, as plantas também podem ser afetadas. A vegetação espontânea ou plantas daninhas que ocorrem durante períodos de pousio foram muito menos estudadas do que as plantas daninhas que acompanham as culturas. As plantas daninhas representam um suporte para biodiversidade em agroecossistemas, sendo importantes para outras espécies como alimentos, locais de reprodução. O seu potencial de alta produção de biomassa e capacidade de crescer em condições desfavoráveis, como em solos contaminados por elementos-traço, as torna de grande interesse no estudo sobre o acúmulo desses elementos.

Assim, este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito de doses crescentes de lodo de esgoto, aplicadas por treze anos em Latossolo Vermelho eutroférico nos atributos biológicos e bioquímicos, nos teores de elementos-traço do solo e no acúmulo destes pelas plantas daninhas.

II. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Lodo de esgoto e efeito residual/cumulativo

O lodo de esgoto (LE) é o resíduo que se obtém após o tratamento de águas servidas (esgotos), com a finalidade de torná-la menos poluída, de modo a permitir seu retorno ao ambiente sem que seja agente de poluição (MELO & MARQUES, 2000). O teor de matéria orgânica e de nutrientes importantes para plantas no LE levou ao seu uso agrícola e também a intensificação dos estudos no sentido de descobrir o impacto trazido pelos metais pesados ou elementos-traço que também fazem parte da sua composição.

O termo “metal pesado” refere-se a elementos químicos que possuem densidade atômica maior do que 5 g cm^{-3} ou que apresentam número atômico maior que 20 (MARQUES et al., 2002). Esses elementos também são denominados de “elementos-traço” devido as suas baixas concentrações nas rochas da crosta terrestre, normalmente abaixo de 100 mg kg^{-1} (ALLOWAY, 1990). O termo “elemento-traço” tem sido utilizado em publicações recentes que tratam do tema (NIES, 1999; YANG et al., 2006; MARCHI et al., 2011), ao invés da expressão “metal pesado”, a qual não tem definição em nenhum órgão oficial na área de química, como por exemplo, a IUPAC (União Internacional de Química Pura e Aplicada). Por isso, elementos-traço será o termo empregado neste trabalho.

O LE pode conter grandes quantidades de elementos-traço potencialmente tóxicos, como o Cd, Hg, Pb, Ni, Zn e Cu (ANTONIADIS & ALLOWAY, 2003). Estes persistem nas camadas cultiváveis do solo (McGRATH & LANE, 1989) durante longos períodos de tempo, podendo causar efeitos tóxicos nas plantas e nos microrganismos do solo.

Duas teorias foram criadas para tentar explicar como se comportariam os elementos-traço no solo: teoria do platô (*plateau theory*) e teoria da bomba relógio (*sludge time bomb theory*). Na primeira, segundo COREY et al. (1987), a partir de uma determinada dose do resíduo a taxa de absorção pelas plantas tende a se

estabilizar. Dessa forma, após a estabilização do teor de elementos-traço nos tecidos da plantas, mesmo após cessar a aplicação de lodo, estes níveis permanecerão. Já na segunda teoria, de acordo com McBRIDE (1995) e CHANG et al. (1997), com os processos naturais de degradação que ocorrem no solo, os elementos-traço que estivessem adsorvidos, e dessa forma indisponíveis, ficariam livres na solução do solo e então disponíveis às plantas e aos microrganismos.

O efeito residual do LE no solo pode trazer diversos impactos sobre o solo, dentre eles podem-se citar efeitos sobre: a produtividade (GODOI et al., 2008; FRANCO et al., 2010), à deposição de elementos-traço (MANTOVI et al., 2005; AMIN et al., 2009), o teor de carbono orgânico (MELO et al., 1994; VAZ & GONÇALVES, 2002), os atributos biológicos do solo (FERNANDÉZ et al., 2009).

GODOI et al. (2008) observaram que dentre as doses de LE avaliadas (20, 40 e 60 Mg ha⁻¹) àquela que proporcionou o maior efeito residual sobre a produtividade de fitomassa de *Stylosanthes guianensis* foi 38,3 Mg ha⁻¹, indicando que maiores doses podem inibir o desenvolvimento da planta.

FRANCO et al. (2010) avaliando o LE em quatro doses (0, 3,6, 7,2 e 10,8 Mg ha⁻¹, base seca), como fonte de nitrogênio e fósforo observaram que houve aumento da produtividade de colmos da primeira soqueira em até 12 % e a de açúcar em até 11 %, como efeito residual do lodo aplicado na cana-planta sobre o cultivo da cana-soca.

Muitos estudos têm relatado que em baixas doses os efeitos de elementos-traço no LE não são prejudiciais (MANTOVI et al., 2005). Entretanto aplicações repetidas durante muito tempo podem mostrar a dimensão do impacto deste resíduo no solo.

MANTOVI et al. (2005) observaram em experimento de 12 anos na Itália que aplicações sucessivas de três tipos de LE (líquido, desidratado e compostado) nas doses 5 e 10 Mg ha⁻¹ aumentaram os teores totais de Zn e Cu, entretanto a concentração de outros elementos-traço (Cd, Cr, Ni, Pb) manteve-se abaixo dos limites de risco. AMIN et al. (2009) avaliaram o efeito do lodo esgoto compostado residual em doses crescentes (0, 10, 20, 30 e 40 Mg ha⁻¹) no teor de elementos-traço no solo e observaram que o aumento do teor de Cu, Zn, Cd e Pb no solo foi

de acordo com o aumento da dose, tanto antes do plantio quanto após a colheita do milho.

O efeito residual do LE é dependente da dose que se aplica e do tempo. MELO et al. (1994) observaram em Latossolo Vermelho-escuro submetido a doses de LE (4, 8, 16 e 32 Mg ha⁻¹) que a adição de LE de 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹ afetou o teor de carbono orgânico apenas até os 77 dias após a aplicação, enquanto para a dose de 32 Mg ha⁻¹ o efeito se prolongou até os 230 dias. Entretanto, com o passar o tempo esse efeito tende a diminuir (BARCELAR et al., 2001) e até reduzir o teor de C orgânico (VAZ & GONÇALVES, 2002).

BARCELAR et al. (2001) observaram em Cambissolo húmico distrófico que três anos após a aplicação única do LE alcalinizado nas doses 32, 64 e 96 m³ ha⁻¹, não houve efeito residual significativo para os teores de C orgânico.

VAZ & GONÇALVES (2002) detectaram 13 meses após a aplicação do LE (5, 10, 15, 20 e 40 Mg ha⁻¹) em Latossolo Vermelho-Amarelo, reduções nos teores de carbono orgânico para as maiores doses: 20 e 40 Mg ha⁻¹. Estes autores atribuíram o resultado às maiores disponibilidades de frações de C facilmente decomponíveis.

FERNANDÉZ et al. (2009) observaram que aplicações cumulativas em três anos da maior dose de LE, 80 Mg ha⁻¹, em Luvisolo causaram uma diminuição no teor de carbono da biomassa microbiana. No entanto, a menor dose aplicada, 20 Mg ha⁻¹, causou aumento.

A avaliação de atributos biológicos do solo pode ser uma ferramenta na interpretação dos efeitos do LE como forma de monitoramento do ambiente edáfico. Estudos sobre o efeito do lodo nos atributos microbiológicas do solo são importantes para a avaliação do impacto ambiental, principalmente considerando o efeito residual do lodo em longo prazo. Um dos principais efeitos da matéria orgânica sobre a biomassa microbiana do solo está associado a ciclagem de nutrientes, que conseqüentemente, afeta sua atividade.

2.2. Atributos biológicos do solo

As alterações ocorridas na população microbiana do solo e sua atividade podem indicar que tipos de mudanças podem ocorrer no solo em função do manejo adotado na propriedade agrícola, uma vez que são mais sensíveis que os indicadores físicos e químicos em relação à rápida resposta (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007) e são os responsáveis pela ciclagem dos elementos.

Vários atributos da atividade biológica do solo, como biomassa microbiana do solo, respiração basal, quociente metabólico e quociente microbiano podem ser usados como indicadores do aumento de concentrações de elementos-traço no solo (MIKANOVA, 2006). Dessa forma, podem ser potenciais indicadores de estresse ecológico (DICK & TABATABAI, 1992).

O componente biológico do solo envolve raízes e organismos, incluindo os invertebrados e os microrganismos. A biota do solo desempenha um papel importante na mineralização de nutrientes pela degradação da matéria orgânica e na manutenção da estrutura do solo (STENBERG, 1999). Solos que mantêm uma alta concentração de biomassa microbiana são capazes não só de armazenar como também de fazer a ciclagem de mais nutrientes (ANDERSON & DOMSCH, 1980).

A influência direta da aplicação do LE sobre atividade biológica do solo, e especialmente sobre a respiração basal, ocorre durante as primeiras semanas após a aplicação do resíduo (TARRASÓN et al., 2010). SOUZA et al. (2009) avaliaram o efeito residual da aplicação de doses de LE (1,5; 3,0; 4,5 e 6,0 Mg ha⁻¹) no período de dois anos em Latossolo Vermelho de Cerrado e observaram que uma aplicação de até 6 Mg ha⁻¹ do LE da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) não causou efeitos significativos no carbono da biomassa microbiana e na respiração.

A diminuição no teor de C da biomassa microbiana pode ser esperada por causa da conhecida toxicidade de elementos-traço (NIES, 1999). Avaliando solos na Nova Zelândia, SCHIPPER & LEE (2004) encontraram que concentrações

crescentes de elementos-traço tiveram impacto direto sobre a biomassa e respiração.

ANDRÉS et al. (2011) avaliaram na Espanha três tipos de LE (digerido, compostado e termicamente seco) sob a dose 6 Mg ha^{-1} e após um ano de sua aplicação em Argissolo Vermelho-amarelo, observaram que não houveram efeitos significativos sobre a atividade microbiana do solo. Os autores sugeriram que a microbiota geral do solo rapidamente se recuperou dos distúrbios causados pelo resíduo.

Da mesma forma, TARRASÓN et al. (2010) compararam o efeito de três tipos de lodo: digerido, termicamente seco e compostado, na biomassa microbiana e respiração basal de solos argiloso e arenoso, e observaram que 401 dias após a aplicação da dose 10 Mg ha^{-1} de LE não foi detectado efeito sobre a atividade microbiana dos solos.

A taxa de respiração basal reflete a atividade microbiana total, a disponibilidade da matéria orgânica do solo e, indiretamente, a mineralização de nutrientes (STENBERG, 1999). A respiração basal, que é a oxidação biológica da matéria orgânica a CO_2 pelos microrganismos aeróbios, ocupa posição chave no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres (ALEF, 1995).

GIGLIOTTI & FARINI (2002) avaliaram a resposta dos microrganismos em 16 amostras de solo contaminado por variados (baixo, médio, alto) e representativos teores de elementos-traço e observaram que quanto maiores os teores maior foi taxa de respiração do solo. Isso foi atribuído ao estado de estresse que a presença de elementos-traço causou à biomassa microbiana do solo que apresentou-se reduzida.

O $q\text{CO}_2$ ou a atividade respiratória definida como a taxa da respiração basal por unidade de biomassa microbiana do solo é frequentemente usado como um indicador da eficiência energética dos microrganismos do solo (INSAM, 2001). Tem sido mostrado que valores de $q\text{CO}_2$ aumentam juntamente com o aumento dos níveis de elementos-traço (FLIEßBACH et al., 1994).

Para altos valores de $q\text{CO}_2$ têm sido atribuído baixa eficiência de utilização do substrato para o crescimento quando microrganismos estão sob estresse ambiental (CHANDER & BROOKES, 1991).

FLIEßBACH et al. (1994) relataram que a maior eficiência da biomassa microbiana ocorreu nas parcelas que receberam as doses 100 e 300 m³ de LE que continham baixos teores de elementos-traço.

FRANCO-HERNÁNDEZ et al. (2010) investigaram a concentração de elementos-traço no solo sob rejeitos de minas na região central do México e encontraram maiores valores de $q\text{CO}_2$ em solos com altas concentrações de As, Cd, Cu, Pb e Zn.

A relação C microbiano/C orgânico ($q\text{MIC}$) expressa quanto do carbono orgânico do solo está imobilizado na biomassa microbiana em função da qualidade nutricional da matéria orgânica (SPARLING, 1992). Em solo contaminado com elementos-traço, a biomassa microbiana é menos eficiente na utilização de substratos para a própria síntese de constituintes celulares assim como necessita de mais energia para sua própria manutenção (CHANDER et al., 2001; MIKANOVA, 2006).

DAI et al. (2004) estudaram a influência de elementos-traço de resíduos industriais na biomassa microbiana e observaram valores para $q\text{MIC}$ estáveis, variando de 1,1 % para 1,8 %.

ANDERSON & DOMSCH (1989) mostraram para solos aráveis poluídos que C da biomassa geralmente representou 2-3 % de C orgânico solo. Analisados em trabalho de revisão de LAVELLE & SPAIN (2001) a relação entre C da biomassa para o solo C orgânico encontrada foi dentro da faixa de 1- 5 %.

2.3. Atributos bioquímicos do solo

Além dos atributos biológicos, também os atributos bioquímicos são indicadores sensíveis dos processos que ocorrem no solo. As principais reações de transformação são mediadas, principalmente, pelas oxirredutases e hidrolases que controlam os processos de decomposição dos materiais orgânicos e transformações inorgânicas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Na classe das oxirredutases estão todas as enzimas que catalisam reações de oxidorredução. O substrato que é oxidado é considerado como doador de hidrogênio. A desidrogenase é uma oxidorredutase, estando presente somente em células viáveis, e tem sido considerada um indicador sensível da qualidade do solo (NANNIPIERI, 1994), bem como um marcador capaz de indicar mudanças na atividade microbiana total em resposta a mudanças impostas pelo uso ou manejo do solo (CECCANTI et al., 1993).

A atividade da desidrogenase tem sido utilizada como indicador microbiológico em solos com aplicações de longo prazo de fertilizantes orgânicos e inorgânicos (ŠIMEK et al., 1999; CHU et al., 2007), em diferentes práticas de cultivo (OMIDI et al., 2008), em avaliações de tipos LE (FERNANDÉZ et al., 2009; TARRASÓN et al., 2010) e efeitos tóxicos da aplicação de LE (CHAUDHURI et al., 2003), na contaminação por elementos-traço em ecossistemas (OLIVEIRA & PAMPULHA, 2006).

ŠIMEK et al. (1999) estudaram diferentes combinações de esterco, fertilizantes inorgânicos e calcário durante quatro anos e observaram que nas maiores aplicações de fertilizantes a desidrogenase foi muito sensível aos efeitos inibitórios associados às altas adições de fertilizantes.

CHU et al. (2007) estudando a atividade da desidrogenase em resposta a aplicação de adubo orgânico durante 16 anos, encontraram que essa fertilização aumentou a atividade de desidrogenase.

OMIDI et al. (2008) observaram que a atividade da desidrogenase aumentou sob práticas conservacionistas do solo e, por detectar efeitos para além da camada superficial do solo, foi apontada como bom indicador de qualidade do solo.

Na classe das hidrolases estão as enzimas que catalisam a clivagem hidrolítica de C-O, C-N, C-C e algumas outras ligações. As hidrolases do solo são enzimas relacionadas com a mineralização de nutrientes essenciais aos ecossistemas terrestres, a exemplo do S, do C, do N e do P. Desse modo, a avaliação da atividade das hidrolases em solos propicia uma indicação precoce do seu estado nutricional (CHAER & TÓTOLA, 2007).

Arilsulfatase é uma enzima do solo que catalisa a hidrólise dos ésteres de sulfato, uma forma de enxofre orgânico que ocorre em altas concentrações na superfície dos solos (DENG & TABATABAI, 1997). Esta enzima é responsável pela ciclagem de S nos solos, participando da mineralização deste elemento para formas disponíveis às plantas. Segundo MENDES et al. (2003) a deficiência de S estimula a produção e a atividade da arilsulfatase.

Sobre a presença do enxofre no solo, NOGUEIRA & MELO (2003) investigaram o efeito de doses de gesso agrícola e a atividade da arilsulfatase no solo e verificaram o decréscimo da atividade com a profundidade e com a diminuição do teor de matéria orgânica, por constituir a principal reserva de ésteres de sulfato, que são substratos da enzima.

SOUZA et al. (2009) encontraram que não houve efeito significativo sobre a atividade de várias enzimas, dentre elas a arilsulfatase, sob aplicação de até 6 Mg ha⁻¹ do LE da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) no período de dois anos.

O LE no solo atua como fonte de energia para o desenvolvimento dos microrganismos. Através deste estímulo, a atividade da celulase é aumentada e a degradação dos carboidratos fornece o substrato prontamente disponível. As celulasas estão envolvidas na ciclagem do C pela decomposição e liberação de fonte de energia como a glicose (DENG & TABATABAI, 1996).

BILGO et al. (2007) após cinco anos de experimentos, encontraram alta atividade de celulase nas parcelas que passaram por pousio do que naquelas cultivadas em estudo na África, o que atribuiu à sensibilidade da enzima ao manejo do solo.

A urease é basicamente uma enzima exocelular de origem microbiana (CECCANTI & GARCIA, 1994).

WALIA & GOYAL (2010) observaram que a atividade da urease, que é responsável pelas transformações de N, foi afetada pelas adições de fertilizantes orgânicos no solo. Neste estudo doses de LE não contaminado com elementos-traço (10, 20, 40 e 80 Mg ha⁻¹) causaram efeito estimulante sobre a atividade da

enzima, ao passo que as mesmas doses do LE contaminado mostrou um efeito estimulante menor, afetando negativamente nas maiores doses.

FERNANDES et al. (2005) incorporaram o LE nas concentrações 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para o milho, baseada no teor de N e observaram que, comparados à testemunha a maior dose de LE apresentou aumento de 85 % na camada de 0 a 10 cm. Os autores atribuíram isso à maior quantidade de material orgânico disponível na superfície do solo.

FERNANDÉZ et al. (2009) em experimento de três anos, observaram que no primeiro ano da aplicação de doses de LE (20 e 80 Mg ha⁻¹) não houveram diferenças entre os tratamentos para atividade da urease. Entretanto, as adições repetidas estimularam a síntese desta enzima.

A fosfatase ácida é uma das muitas fosfatases presentes nos solos e é responsável pela mineralização do fosfato orgânico em solos ácidos (DICK et al., 1983; PANT & WARMAN, 2000). O melhor estado nutricional do solo poderá diminuir a dependência do sistema com relação à ciclagem do P orgânico pela atividade da fosfatase ácida, resultando em menores níveis de atividade dessa enzima (MATSUOKA et al., 2003). Ao contrário, a alta atividade da fosfatase ácida no solo, pode indicar a limitação de P no solo (UHLÍROVÁ et al., 2005).

SPIERS & MCGILL (1979) observaram que a atividade da fosfatase ácida no solo pode ser influenciada pelo teor de matéria orgânica. SOUZA et al. (2009) encontraram maior atividade dessa enzima na presença do LE, em comparação ao fertilizante mineral, atribuindo seu aumento à presença de P orgânico nesse material.

NOVAIS & SMYTH (1999) explica que a síntese dessa enzima, induzida pelo alto teor de C orgânico no solo, é consequência da neutralização de sítios de fixação de P em óxidos de Fe e Al por ácidos orgânicos. Autores de diversos trabalhos verificaram aumentos no teor de P no solo após a aplicação de LE (MELO et al., 2002; VAZ & GONÇALVES, 2002; MANTOVI et al., 2005; AHMED et al., 2010), dada a mineralização do P-orgânico contido neste resíduo (TEDESCO et al., 1999).

MATSUOKA et al. (2003) demonstraram a importância da fosfatase ácida na mineralização do fósforo orgânico nas áreas sob vegetação nativa, onde a matéria orgânica é a principal fonte de nutrientes para o crescimento das plantas.

RABARY et al. (2008) avaliando efeito de coberturas do solo em Madagascar concluíram que a atividade da fosfatase ácida foi significativamente maior nos sistemas que utilizaram resíduos de culturas do que para o sistema que utilizou coberturas vivas.

Relacionada com várias hidrolases do solo (lipases, proteases e esterases), a hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), tem sido utilizada para avaliar a atividade microbiana nas amostras de solo (PEREIRA, 2010). A atividade hidrolítica do FDA é um indicador da população microbiana heterotrófica total (SCHNÜRER & ROSSWALL, 1982).

SÁNCHEZ-MONEDERO et al. (2008) identificaram a hidrólise do FDA como um indicador só que em solos com aplicação recente de fertilizante orgânico.

FERNANDES et al. (2011) avaliaram a correlação entre atributos químicos e microbiológicos relacionada a práticas agrícolas e observaram que a biomassa microbiana e FDA não reproduziram todas as variações observadas nos atributos químicos do solo, uma vez que não responderam à conversão das áreas de cultivo para áreas de pousio.

ASERI & TARAFDAR (2006) concluíram que a determinação da atividade hidrolítica do FDA em solos áridos é um potencial indicador de qualidade do solo, pois mostrou forte correlação com vários atributos do solo, tais como: biomassa microbiana, populações microbianas, atividade da desidrogenase, fosfatase ácida e alcalina, matéria orgânica do solo e teores de N e P do solo.

As atividades enzimáticas mostram diferentes respostas ao conteúdo de elementos-traço adicionados ao solo.

PAN & YU (2011) e HALÁSZ et al. (2008) relataram que a atividade da urease, fosfatase ácida e desidrogenase diminuiu com o aumento concentrações de Cd e Pb.

YANG et al. (2006) encontraram após dois meses da adição de elementos-traço, que a atividade da urease e catalase foi inibida principalmente pelas

combinações elementos-traço do que pelos elementos individualmente e tiveram suas atividades reduzidas em aproximadamente 20 % - 40 %.

CHAUDHURI et al. (2003) estudaram a influência dos elementos-traço Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn sobre a arilsulfatase, desidrogenase, urease e fosfatase ácida em solo laterítico que recebeu aplicação única de 52 Mg ha⁻¹ de LE e encontraram efeito inibitório das frações móveis de Cd e Ni sobre a atividade enzimática, o que foi atribuído à ligação com metais.

2.4. Plantas daninhas em solos contaminados

As plantas daninhas são plantas que conseguem se desenvolver nos mais diversos locais. Sua ocorrência é causada por diversos fatores, dentre eles: revolvimento do solo (PYE & ANDERSSON, 2009), presença de matéria orgânica, cobertura do solo (KRUIDHOF et al. 2009), luz e temperatura (TEASDALE & MOHLER, 1993), mudanças climáticas (CLEMENTS & DITOMMASO, 2011).

Mudanças na composição florística e estrutura de associações de plantas daninhas são constantes por causa da sua alta adaptabilidade (ŠARIĆ et al., 2011). Comparando com as culturas, espécies de plantas daninhas, normalmente têm propriedades inerentes tais como tolerância em vários ambientes adversos, resistência à seca e outros estresses, incluindo àqueles causados por elementos-traço (WEI et al., 2008).

Os dois principais fatores que determinam a quantidade total de elementos-traço extraída pelas plantas são: (a) a concentração dos poluentes na biomassa seca, e (b) a biomassa total produzida pela planta. Plantas usadas para fitoextração devem ser de crescimento rápido, raiz profunda, ser de fácil propagação e acumular o elemento traço de interesse (GHOSH & SINGH, 2005).

Plantas com extremos níveis de tolerância a elementos-traço são chamadas hiperacumuladoras. Várias hiperacumuladoras conseguem acumular grandes concentrações de elementos-traço, mas devido à biomassa muito baixa a quantidade de fitoextração é menor, por outro, plantas comparadas com hiperacumuladoras, têm uma menor taxa de bioacumulação, mas têm pelo menos

10 vezes a biomassa de produção, de modo que a quantidade real de extração é superior (GHOSH & SINGH, 2005).

CUI et al. (2007) pesquisando a acumulação potencial de Pb, Zn, Cu e Cd em plantas distribuídas em uma fundição antiga no nordeste da China observaram que as plantas daninhas que cresceram neste local exibiram adaptabilidade alta aos elementos-traço e absorveram uma quantidade variável desses elementos (Pb, Zn, Cu e Cd).

WEI et al. (2005) relataram que plantas daninhas podem ser muito eficazes para serem utilizadas como hiperacumuladoras devido a seu crescimento espontâneo e, sob ambiente favorável, a sua produção de matéria seca que pode aumentar rapidamente.

GHOSH & SINGH (2005) comparando fitoextração de elementos-traço de planta reconhecidamente fitoextratora com plantas daninhas observaram que o excelente potencial de fitoextração das plantas daninhas foi devido a sua alta produção de biomassa apesar do seu fator de bioconcentração tenha sido menor que o da espécie hiperacumuladora.

WEI et al. (2008) observaram como hiperacumuladora, plantas daninhas que mesmo se desenvolvendo em solos contaminados por elementos-traço não tiveram sua biomassa da parte aérea reduzida em comparação a solos não contaminados.

GHOSH & SINGH (2005) comparando espécies acumuladoras com plantas daninhas em relação ao cádmio sob condições controladas observaram que, três das cinco espécies de plantas daninhas estudadas foram as mais adequadas para fitoextração de cádmio do solo.

Plantas com alta capacidade de acumulação de elementos-traço muitas vezes têm lenta taxa de crescimento e produção de quantidades limitadas de biomassa em solo contaminado por elementos-traço. Por isso, o êxito do processo de fitorremediação dependerá da capacidade das plantas de absorver e acumular elementos-traço em suas raízes (DENTON, 2007).

De acordo com MARQUES (1997), espécies tolerantes geralmente acumulam maiores concentrações de elementos-traço na raiz em relação à parte

aérea, sendo que plantas que crescem em áreas contaminadas por elementos-traço não conseguem evitar a absorção destes elementos, mas limitam sua translocação. CUI et al. (2007) relatam que essas plantas podem desempenhar um papel importante na remoção de elementos-traço pela imobilização do elemento nas raízes, o que seria adequado para a remediação de solos contaminados.

FRANCO-HERNÁNDEZ et al. (2010) estudaram a acumulação de elementos-traço na vegetação nativa em torno de resíduos de mineração no México, e descobriram que maior quantidade de elementos-traço, estava concentrada nas raízes.

HADI & BANO (2009) consideraram em seu estudo sobre plantas daninhas como acumuladoras, o uso de espécies não-comestíveis. Dessa forma, diminuindo o risco de elementos-traço serem introduzidos na cadeia alimentar.

Em áreas com planta daninha com histórico de cultivo anterior, poderá haver resíduos culturais que poderão interferir na emergência das plantas daninhas. Segundo CORREIA et al. (2006), a composição e a densidade populacional de uma vegetação espontânea são influenciadas pela presença e sistema de produção de cobertura morta.

A permanência dos restos culturais após a safra é uma alternativa para proteção do solo que ficará em pousio até o próximo cultivo. Além dos efeitos de conservação do solo, a cobertura morta também traz benefícios como o controle de plantas daninhas, seja pela liberação de compostos alelopáticos ou ainda por efeito físicos.

Entretanto, a persistência da palhada no solo dependerá nas regiões de clima tropical, das condições de elevada temperatura e umidade, que irá influenciar na decomposição de resíduos vegetais (CRUSCIOL et al., 2008).

III. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização do experimento

O experimento foi instalado em condições de campo no ano agrícola 1997/1998 na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal-SP, 21°15'22" S e 48°15'18" W, altitude 618m e clima classificado como Aw segundo classificação de Köppen (VOLPE, 2008).

3.2. Histórico da área experimental

Para implantação do experimento foi utilizado delineamento experimental em blocos casualizados (DBC), com quatro tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos do primeiro ano foram: T1= testemunha, sem lodo de esgoto (LE) e sem fertilização mineral, T2= 2,5 Mg ha⁻¹, T3= 5,0 Mg ha⁻¹, T4= 10 Mg ha⁻¹ de LE, base seca. A partir do segundo ano agrícola (1998/1999), após avaliação dos resultados obtidos, foi realizada adubação mineral no tratamento testemunha de acordo com a análise de fertilidade do solo e as indicações contidas em RAIJ et al. (1997) (Tabela 1). No quarto ano agrícola (2000/2001), avaliando os resultados até então obtidos, optou-se por alterar a dose 2,5 do tratamento T2 para 20 Mg ha⁻¹, base seca (Tabela 1), o que é mantido até o presente ano de experimentação.

Tabela 1. Evolução dos tratamentos (T) de doses de lodo de esgoto (LE) nos treze anos do experimento.

	Ano agrícola												
	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10
LE	----- Mg ha ⁻¹ -----												
T1	0 ⁽¹⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T2	2,5	2,5	2,5	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
T3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
T4	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10

⁽¹⁾ Sem fertilização mineral

Ao longo dos treze anos a cultura do milho (*Zea mays* L.) foi implantada em dez anos, sendo substituída pelo girassol (*Helianthus annuus* L.) no 7º e no 12º ano e pela crotalária (*Crotalaria juncea* L.) no 8º ano, visando a rotação de cultura.

O solo utilizado no experimento é um Latossolo Vermelho eutroférico (LVef), cujos atributos químicos (0 a 20 cm) nos treze anos de experimentação encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Atributos químicos (0 a 20 cm) do Latossolo Vermelho eutroférico no tratamento testemunha, antes da instalação de cultivos, nos treze anos agrícolas.

Ano agrícola	pH	M.O.	P _{resina}	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmol _c dm ⁻³			-----		%	
1997/98	5,7	34	67	4,9	42	19	22	66	88	75
1998/99	5,4	32	62	4,7	38	17	26	60	86	70
1999/00	5,3	26	60	4,2	32	18	30	54	84	64
2000/01	5,3	28	61	4,5	39	14	34	58	92	63
2001/02	5,3	24	67	4,1	41	14	38	59	97	61
2002/03	4,9	32	60	4,1	42	22	38	68	106	64
2003/04	5,3	28	45	3,1	35	15	31	53	84	63
2004/05	5,7	29	31	1,7	25	20	22	47	69	68
2005/06	5,1	25	58	4,8	29	12	42	46	88	52
2006/07	5,3	28	57	6,1	41	12	31	59	90	66
2007/08	5,0	27	49	4,5	27	6	38	37	75	50
2008/09	5,0	22	47	4,1	21	4	29	29	58	50
2009/10	4,6	21	31	3,7	22	7	50	33	84	40

Ano agrícola 1997/1998 a 2005/2006 (NOGUEIRA et al., 2010); Ano agrícola 2006/2007 (LAZO, 2010); Ano agrícola 2007/2008 (MACEDO, 2009); Ano agrícola 2008/2009 (GUEDES et al., 2011); Ano agrícola 2009/2010 (ANDRADE, 2011)

O LE utilizado foi obtido nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em Barueri e em Franca. A caracterização química do LE aplicado nos treze anos de experimentação é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto (base seca), proveniente das ETEs de Barueri-SP e Franca-SP⁽¹⁾, utilizado nos treze anos de experimentação.

Ano agrícola	N Kjeldahl	P	K	Cu	Mn	Zn	Cr	Cd	Ni	Pb
	----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----						
1997/98	32	17	4,8	664	228	1.800	290	8	268	152
1998/99	37	11	1,7	551	294	3.810	1.190	12	595	371
1999/00	29	17	1,5	660	257	2.328	764	8	360	180
2000/01	29	15	1,8	719	263	1.745	699	10	354	171
2001/02	37	15	2,7	627	287	2.354	778	9	350	155
2002/03	34	22	1,9	722	222	2.159	808	11	231	186
2003/04	41	19	0,1	690	194	2.930	736	10	297	173
2004/05	34	19	1,3	998	206	2.474	798	8	299	169
2005/06	34	19	1,3	998	206	2.474	798	8	299	169
2006/07 ⁽¹⁾	20	16	0,7	242	419	792	286	2	28	37
2007/08 ⁽¹⁾	33	38	1,5	572	727	1.028	284	3	57	77
2008/09 ⁽¹⁾	29	19	0,4	194	90	979	389	2	188	39
2009/10	25	20	2,4	669	320	1.398	531	5	291	107
Limite ⁽²⁾	-	-	-	1.500	-	2.800	1.000	39	420	300

Ano agrícola 1997/1998 a 2005/2006 (NOGUEIRA et al., 2010); Ano agrícola 2006/2007 (LAZO, 2010); Ano agrícola 2007/2008 (MACEDO, 2009); Ano agrícola 2008/2009 (GUEDES et al., 2011); Ano agrícola 2009/2010 (ANDRADE, 2011)

⁽²⁾ Concentração máxima permitida de elementos-traço no lodo de esgoto para uso na agricultura conforme normas do CONAMA (2006)

Abaixo segue histórico do estabelecimento do décimo terceiro ano de experimentação (2009/2010) que está descrito no trabalho de ANDRADE (2011).

A calagem foi realizada com doses de calcário que variaram de 2,5 a 4,0 Mg ha⁻¹, visando saturação por bases de 70 %. O LE foi distribuído a lanço, em dezembro de 2009, nas respectivas doses de cada tratamento e incorporado por meio de gradagem em torno de 10 cm de profundidade. Em seguida, procedeu-se também a aplicação do herbicida glifosato. A cultura do milho foi implantada, utilizando-se espaçamento de 90 cm entrelinhas, com 7-9 plantas por metro linear, em parcela experimental com 60 m² (6 m x 10 m). Para a adubação da testemunha as fontes dos nutrientes utilizadas foram: uréia (45 % N), superfosfato simples (18 % P₂O₅) e cloreto de potássio (60 % K₂O). As adubações de cobertura foram realizadas aos 25 e aos 40 dias após a emergência. As adubações minerais de semeadura e cobertura aplicadas ao Latossolo Vermelho eutrófico nos treze

anos agrícolas são apresentadas na Tabela 4. A colheita dos grãos de milho foi realizada em junho de 2010, sendo que, os restos vegetais permaneceram na superfície do solo.

Tabela 4. Fertilização mineral aplicada em Latossolo Vermelho eutroférico durante treze anos do experimento.

Ano agrícola	Lodo de esgoto Mg ha ⁻¹	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
		Plantio	Cobertura	Plantio	Plantio	Cobertura	
		kg ha ⁻¹					
1997/98	0	-	-	-	-	-	-
	2,5	-	-	50	29	-	-
	5	-	-	44	26	-	-
	10	-	-	33	20	-	-
1998/99	0	15	61	30	30	-	-
	2,5	-	-	-	25	-	-
	5	-	-	-	20	-	-
	10	-	-	-	10	-	-
1999/00	0	30	110	50	50	40	40
	2,5	-	-	-	46	40	40
	5	-	-	-	41	40	40
	10	-	-	-	32	40	40
2000/01	0	30	120	50	50	40	40
	20	-	-	-	28	40	40
	5	-	-	16	39	40	40
	10	-	-	-	5	40	40
2001/02	0	30	140	50	50	40	40
	20	-	-	-	17	40	40
	5	-	-	-	34	40	40
	10	-	-	-	-	40	40
2002/03	0	30	140	50	50	40	40
	20	-	-	-	4	40	40
	5	-	-	-	38	40	40
	10	-	-	-	27	40	40
2003/04	0	10	40	20	20	-	-
	20	-	-	-	-	-	-
	5	-	-	-	-	-	8
	10	-	-	-	-	-	-
2004/05	0	-	-	18	18	-	-
	20	-	-	-	-	-	-
	5	-	-	-	-	-	-
	10	-	-	-	-	-	-
2005/06	0	30	140	50	50	40	40
	20	-	-	-	-	40	40
	5	-	-	-	24	40	40
	10	-	-	-	-	40	40
2006/07	0	30	140	50	50	40	40
	20	-	48	-	-	72	72
	5	-	140	-	-	85	85
	10	-	109	-	-	81	81
2007/08	0	30	140	50	50	40	40
	20	-	-	-	14	40	40
	5	-	120	-	41	40	40
	10	-	70	-	32	40	40
2008/09	0	-	-	-	-	-	-
	20	-	-	-	-	-	-
	5	-	-	-	-	-	-
	10	-	-	-	-	-	-
2009/10	0	30	140	70	50	40	40
	20	-	-	-	-	20	20
	5	-	96	-	32,5	40	40
	10	-	52	-	15	40	40

Ano agrícola 1997/1998 a 2005/2006 (NOGUEIRA et al., 2008); Ano agrícola 2006/2007 (LAZO, 2010); Ano agrícola 2007/2008 (MACEDO, 2009); Ano agrícola 2008/2009 (dados não publicados); Ano agrícola 2009/2010 (ANDRADE, 2011)

3.3. Área experimental

Como descrito anteriormente (item 3.2.), no décimo terceiro ano de experimentação (2009/2010) havia sido cultivado o milho. A coleta dos dados foi feita 130 dias após a colheita dos grãos de milho (outubro de 2010) e dez meses após a aplicação do LE. Isso corresponde ao início do período chuvoso (Figura 1), anterior ao plantio de verão 2010/2011. Nessa ocasião, a área apresentava-se coberta por plantas daninhas e resíduos culturais.

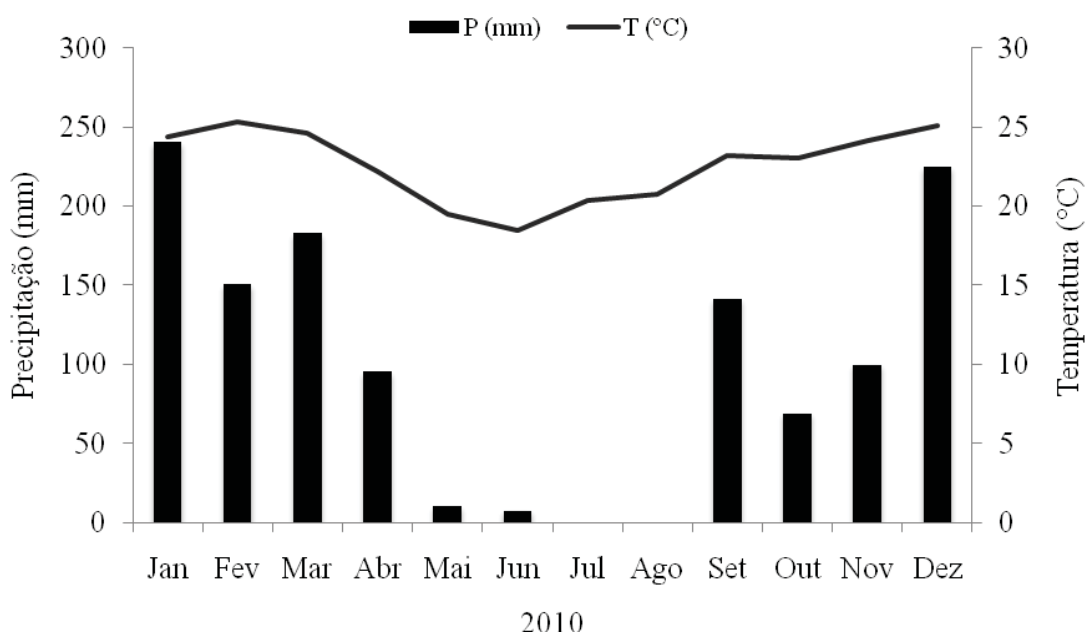


Figura 1. Precipitação total (mm) e temperatura média mensal (°C), registrada pela Estação agroclimatológica - UNESP - Campus de Jaboticabal, no período de janeiro a dezembro de 2010.

O solo foi coletado para avaliação dos atributos biológicos e bioquímicos e teor total de elementos-traço. A palha do milho que permaneceu na superfície do solo e a vegetação que se desenvolveu no período também foram coletadas. Avaliou-se a produção de matéria seca, o teor e o acúmulo de elementos-traço na palha do milho e na planta daninha e frequência para planta daninha.

3.4. Tratamentos

Os tratamentos avaliados no décimo terceiro ano foram doses de LE: 0, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹, base seca (Tabela 1). Sob delineamento experimental em blocos casualizados com cinco repetições, totalizando 20 unidades experimentais.

3.5. Lodo de esgoto

O LE do ano agrícola (2009/2010) foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em Barueri, Região Metropolitana de São Paulo-SP e foi analisado pelo método EPA 3051 (USEPA, 2007). A caracterização química do LE aplicado é apresentada na Tabela 3.

3.6. Solo

Foi utilizado o Latossolo Vermelho eutroférico, de textura argilosa. Na Tabela 5 são apresentados os atributos químicos do solo após colheita dos grãos de milho. Para determinação desses atributos, utilizou-se a média dos tratamentos.

Tabela 5. Atributos químicos do Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto	pH	M.O.	P _{resina}	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
Mg ha ⁻¹	CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmol _c dm ⁻³ -----			-----		%	
0	5,3	27	55	4,8	28	13	38	46	84	55
5	5,2	28	59	4,2	29	13	38	46	84	55
10	5,2	32	145	3,6	34	15	38	53	91	58
20	4,9	34	144	3,4	30	15	52	48	100	48

3.7. Amostragem, preparo e análise do solo

As amostras de solo foram retiradas na profundidade de 0 a 10 cm (Tabela 5), coletando-se 20 amostras simples por parcela para formar uma amostra composta. Foram destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm de abertura.

Para avaliação biológica (carbono da biomassa microbiana, respiração basal e enzimas), as amostras foram mantidas à temperatura de 4 °C até o momento das análises, determinados o teor de umidade e a capacidade de retenção de água (MELO et al., 1998). Para avaliação do teor de elementos-traço e carbono orgânico, o mesmo solo foi seco à temperatura ambiente, obtendo-se desta forma a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

3.7.1. Carbono da biomassa microbiana

Para determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM), foi utilizada metodologia da fumigação-extração proposta por VANCE et al.(1987). Para cada amostra de solo foram retiradas 2 subamostras de 12,5 g com a umidade corrigida para 60 % da capacidade de retenção de água. A primeira subamostra foi submetida à fumigação em dessecador com 50 mL clorofórmio e 0,25 mL de metil butano. A outra subamostra não recebeu fumigação. Ambas as subamostras foram incubadas em BOD a 25 °C por 24 h. Às subamostras fumigadas e não fumigadas foram adicionados 50 mL de solução de sulfato de potássio 0,5 mol L⁻¹ com pH 6,6 e colocadas por uma hora em um agitador horizontal. Em seguida, as subamostras foram filtradas em papel de filtro. Do filtrado foram retirados 8 mL e adicionados 2 mL de dicromato de potássio 0,066 mol L⁻¹, 5 mL de ácido ortofosfórico concentrado e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado, depois colocados em banho-maria a 70 °C por uma hora, deixou-se esfriar e adicionaram-se 40 mL de água destilada. O carbono dos extratos das duas subamostras foi determinado por titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,03 mol L⁻¹, adicionou-se 1 mL do indicador difenilamina 1 %. Ao final da titulação, a coloração da solução foi do púrpura para o verde. O CBM foi obtido pela diferença entre amostras fumigadas e não fumigadas. O resultado expresso em µg C por grama de solo seco.

3.7.2. Respiração basal

A respiração basal (RB) foi estimada como descrito em ALEF (1995). Amostras de solo (50 g), em duas repetições, com umidade ajustada para 60 % da capacidade de retenção de água, foram incubadas em recipientes herméticos de 1 litro, juntamente com 25 mL de hidróxido de sódio $0,05 \text{ mol L}^{-1}$, durante 3 dias em BOD a $25 \text{ }^\circ\text{C}$. O CO_2 liberado foi medido por titulação da solução de NaOH com ácido clorídrico $0,05 \text{ mol L}^{-1}$, após precipitação do carbonato com 5,0 mL de solução de cloreto de bário $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, adicionando-se 3 gotas do indicador fenolftaleína 0,1 %. Ao final da titulação, a coloração da solução foi do rosa para o branco. O CO_2 liberado foi expresso em $\mu\text{g CO}_2$ por grama de solo seco por dia.

3.7.3. Arilsulfatase

A atividade da arilsulfatase foi avaliada pelo procedimento de TABATABAI & BREMNER (1970). Pesou-se 1 g de solo úmido em erlenmeyer de 125 mL e adicionou-se 4 mL da solução tampão acetato pH 5,8. Em seguida, adicionou-se 0,25 mL de tolueno p.a. e 1 mL do substrato solução de p-nitrofenil sulfato de potássio 5 mmol L^{-1} . Para cada amostra fez-se um controle. Os erlenmeyers vedados foram colocados em incubadora a $37 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 hora. Após incubação, foi adicionado 1 mL de p-nitrofenil sulfato de potássio no controle. Adicionou-se 1 mL da solução de cloreto de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e 4 mL da solução de hidróxido de sódio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Agitou-se o erlenmeyer por alguns segundos e filtrou-se em papel filtro. A leitura da absorbância foi realizada em comprimento de onda de 400 nm. A curva foi determinada a partir de uma solução padrão de $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ de p-nitrofenol. Os resultados foram expressos em mg de p-nitrofenol por kg de solo seco por hora.

3.7.4. Celulase

Para a avaliação da atividade da celulase (PANCHOLY & RICE, 1973) pesaram-se 10 g de solo úmido em erlenmeyer. Adicionou-se 1 mL de tolueno p.a.

e deixou-se 15 minutos em repouso. Adicionaram-se 10 mL do substrato solução de carboximetilcelulose a 1 % e 10 mL da solução tampão acetato fosfato pH 5,5. Os erlenmeyers foram vedados com papel alumínio e incubados 24 h a 30 °C. Para cada amostra fez-se um controle, ao qual não adicionou-se o substrato. Após o período de incubação, adicionaram-se 20 mL de água deionizada ao controle e amostras. Transferiu-se o conteúdo dos erlenmeyers para tubos de centrífuga. Centrifugou-se a 5000 rotações por minuto (rpm) durante 20 minutos. Filtrou-se o conteúdo em papel de filtro. Pipetou-se 1 mL do filtrado para tubos de ensaio e adicionou-se 1 mL do reativo de cobre (A+B). Os tubos foram vedados com esferas de vidro e incubados em banho-maria, a 100 °C por 20 minutos. Após resfriamento, adicionado aos tubos 2 mL de ácido fosfomolibdico e 2 mL de água deionizada. Foram agitados e deixados em repouso por 15 minutos. Foi feita leitura da absorbância em espectrofotômetro no comprimento de onda correspondente a 420 nm. A curva foi determinada a partir de uma solução padrão de 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ de glicose. Os resultados foram expressos em mg glicose por litro de solo seco por hora.

3.7.5. Desidrogenase

A atividade da desidrogenase no solo foi determinada segundo CASIDA et al. (1964). Foram pesados 5 g de solo úmido em tubos. Adicionaram-se 5 mL da solução de cloreto de trifeniltetrazólio a 1 %. Os tubos foram agitados e incubados a 30 °C por 24 horas. Para cada amostra, fez-se um controle, acrescentando-se 5 mL de solução tampão Tris-HCl pH 7,8. Após a incubação, adicionaram-se 40 mL de acetona p.a., adicionando-se primeiramente, 20 mL e após 1 hora os 20 mL restantes. Os tubos foram agitados. Filtrou-se o conteúdo em papel de filtro, fazendo, em seguida, a leitura da absorbância do filtrado em espectrofotômetro no comprimento de onda correspondente a 546 nm. A curva foi determinada a partir de uma solução padrão de 500 $\mu\text{g mL}^{-1}$ de trifenilformazan. Os resultados foram expressos em mg trifenilformazan por kg de solo seco por hora.

3.7.6. Fosfatase ácida

A atividade da fosfatase ácida foi determinada pela metodologia proposta por TABATABAI & BREMNER (1969). Foram pesados 0,5 g de solo úmido, em recipiente plástico de 50 mL. Adicionaram-se 2 mL do tampão universal modificado pH 6,5 e 0,5 mL do substrato de p-nitrofenil fosfato de sódio a 0,5 %. Os recipientes foram vedados com papel alumínio e levados para incubação por 30 minutos a 37 °C. Em seguida, adicionaram-se ao meio 0,5 mL da solução de cloreto de cálcio 0,5 mol L⁻¹ e 4 mL da solução de hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹. Agitou-se. Filtrou-se o conteúdo em papel de filtro. Para cada amostra, fez-se um controle acrescentando-se a solução de p-nitrofenil fosfato de sódio, após a adição das soluções de cloreto de cálcio e hidróxido de sódio. Foi feita a diluição da amostra em água na proporção filtrado:água de 1:2. Em seguida, fez-se a leitura da absorbância do filtrado diluído em espectrofotômetro no comprimento de onda correspondente a 400 nm. A curva foi determinada a partir de uma solução padrão de 1000 µg mL⁻¹ de p-nitrofenol. O resultado foi expresso em mg de p-nitrofenol por kg de solo seco por hora.

3.7.7. Hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA)

A atividade hidrolítica do FDA foi determinada conforme SCHNÜRER & ROSSWALL (1988). Pesaram-se 2 g de solo úmido em recipiente plástico. Adicionaram-se 25 mL de tampão fosfato de potássio pH 7,6 e 2,5 mL de solução estoque de FDA, diluída na proporção 1:17. Cobriu-se com papel alumínio e incubou-se a 24 °C por 3 horas. Após incubação, acrescentaram-se 25 mL de acetona p.a. Filtrou-se o conteúdo em papel de filtro. Para cada amostra, fez-se um controle acrescentando-se a solução estoque de FDA diluída, após a incubação. Fez-se a leitura da absorbância do filtrado em espectrofotômetro no comprimento de onda correspondente a 490 nm. A curva foi determinada a partir de uma solução padrão de 100 µg mL⁻¹ de fluoresceína. Os dados foram expressos em mg de fluoresceína por kg de solo seco por hora.

3.7.8. Urease

A atividade da urease foi avaliada segundo o método de MAY & DOUGLAS (1976). Pesaram-se 3 g de solo úmido em erlenmeyer. Foram adicionados 0,5 mL de tolueno p.a., que foi deixado em repouso por 10 minutos. Em seguida, foram acrescentados 12 mL de água deionizada e 3 mL de solução de uréia $3,3 \text{ g L}^{-1}$. Os erlenmeyers foram levados para incubadora a $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1 hora. Após incubação, adicionaram-se 15 mL de solução de cloreto de potássio 2 mol L^{-1} , com 5 mg de acetato de fenilmercúrio p.a. Para cada amostra, fez-se um controle, adicionando-se a solução de uréia após a solução de cloreto de potássio com acetato de fenilmercúrio. Em seguida foi determinada segundo BREMNER & KEENEY (1965). Do conteúdo filtrado, pipetaram-se 10 mL para a destilação a vapor com óxido de magnésio calcinado. Titulou-se com solução padronizada de ácido sulfúrico $0,002 \text{ N}$, utilizando solução de ácido bórico com indicadores vermelho de metila e verde de bromocresol. Ao final da titulação, a coloração da solução foi do verde para o rosa. Os dados foram expressos em mg N-NH_4^+ por kg de solo seco por hora.

3.7.9. Teor total de Cd, Cr, Ni e Pb

Para determinação do teor dos elementos-traço Cd, Cr, Ni e Pb no solo foi feita digestão em ácido nítrico, água oxigenada e ácido clorídrico em placa de aquecimento, segundo o método 3050b descrito em USEPA (1996). Para este procedimento pesaram-se 2 g de TFSA em béquer de 100 mL. Adicionaram-se 10 mL de ácido nítrico 1:1 e 5 mL de ácido nítrico concentrado. O béquer foi fechado com vidro de relógio e levado para placa de aquecimento a $90\text{-}100 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Após duas horas, foram adicionados 10 mL de água oxigenada 30 % tomando-se o cuidado para haver efervescência mínima. Retirando-se o vidro de relógio, aqueceu-se a $90\text{-}100 \text{ }^{\circ}\text{C}$ até clareamento da amostra e redução no volume. Adicionaram-se 10 mL de ácido clorídrico concentrado. Transferiram-se as amostras para balões de 50 mL, sendo o volume dos balões completado com água ultra pura (condutividade de $0,055 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ a $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$) e os extratos filtrados em seguida, em papel filtro qualitativo diâmetro 15 cm. A determinação dos teores de elementos-

traço nos extratos, foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar-acetileno, para Cd, Ni e Pb, e óxido nitroso, para Cr.

3.7.10. Carbono orgânico do solo

O carbono orgânico oxidável do solo foi determinado por oxidação do carbono por via úmida, conforme método descrito em VETTORI (1969). Para isso foram transferidos 0,2 g de TFSA para erlenmeyer de 125 mL, adicionado 10 mL de dicromato de potássio a 2 % e 0,02 g de sulfato de prata. Em seguida, foram vedados com papel alumínio e levados para placa de aquecimento a 225 °C por 5 minutos. Após resfriamento, adicionaram-se 60 mL de água deionizada. A quantificação do carbono oxidável foi obtida a partir da titulação do dicromato remanescente com a solução sulfato ferroso amoniacal 0,2 N, usando-se 2,5 mL de ácido ortofosfórico concentrado e como indicador 1 mL de difenilamina. Ao final da titulação, a coloração da solução foi do púrpura para o verde. O resultado expresso em g por kg.

3.8. Índices microbianos

O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado pela razão entre a taxa de respiração e o carbono da biomassa microbiana do solo (ANDERSON, 1994). O quociente microbiano ($qMIC$) foi calculado pela razão entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico do solo (BROOKES, 1995).

3.9. Amostragem, preparo e análise da planta e da palha

As amostras de planta daninha e palha do milho foram coletadas no mesmo dia das amostras de solo, utilizando-se como unidade amostral um quadrado de 0,25 m² de área (0,5 x 0,5 m), lançando-se 3 vezes aleatoriamente dentro de cada parcela. Em cada lançamento foram coletadas todas as espécies de planta daninha e a palha do milho abrangidas pelo quadrado. A parte aérea das plantas foi cortada na base e armazenada em saco de papel identificado para transporte até o laboratório. A palha foi recolhida e colocada em saco de papel identificado para ser levado ao laboratório.

Em cada repetição, no grupo de plantas daninhas coletado, foi feita a contagem e a identificação das espécies, obtendo-se os dados que compõem a caracterização da frequência das plantas nos tratamentos. Procedeu-se à lavagem em água corrente, em solução de detergente neutro (1 mL L^{-1}) e em três porções de água deionizada (CARMO et al., 2000). Para limpeza da palha foi realizada uma separação considerando a resistência do material (colmos e folha), seguida de lavagem preliminar removendo-se a terra com escova, e procedendo-se como na lavagem da planta, reunindo-se logo após a palha como um todo.

Em seguida, o grupo das plantas daninhas e a palha do milho foram colocados em sacos de papel perfurados e previamente identificados, e então levados para estufa com circulação forçada de ar à temperatura entre 60-70 °C, até atingir massa constante. A seguir, as amostras foram pesadas para obtenção da matéria seca. Cada grupo de plantas daninhas e a palha do milho foram triturados em moinho tipo Willey utilizando peneiras de 40 mesh (CARMO et al., 2000), obtendo-se as amostras para determinação dos teores totais de elementos-traço.

3.9.1. Identificação das espécies de planta daninha

As plantas foram identificadas por meio de comparação na literatura (LORENZI, 2008). As famílias e espécies identificadas foram organizadas, utilizando-se o sistema de classificação de CRONQUIST (1981).

3.9.2. Frequência

A frequência relativa foi observada seguindo o modelo proposto por MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974). A frequência relativa foi determinada através da razão da frequência absoluta de determinada espécie pela somatória das frequências absolutas de todas as espécies. E a frequência absoluta foi definida pela porcentagem de áreas onde determinada espécie foi encontrada.

3.9.3. Produção de matéria seca

As espécies constantes em uma amostragem foram reunidas e pesadas conjuntamente. A média de quinze amostragens correspondeu à matéria seca de cada tratamento. A quantidade de matéria seca de g m^{-2} foi convertida para kg ha^{-1}

3.9.4. Teor e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb

Para determinação do teor dos elementos-traço Cd, Cr, Ni e Pb na mistura de plantas foi feita digestão, assim como a utilizada para o solo, com ácido nítrico, água oxigenada e ácido clorídrico em placa de aquecimento, segundo o método 3050b descrito em USEPA (1996). Em adaptação ao método para este material vegetal, as amostras ficaram mergulhadas em ácido nítrico 1:1 sob repouso de 16 horas, antes do aquecimento em placa. As quantidades de elementos-traço acumuladas na parte aérea foram calculadas com base no peso da matéria seca da parte aérea e no teor de cada elemento.

3.9.5. Avaliação na palha do milho

Da mesma forma como na planta daninha, foram avaliados na palha do milho a produção da matéria seca e o teor e o acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb.

3.10. Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, utilizou-se o programa estatístico Agroestat (BARBOSA & MALDONADO JR., 2011) versão 1.1.0.667. Em função da alteração nas doses de LE e das complementações com fertilização mineral no experimento ao longo dos treze anos, a análise de regressão ficou impossibilitada. Também foram realizados estudos de correlação entre as concentrações de elementos-traço no solo e os atributos microbiológicos, entre carbono orgânico e atributos bioquímicos e entre elementos-traço nos grupos de planta daninha e no solo.

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Solo

4.1.1. Carbono da biomassa microbiana

A biomassa microbiana do solo não foi afetada pelas doses de LE (Tabela 6).

Tabela 6. Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano ($qMic$) em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto (Mg ha ⁻¹)	CBM ($\mu\text{g C g}^{-1}$ SS)	RB ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$ SS d ⁻¹)	qCO_2 ($\mu\text{g CO}_2 / \mu\text{g C d}^{-1}$)	$qMic$ (%)
0	283,5 a	27,91 b	0,10 b	1,6 a
5	273,6 a	27,04 b	0,10 b	1,4 ab
10	272,7 a	40,77 a	0,16 a	1,4 ab
20	262,8 a	44,99 a	0,17 a	1,2 b
CV (%)	9,5	15,7	18,1	12,6

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Neste experimento, toda a área cultivada com milho permaneceu em pousio no período pós-colheita e o aporte de material orgânico na superfície do solo, via resíduos da cultura do milho, pode ter implicado em desenvolvimento homogêneo da microbiota do solo na camada de 0 a 10 cm. Esse fato explica a ausência de diferenças significativas entre as doses de LE constatadas. É importante considerar que a área deste trabalho já possui treze anos de aplicações sucessivas de LE e a população microbiana pode estar adaptada à presença do LE e dos restos culturais do milho, acarretando menores flutuações na biomassa para alcançar um novo equilíbrio. MATSUOKA et al. (2003) ressaltaram que o acúmulo de restos culturais condiciona menor variação e níveis mais adequados de temperatura e umidade no solo. Estes resultados concordam com SULLIVAN et

al. (2006) ao avaliarem o efeito de doses crescentes de LE sobre a biomassa microbiana do solo, que não observaram alterações, atribuindo os resultados a uma rápida adaptação da microbiota do solo. Os resultados concordam com ALBIACH et al. (2001) que estudaram o efeito da aplicação de doses de LE durante 10 anos e não encontraram diferenças entre os tratamentos. No entanto, estes autores atribuíram os resultados à alta variabilidade dos dados, o que diverge dos dados deste estudo, onde observou-se coeficiente de variação de 9,5 %, classificado como baixo, segundo GOMES (1973).

4.1.2. Respiração basal, quociente metabólico e quociente microbiano

A atividade metabólica da biomassa microbiana do solo, expressa pela respiração basal (RB) e pelo quociente metabólico (qCO_2), variou nas diferentes doses de LE (Tabela 6). Os menores valores ocorreram nas doses 0 e 5 Mg ha⁻¹, fato que pode estar relacionado ao consumo do carbono remanescente e/ou ao período de amostragem, depois de um período muito seco e com precipitação atmosférica ainda baixa (Figura 1). STENSTRÖM et al. (2001) observaram que até 100 % da biomassa microbiana pode estar ativa em solos com substrato recém aplicado, mantendo-se assim por várias semanas até chegar a um estado de dormência por ausência de substrato a ser usado como fonte de carbono e de energia. Dessa forma, pode haver um momento em que a disponibilidade de substrato para a microbiota do solo se torna semelhante entre as parcelas que receberam LE e a testemunha, que não recebeu o resíduo.

A aplicação das maiores doses, 10 e 20 Mg ha⁻¹, estimulou a atividade microbiana elevando os valores de RB e qCO_2 (Tabela 6). Segundo ANDERSON (2003) o aumento do qCO_2 indica estar havendo estresse na população microbiana que dessa forma, utiliza mais energia para manutenção da mesma biomassa microbiana, resultando em maior produção de CO₂. Isto fica evidente ao se observar a relação entre o carbono da biomassa e o carbono orgânico ($qMIC$) e verificar que, à medida que aumenta a dose de LE, diminui o valor de $qMIC$ (Tabela 6), ou seja, há menos microbiota por unidade de carbono, porém com aumento na RB. De acordo com GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES

(2008), solos com matéria orgânica de baixa qualidade nutricional, ocasionam condição de estresse à biomassa microbiana, o que restringe a utilização total do C orgânico e, nesse caso, o $qMIC$ tende a diminuir. Assim, os menores valores observados no solo nos tratamentos com LE (5, 10 e 20 Mg ha⁻¹) indicam uma provável condição de estresse para a população microbiana. Resultado semelhante foi constatado por CHANDER et al. (2001) ao estudarem os efeitos, a longo prazo, de diferentes fontes de elementos-traço em doses crescentes. Segundo os autores, houve diminuição do $qMIC$ com o aumento da dose, o que significa que os elementos-traço causaram impacto negativo na microbiota do solo. Os valores de $qMIC$ encontraram-se na faixa citada por JENKINSON & LADD (1981), onde o carbono microbiano representa 1 % a 5 % do carbono orgânico.

4.1.3. Carbono orgânico

A aplicação do LE aumentou o teor de C orgânico (Tabela 7).

Tabela 7. Carbono orgânico em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto (Mg ha ⁻¹)	Carbono orgânico (g kg ⁻¹)
0	17,5 c
5	18,8 bc
10	19,7 ab
20	21,4 a
CV (%)	5,7

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Resultado diferente obtiveram TARRASÓN et al. (2010) onde, um ano depois da aplicação do lodo não verificaram variação do C orgânico, atribuindo isso à estabilização do carbono orgânico remanescente com o passar do tempo, o que também aconteceu com atributos biológicos como biomassa microbiana e respiração basal. CHAUDHURI et al. (2003) pesquisando a relação de elementos-traço com atividade microbiana em solos da Índia com aplicação de LE observaram aumento que foi atribuído ao carbono orgânico proveniente do LE.

4.1.4. Teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb

Não houve diferenças entre os tratamentos para os teores totais de Cd e Cr (Tabela 8), o que pode ser atribuído ao baixo teor destes elementos no LE (Tabela 3).

Tabela 8. Teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto	Cd	Cr	Ni	Pb
Mg ha ⁻¹	----- mg kg ⁻¹ -----			
0	1,75 a	74,28 a	25,35 b	19,65 b
5	1,75 a	77,99 a	26,76 ab	19,88 b
10	1,81 a	84,99 a	29,36 a	21,56 a
20	1,83 a	79,05 a	27,85 ab	20,85 ab
CV (%)	4,4	7,9	7,1	4,1

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Os teores totais de Ni e Pb aumentaram com o emprego do LE, mas apenas a dose 10 Mg ha⁻¹ diferiu da testemunha. O fato de a dose 20 Mg ha⁻¹ não diferir da testemunha pode ser atribuído ao fato da metodologia empregada não conseguir determinar todo o elemento traço presente no solo, como pode ser observado em trabalho de MELO et al. (2007) em relação ao níquel. Doses mais elevadas de LE tendem a atenuar o aumento na concentração de Pb, provavelmente devido aos teores de matéria orgânica e fósforo no resíduo (MERLINO et al., 2010).

As concentrações de Cd no solo (Tabela 8) com uso do LE por treze anos consecutivos e aplicações anuais, ultrapassaram os valores de prevenção permitidos para solos, segundo a resolução 420 (CONAMA, 2009), que é 1,3 mg kg⁻¹. No caso do Cr, apenas os tratamentos que receberam LE ultrapassaram o valor de prevenção, que é de 75 mg kg⁻¹, porém, o tratamento testemunha aproximou-se deste valor, ou seja, 74,28 mg kg⁻¹, o que sugere que o solo em estudo vem recebendo outros tipos de contaminação, provavelmente fertilizantes

químicos, não sendo o LE o principal responsável pela contaminação. Os valores obtidos para Ni e Pb ficaram abaixo dos valores de prevenção que são 30 e 72 mg kg⁻¹, respectivamente.

4.1.5. Correlações entre elementos-traço e atributos biológicos

Os atributos biológicos correlacionaram-se com pelo menos um dos elementos-traço avaliados, porém com valores de *r* entre 0,45 (significativo ao nível de 5 %) e 0,61 (significativo ao nível de 1 %), ou seja, não foram correlações muito representativas (Tabela 9).

Tabela 9. Coeficientes de correlação linear entre carbono da biomassa microbiana (CBM), quociente microbiano (*q*MIC), respiração basal (RB), quociente metabólico (*q*CO₂) e o teor total de Ni, Cd, Pb e Cr em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

	CBM	<i>q</i> MIC	RB	<i>q</i> CO ₂
Ni	-0,23 ^{ns}	-0,52 [*]	0,52 [*]	0,55 [*]
Cd	-0,15 ^{ns}	-0,43 ^{ns}	0,50 [*]	0,48 [*]
Pb	-0,46 [*]	-0,57 ^{**}	0,45 [*]	0,61 ^{**}
Cr	-0,07 ^{ns}	-0,27 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,41 ^{ns}

^{ns}Não significativo. ** e *Significativo a 1 e 5 % de probabilidade, respectivamente.

CHANDER et al. (2001) e GIGLIOTTI & FARINI (2002) também encontraram baixas correlações para CBM e *q*CO₂ e elementos-traço. O CBM correlacionou-se negativamente com o teor total de chumbo no solo (*r*=0,46, *p*<0,05), enquanto o *q*MIC correlacionou-se negativamente com os teores totais de níquel (*r*=0,52, *p*<0,05) e chumbo (*r*=0,57, *p*<0,01) (Tabela 9). Esses resultados corroboram os obtidos por SHI et al. (2002) e WALIA & GOYAL (2010) em estudos sobre efeito de chumbo e níquel em atributos biológicos do solo e sugerem que a presença dos elementos-traço causou diminuição na biomassa microbiana do solo.

A RB e o *q*CO₂ correlacionaram-se positivamente com os teores totais de níquel, cádmio e chumbo, sendo a correlação mais representativa a do Pb com o

qCO_2 ($r=0,61$, $p<0,01$) (Tabela 9). Esses resultados indicam claramente um estresse negativo, uma vez que, enquanto a biomassa microbiana do solo não foi afetada pela adição de LE, a respiração aumentou.

A correlação não significativa dos atributos com o cromo pode estar relacionada, segundo SHI et al. (2002), com a complexação deste elemento pela matéria orgânica que removeu o cromo da solução do solo.

4.1.6. Arilsulfatase, celulase, desidrogenase e urease

Não houve diferença significativa entre as doses de LE para atividade das seguintes enzimas do solo: arilsulfatase, celulase, desidrogenase e urease (Figura 2).

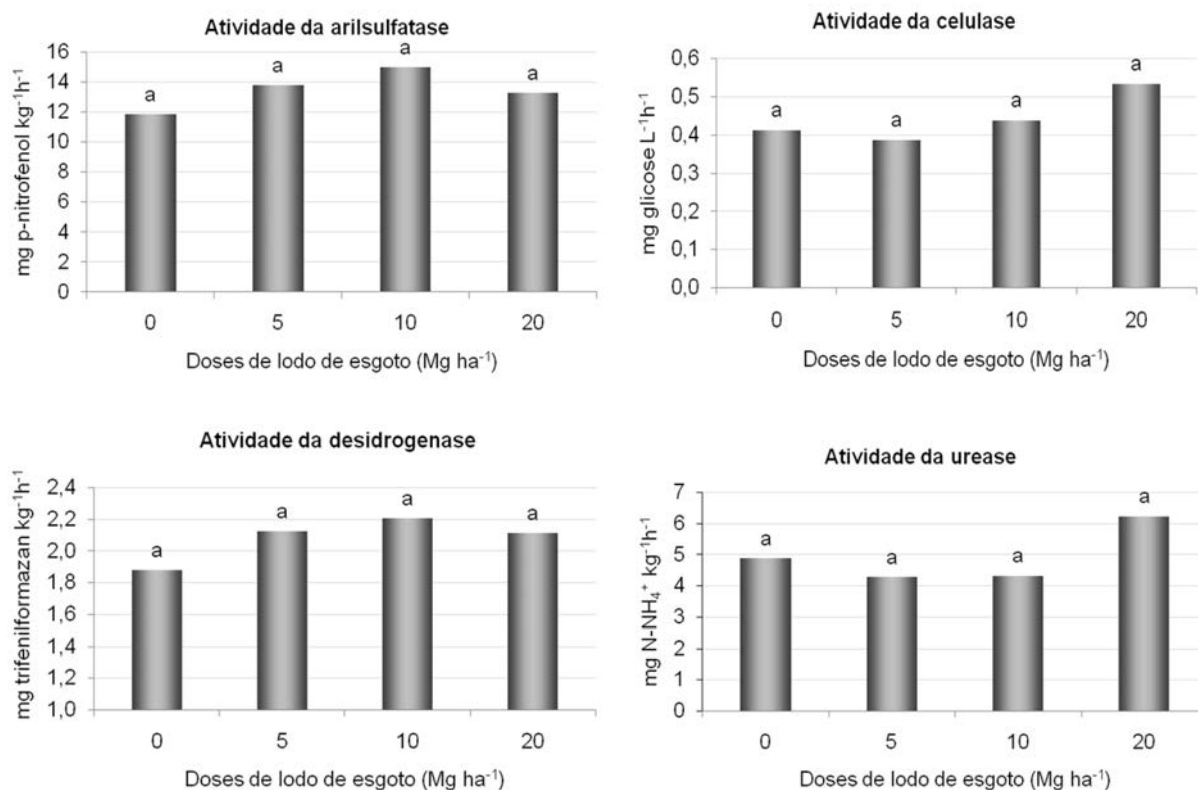


Figura 2. Atividade da arilsulfatase, da celulase, da desidrogenase e da urease em Latossolo Vermelho eutrófico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho. Barras com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

A ausência de diferença entre as doses de LE pode ser atribuída à escassez de substratos para as populações microbianas do solo, que resultou em uniformização da microbiota do solo, e assim como foi homogêneo o crescimento da biomassa microbiana, também tenha sido a síntese destas enzimas, que estão ligadas a ciclo de elementos como S, C e N.

Os mesmos resultados foram observados por BANERJEE et al. (1997), em que a aplicação de 0, 50 e 100 Mg ha⁻¹ de LE, não afetou a atividade da arilsulfatase. KIZILKAYA & BAYRAKLI (2005) verificaram aumento na atividade da arilsulfatase em solos da Turquia que receberam até 300 Mg ha⁻¹ de LE. Segundo os autores, esse aumento, favorecido pela disponibilidade de substrato foi seguido

de uma queda provavelmente em resposta à concentração de metais presentes no lodo.

Em relação à celulase, resultados semelhantes foram encontrados por SOUZA et al. (2009) onde observaram que a aplicação de até 6 Mg ha⁻¹ de LE não apresentou efeito sobre a atividade da enzima no solo no período de dois anos. Entretanto, com resultados discordantes, MELO et al. (2002) observaram, em casa de vegetação, que a atividade da celulase diminuiu após 90 dias da aplicação das doses 0, 2, 4, 8 e 16 Mg ha⁻¹ de LE.

Referente a desidrogenase, resultados contrários foram obtidos por FERNANDÉZ et al. (2009) estudando dois tipos de LE (compostado e termicamente seco), nas doses 20 e 80 Mg ha⁻¹, encontraram em aplicação residual, diminuição na atividade da desidrogenase e atribuíram isso à degradação dos substratos que por não estarem mais disponíveis, não podiam manter a biomassa microbiana, que é fonte da enzima. Segundo ŠIMEK et al. (1999) a atividade da desidrogenase pode ser afetada pela fertilização, que traz mudanças na disponibilidade de nutrientes ou ainda pela adição de elementos-traço ao solo. Para esta última opção, OLIVEIRA & PAMPULHA (2006) observaram que a atividade da desidrogenase mostrou-se um indicador sensível aos efeitos de longo prazo na contaminação por elementos-traço.

Concernente a urease, resultados não significativos, também foram encontrados por ALBIACH et al. (2001), em experimento de dez anos, estudando o efeito da aplicação das doses 400, 800 e 1200 kg ha⁻¹ de LE. Discordando destes resultados, ANTONIUS (2009) estudando práticas de manejo, encontrou aumento na atividade da urease no manejo em que havia o LE e o relacionou à presença do substrato da enzima. Da mesma forma, TRANNIN et al. (2007) após a aplicação, por dois anos consecutivos, de doses crescentes (0, 6, 12, 18 e 24 Mg ha⁻¹ base seca) de LE, observaram que a atividade da urease foi maior com a aplicação da maior dose. Por outro lado, FERNANDÉZ et al. (2009) estudando dois tipos de LE (compostado e termicamente seco), nas doses 20 e 80 Mg ha⁻¹, observaram diminuição na atividade da urease.

4.1.7. Fosfatase ácida e hidrólise do diacetato de fluoresceína

A atividade da fosfatase ácida e a atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA) apresentaram maiores valores na dose 20 Mg ha⁻¹ (Figura 3), sendo significativamente superior com aumento de 22 % e 26 % em relação à testemunha, respectivamente.

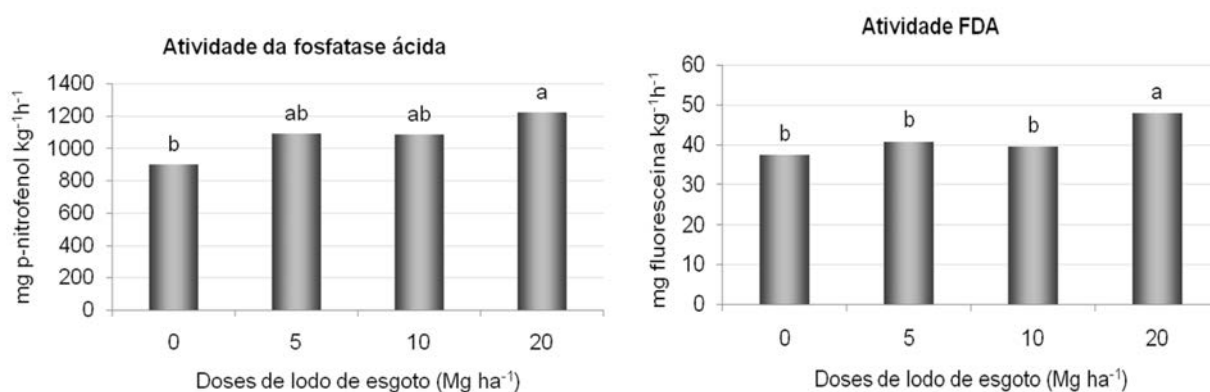


Figura 3. Atividade da fosfatase ácida e atividade hidrolítica do FDA em Latossolo Vermelho eutroférico (0 a 10 cm) tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho. Barras com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tem-se relatado que a atividade das fosfatases são estimuladas quando os níveis de fosfatos são baixos nos solos (SPIERS & MCGILL, 1979; NANNIPIERI et al., 1979; NAHAS, 1989; WANG et al., 2011). Quando o fósforo disponível é deficiente no solo, a biota do solo pode aumentar a produção de fosfatases extracelulares para melhorar o fornecimento de P inorgânico no solo (WANG et al. 2011). Entretanto, não se verifica deficiência deste elemento no solo (Tabela 5). Além disso, conforme MELO et al. (2002), VAZ & GONÇALVES (2002), MANTOVI et al. (2005) e AHMED et al. (2010) a aplicação de LE resulta no aumento do fósforo disponível.

O aumento da atividade da fosfatase ácida no solo pode ter sido influenciado pelo teor de matéria orgânica. Isso pode ser atribuído à presença de P orgânico nesse material, que estimulou atividade dessa enzima (SOUZA et al., 2009). ALBIACH et al. (2001) em um experimento de dez anos, estudando o efeito

da aplicação de doses 400, 800 e 1200 kg ha⁻¹ de LE, observaram o mesmo resultado para fosfatase ácida. ANTONIUS (2009) encontrou efeito contrário, ao estudar o impacto da mistura de solo nativo com LE sobre a fosfatase ácida, atribuindo sua diminuição ao níquel, cobre e zinco presentes no LE.

Em relação à atividade hidrolítica do FDA, segundo PEREIRA (2010) enzimas envolvidas na hidrólise do diacetato de fluoresceína formam complexos estáveis com as argilas e matéria orgânica dos solos, sendo por isso mais resistentes ao impacto ambiental. CHOI (2009) observou que para uma alta toxicidade de cádmio foi observada baixa hidrólise de FDA.

ROBLEDO et al. (2010) estudaram o efeito da incorporação de fertilizante orgânico na comunidade microbiana do solo e observaram que a hidrólise do FDA mostrou um aumento significativo com sua incorporação imediata.

4.1.8. Correlações entre carbono orgânico e atributos bioquímicos do solo

O C orgânico (Corg) correlacionou-se positivamente com a atividade da fosfatase ácida ($r=0,70$, $p<0,01$) e a atividade hidrolítica do FDA ($r=0,56$, $p<0,05$) (Tabela 10). Isso indica que a atividade destas enzimas é influenciada pelo teor de Corg no solo.

Tabela 10. Coeficientes de correlação linear entre C orgânico (Corg) com atributos bioquímicos em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

	Atributos bioquímicos					
	Arilsulfatase	Celulase	Desidrogenase	Urease	Fosfatase ácida	FDA
Corg	0,09 ^{ns}	0,30 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,70 ^{**}	0,56 [*]

Esse resultados concordam com ASERI & TARAFDAR (2006) que também obtiveram correlações positivas entre a atividade da fosfatase ácida e da atividade hidrolítica do FDA e o teor de Corg do solo.

NOGUEIRA & MELO (2003) não observaram correlação entre carbono orgânico e a atividade de arilsulfatase, concluindo que cada solo tem sua característica típica de atividade enzimática, que pode ser influenciada por fatores como: grau de evolução da matéria orgânica ou tipo de vegetação que lhe deu origem.

Para desidrogenase e urease, contrariamente aos resultados, FERNANDÉZ et al. (2009) obtiveram correlações significativas maiores em relação a aplicação cumulativa (três anos) do que a aplicação residual (um ano).

4.2. Planta daninha e palha do milho

4.2.1. Identificação e frequência de plantas daninhas

Nas misturas de plantas daninhas coletadas foram identificadas sete espécies pertencentes a sete gêneros, agrupadas em cinco famílias (Tabela 11). A maioria das espécies identificadas eram herbáceas perenes. MACEDO et al. (2003) identificando as principais plantas daninhas ocorrentes nas várzeas do Rio São Francisco, em Minas Gerais, também citaram a ocorrência dessas plantas na pós-colheita do milho.

Tabela 11. Frequência relativa (%) de ocorrência das espécies coletadas em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Nome comum	Espécie	Família	Dose de ocorrência (Mg LE ha ⁻¹)			
			0	5	10	20
Apaga fogo	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Amaranthaceae	22	14	11	
Carrapicho	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Poaceae	11	4		
Gramma-seda	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	22	18	37	45
Trapoeraba	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	17	14	21	15
Pé-de-galinha	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	28	29	26	15
Mastruço	<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae		18	5	20
Guanxuma	<i>Sida</i> spp.	Malvaceae		4		5

Na dose 5 Mg ha⁻¹ foi registrada a ocorrência do grupo com todas as espécies. De uma forma geral, as misturas de plantas foram compostas por

espécies da família Poaceae, que apresentou maior frequência em todos os tratamentos (Tabela 11). ŠARIĆ et al. (2011) descrevendo as mudanças da composição da flora de plantas daninhas pelas práticas de cultivo na Sérvia observaram o aumento da propagação de espécies anuais e perenes da família Poaceae. MAJOR et al. (2005) avaliando os efeitos de fertilizantes orgânico e inorgânico na composição de espécies de plantas daninhas em solos da Amazônia, observaram a frequência de 27 % desta família.

4.2.2. Produção de matéria seca, teores totais e acúmulo de elementos-traço

Não houve diferença entre os grupos de plantas daninhas dos diferentes tratamentos para produção de matéria seca (Tabela 12).

Tabela 12. Produção de matéria seca das plantas daninhas e da palha do milho em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto (Mg ha ⁻¹)	Matéria seca (kg ha ⁻¹)	
	Plantas daninhas	Palha do milho
0	186 a	1420,6 a
5	348 a	1329,8 a
10	523 a	1257,9 a
20	449 a	1132,5 a
CV (%)	57	21

CV = coeficiente de variação

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Concordando com os resultados, WEI et al. (2008) observaram que plantas daninhas que se desenvolveram em solos contaminados por elementos-traço não tiveram sua biomassa da parte aérea reduzida em comparação a solos não contaminados.

Entretanto, maior produção de matéria seca era esperada nos tratamentos com doses de LE, mesmo após dez meses da aplicação do resíduo, pois, segundo MAJOR et al. (2005) adições de fertilizantes orgânicos proporcionam aumentos na cobertura de plantas daninhas no solo. Além do que, ANDRÉS et al. (2007) observaram que 24 meses após a aplicação do LE as plantas daninhas que se

estabeleceram foram significativamente maior nas parcelas que receberam o resíduo.

Segundo GOMES (1973) o coeficiente de variação (CV) para matéria seca das plantas daninhas foi muito alto ($CV > 30\%$). Isso pode ser justificado porque a matéria seca de cada tratamento corresponde a um conjunto de diferentes espécies encontradas nas parcelas (Tabela 12).

A ausência de diferença estatística verificada entre os tratamentos para a produção de matéria seca da palha do milho (Tabela 12) concorda com ANDRADE (2011) que, cultivando o milho no ano agrícola 2009/2010 nesta área, e portanto gerando a palha do presente trabalho, não encontrou diferenças entre os tratamentos em relação à produção de matéria seca da parte aérea das plantas de milho.

A provável inibição que a presença da palha do milho (cobertura morta) poderia ter causado sobre a emergência das plantas daninhas não foi verificada, pois, a quantidade de palha produzida, cerca de 1 Mg ha^{-1} (Tabela 12), não seria suficiente para controlar a emergência das plantas daninhas. LORENZI (1993) estudando a cobertura morta de cana de açúcar detectou controle de algumas espécies daninhas a partir da quantidade de 6 t ha^{-1} de palha produzida. Segundo ALVARENGA et al. (2001) 6 Mg ha^{-1} é a quantidade adequada de resíduos que proporciona boa taxa de cobertura do solo.

Os teores totais de Cd, Cr, Ni e Pb obtidos na parte aérea dos grupos de plantas para a testemunha foram semelhantes aos obtidos para os tratamentos que receberam LE não se observando diferenças estatísticas. Entretanto, as quantidades acumuladas de Cd e Ni foram maiores nas doses 10 e 20 Mg ha^{-1} , enquanto o Pb acumulado foi maior somente na dose 10 Mg ha^{-1} . Quanto ao Cr, não houve diferença entre tratamentos (Tabela 13).

Tabela 13. Teores totais e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb na parte aérea dos grupos de plantas daninhas coletados em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto	Teor (mg kg ⁻¹)				Acúmulo (mg ha ⁻¹)			
	Cd	Cr	Ni	Pb	Cd	Cr	Ni	Pb
(Mg ha ⁻¹)	Parte aérea							
0	0,25 a	1,52 a	1,44 a	1,78 a	42,33 b	248,58 a	231,53 b	308,05 b
5	0,50 a	1,78 a	2,54 a	2,82 a	132,28 ab	479,37 a	676,23 ab	744,71 ab
10	0,45 a	1,29 a	2,69 a	2,58 a	185,52 a	534,67 a	1081,58 a	1187,20 a
20	0,42 a	1,22 a	2,81 a	2,33 a	177,81 a	655,78 a	1019,30 a	832,06 ab
CV (%)	49	44	47	49	44	49	38	44

CV = coeficiente de variação

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

O alto coeficiente de variação obtido (CV > 30 %) pode estar associado às misturas das espécies em cada dose, pois as espécies comportam-se de modo diferenciado em relação à contaminação do solo por Ni, Cd, Pb e Cr, variando de espécies tolerantes a muito sensíveis a esses elementos (CARNEIRO et al., 2002). No México FRANCO-HERNÁNDEZ et al. (2010) observaram nos teores de elementos-traço na parte aérea das plantas coletadas, mesmo entre plantas amostradas no mesmo local e da mesma família, altos valores para o coeficiente de variação. CUI et al. (2007) investigaram o potencial de acumulação de Pb, Zn, Cu e Cd em plantas distribuídas em uma fundição na China e também encontraram valores muito variáveis na acumulação desses elementos.

Ao longo dos treze anos do experimento, foi verificada variações em relação ao acúmulo de elementos-traço na parte aérea das plantas cultivadas: milho (OLIVEIRA et al., 2005; MELO et al., 2007; NOGUEIRA et al., 2008; YOKOTA, 2008; MACEDO, 2009; LAZO, 2010; ANDRADE, 2011), girassol (RIBEIRO et al., 2009), crotalária (SOUZA, 2007). Da mesma forma, nos grupos de plantas daninhas coletados foi observada variação no acúmulo desses elementos.

De uma forma bem geral, a maior frequência da família Poaceae pode presumir que as espécies dessa família encontradas nas doses 10 e 20 Mg ha⁻¹

são mais tolerantes a elementos-traço no solo do que as outras famílias que apareceram em menor frequência. Entretanto, FRANCO-HERNÁNDEZ et al. (2010) em estudo de acumulação de elementos-traço em área de mineração, observaram que nove espécies identificadas pertenciam à família Asteraceae e apenas uma à Poaceae.

Os teores totais de elementos-traço e os acúmulos na palha do milho não apresentaram diferenças entre os tratamentos (Tabela 14). O teor de Cd na palha do milho não foi encontrado, pois ficou abaixo do limite de detecção da análise química da palha do milho. Isto não quer dizer que o elemento traço não esteve presente no material, mas certamente em teores abaixo do limite.

Tabela 14. Teores totais e acúmulo de Cd, Cr, Ni e Pb na palha do milho coletada em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Lodo de esgoto	Teor (mg kg ⁻¹)				Acúmulo (mg ha ⁻¹)			
	Cd	Cr	Ni	Pb	Cd	Cr	Ni	Pb
(Mg ha ⁻¹)	Palha do milho							
0	<LD	1,48 a	1,17 a	0,59 a	-	2025,22 a	1811,77 a	954,91 a
5	<LD	1,73 a	1,12 a	0,41 a	-	2361,19 a	1470,02 a	579,67 a
10	<LD	1,85 a	1,11 a	0,32 a	-	2338,95 a	1372,27 a	331,28 a
20	<LD	1,59 a	1,25 a	0,50 a	-	1805,62 a	1385,38 a	519,79 a
CV (%)		38	34	58		33	50	85

CV = coeficiente de variação; LD = limite de detecção

Médias seguidas da mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Os valores encontrados podem ser consequência da contaminação da palha com os elementos-traço presentes no solo, já que a palha ficou em contato diretamente com o solo por 130 dias. No trabalho de ANDRADE (2011) os teores referentes a Cd, Cr, Ni e Pb, na parte aérea como um todo das plantas que geraram a palha do milho em estudo, encontraram-se abaixo do limite de detecção do método analítico empregado, apesar de ter sido adicionado ao solo, através do LE, os teores de 5 mg kg⁻¹, 531 mg kg⁻¹, 291 mg kg⁻¹ e 107 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabela 3).

4.2.3. Correlações entre elementos-traço nos grupos de planta daninha e no solo

Não houve correlação do conteúdo da parte aérea dos grupos de planta com o teor de elementos-traço no solo (Tabela 15). A ausência de correlações entre os teores dos elementos-traço no solo e seus acúmulos nas plantas já era prevista, uma vez que o método empregado na determinação do teor total de elementos-traço raramente se correlaciona com a concentração dos tecidos da planta (PICHTEL & SALT, 1998 CHAUDHURI et al., 2003). ANDRADE et al. (2009) também não obtiveram correlações lineares entre os teores de Pb e de Zn no solo e o conteúdo na parte aérea de diferentes plantas.

Tabela 15. Coeficientes de correlação linear entre teores totais de elementos-traço no solo com o conteúdo de elementos-traço na parte aérea do grupo de plantas em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por treze anos consecutivos, 130 dias após a colheita do milho.

Elementos-traço no solo	Conteúdo de elementos-traço na parte aérea			
	Cd	Cr	Ni	Pb
Cd	0,18 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,24 ^{ns}	0,06 ^{ns}
Cr	0,25 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,32 ^{ns}	0,29 ^{ns}
Ni	0,29 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,34 ^{ns}
Pb	0,21 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	0,29 ^{ns}	0,30 ^{ns}

^{ns}Não significativo

V. CONCLUSÕES

O lodo de esgoto causou atividade biológica negativa no solo nas doses 10 e 20 Mg ha⁻¹. A atividade foi indicada pelos aumentos na respiração basal, na atividade hidrolítica do FDA e na atividade da fosfatase ácida. Entretanto, o aumento do quociente metabólico e a diminuição do quociente microbiano indicaram estar havendo estresse.

A correlação significativa dos atributos biológicos com os elementos-traço Cd, Ni e Pb sugere que eles possam ter causado o estresse que levou à atividade biológica negativa do solo. Apesar de, dentre estes, apenas o Cd ter ultrapassado os valores de prevenção conforme legislação brasileira.

O lodo de esgoto não afetou o desenvolvimento de plantas daninhas na área. No entanto, os elementos-traço que afetaram negativamente a atividade biológica do solo, foram encontrados na parte aérea destas plantas.

REFERÊNCIAS

- ABAYE, D. A.; LAWLOR, K.; HIRSCH, P. R.; BROOKES, P. C. Changes in the microbial community of an arable soil caused by long-term metal contamination. **European Journal of Soil Science**, v. 56, n. 1, p. 93-102, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00648.x>>.
- AHMED, H. K.; FAWY, H. A.; ABDEL-HADY, E. S. Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. **Agriculture and Biology Journal of North America**, v. 1, n. 5, p. 1044-1049, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5251/abjna.2010.1.5.1044.1049>>.
- ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 2, p. 109-114, 2001. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00166-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00166-8)>.
- ALEF, K. Soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Editors). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, p.214-219, 1995.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. New York: John Wiley & Sons, 1990. 339 p.
- ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, v. 22, p. 25-36, 2001.
- AMIN, A. W.; SHERIF, F. K.; EL-ATAR, H.; EZ-ELDIN, H. Residual effect of sewage sludge on soil and several yield parameters of *Zea mays*. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 3, n. 2, p. 86-93, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3923/rjet.2009.86.93>>.
- ANDERSON, T. H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ, K.; DIGHTON, J.; GILLER, K. E. (Ed.). **Beyond the biomass**. London: British Society of Soil Science, p. 67-76, 1994.

ANDERSON, T-H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, p. 285-293, 2003. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00088-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00088-4)>.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. **Soil Science**, v. 130, n. 4, p. 211-216, 1980.

ANDERSON, T-H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90117-X](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(89)90117-X)>.

ANDRADE, M. G. **Elementos-traço As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em Latossolos e plantas de milho após treze aplicações anuais de lodo de esgoto**. 2011. 105 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal.

ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; SOUZA, L. C. P.; GABARDO, J.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II – Formas e disponibilidade para plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1889-1897, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600038>>.

ANDRÉS, P.; MATEOS, E.; TARRASÓN, D.; CABRERA, C.; FIGUEROLA, B. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. **Applied Soil Ecology**, v. 48, n. 2, p. 236-242, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.03.001>>.

ANDRÉS, F.; WALTER, I.; TENORIO, J. L. Revegetation of abandoned agricultural land amended with biosolids. **Science of the Total Environment**, v. 378, n. 1-2, p. 81-83, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.017>>.

ANTONIADIS, V.; ALLOWAY, B. J. Evidence of heavy metal movement down the profile of a heavily sludged soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 9-10, p.1225-1231, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1081/CSS-120020439>>.

ANTONIUS, G. F. Enzyme activities and heavy metals concentration in soil amended with sewage sludge. **Journal of Environmental Science and Health-**

Part A, v. 44, n. 10, p. 1019-1024, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/10934520902996971>>.

ARAUJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ASERI, G. K.; TARAFDAR, J. C. Fluorescein diacetate: a potential biological indicator for arid soils. **Arid Land Research and Management**, v. 20, n. 2, p. 87-99, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/15324980500544473>>.

BAKER, A. J. M. Metal tolerance. **New Phytologist**, v. 106, suppl. 1, p. 93-111, 1987. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1987.tb04685.x>>.

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 66, n. 3, p. 241-249, 1997. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00129-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00129-1)>.

BARBOSA, J. C.; MALDONADO JR., W. **AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaios Agronômicos**, Versão 1.1.0.667, 2011.

BARCELAR, C. A.; ROCHA, A. A.; LIMA, M. R.; POHLMANN, M. Efeito residual do lodo de esgoto alcalinizado em atributos químicos e granulométricos de um Cambissolo húmico. **Scientia Agraria**, v. 2, n. 2, 2001.

BILGO, A.; MASSE, D.; SALL, S.; SERPANTIÉ, G.; CHOTTE, J-L.; HIEN, V. Chemical and microbial properties of semiarid tropical soils of short-term fallows in Burkina Faso, West Africa. **Biology and Fertility of Soils**, v. 43, n. 3, p. 313-320, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-006-0107-4>>.

BREMNER, J. M.; KEENEY, D. R. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by steam-distillation methods. In: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, p. 1191-1206, 1965

BROOKES, P. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v. 19, n. 4, p. 269-279, 1995. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00336094>>.

CARMO, C. A. F. S.; ARAÚJO, W. S.; BERNARDI, A. C. C.; SALDANHA, M. F. C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41 p. (Circular Técnica 6).

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2002001100015>>.

CASIDA, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, v. 98, n. 6, p. 371-376, 1964.

CECCANTI, B.; GARCIA, C. Coupled chemical and biochemical methodologies to characterize a composting process and the humic substances. In: SENESI, N.; MIANO, T.M. (Ed.). **Humic substances in the global environment and implications on human health**. Amsterdam: Elsevier, p.1279-1284, 1994.

CECCANTI, B.; PEZZAROSSA, B.; GALLARDO-LANCHO, F. J.; MASCIANDARO, G. Biotests as markers of soil utilization and fertility. **Geomicrobiology Journal**, v. 11, n. 3-4, p.309-316, 1993. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01490459309377960>>.

CHAER, G. M.; TOTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1381-1396, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000600016>>.

CHANDER, K.; BROOKES, P. C. Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 23, n. 10, p. 927-932, 1991. Disponível em:<[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90172-G](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(91)90172-G)>.

CHANDER, K.; DYCKMANS, J.; JOERGENSEN, R. G.; MEYER, B.; RAUBUCH, M. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties. **Biology and Fertility of Soils**, v. 34, n. 4, p. 241-247, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s003740100406>>.

CHANG, A. C.; PAGE, A. L.; HYUN, H-N. Cadmium uptake for Swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: Plateau or time bomb? **Journal of Environmental Quality**, v. 26, n. 1, p. 11-19, 1997. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010003x>>.

CHAUDHURI, D.; TRIPATHY, S.; VEERESH, H.; POWELL, M. A.; HART, B. R. Relationship of chemical fractions of heavy metals with microbial and enzyme activities in sludge and ash-amended acid lateritic soil from India. **Environmental Geology**, v. 45, n. 1, p. 115-123, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00254-003-0864-4>>.

CHOI, J. Adsorption, bioavailability and toxicity of cadmium to soil microorganisms. **Geomicrobiology Journal**, v. 26, n. 4, p. 248-255, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/08827500902892077>>.

CHU, H.; LIN, X.; FUJI, T.; MORIMOTO, S.; YAGI, K.; HU, J.; ZHANG, J. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, n. 11, p. 2971-2976, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.05.031>>.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.** Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2009.

COREY, R. B.; KING, L. D.; LUE-HING, C.; FANNING, D. S.; STREET, J. J.; WALKER, J. M. Effects of sludge properties on accumulations of trace elements by

crops. In: PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. (Ed.). **Land application of sludge: food chain implications**. Chelsea: Lewis Publishers, p. 25-51, 1987.

CORREIA, N. M.; DURIGAN, J. C.; KLINK, U. P. Influência do tipo e da quantidade de resíduos vegetais na emergência de plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 24, n. 2, p. 245-253, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582006000200006>>.

CRONQUIST, A. **An integrated system of classification of flowering plants**. New York: Columbia University, 1981.

CRUSCIOL, C. A. C.; ARF, O.; SORATTO, R. P.; MATEUS, G. P. Grain quality of upland rice cultivars in response to cropping systems in the Brazilian tropical savanna. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 5, p. 468-473, 2008. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162008000500004>>.

CUI, S.; ZHOU, Q.; CHAO, L. Potential hyperaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in enduring plants distributed in an old smeltery, northeast China. **Environmental Geology**, v. 51, n. 6, p. 1043-1048, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00254-006-0373-3>>.

DAI, J.; BECQUER, T.; ROUILLER, J. H.; REVERSAT, G.; BERNHARD-REVERSAT, F.; LAVELLE, P. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu- and Cd- contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, v. 25, n. 2, p. 99-109, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.003>>.

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzymes activities in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 22, n. 3, p. 202-207, 1996. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1007/BF00382514>>.

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatases. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, n. 2, p. 141-146, 1997. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1007/BF00382514>>.

DENTON, B. Advances in phytoremediation of heavy metals using plant growth promoting bacteria and fungi. **MMG 445 Basic Biotechnology**, v. 3, n. 1, p. 1-5, 2007.

DICK, W. A.; JUMA, N. G.; TABATABAI, M. A. Effects of soils on acid phosphatase and inorganic pyrophosphatase of corn roots. **Soil Science**, v. 136, n. 1, p. 19-25, 1983.

DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: METTING, F. B. (Ed.). **Soil Microbial Ecology**: applications in agricultural and environmental management. New York: Marcel Dekker, p.95-127, 1992.

DOELMAN, P.; HAANSTRA, L. Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 2, n. 4, p. 213-218, 1986. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00260846>>.

FERNANDES, M. F.; BARRETO, A. C.; MENDES, I. C.; DICK, R. P. Short-term response of physical and chemical aspects of soil quality of a kaolinitic Kandiuudalfs to agricultural practices and its association with microbiological variables. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, n. 3-4, p. 419-427, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.002>>.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 1, p. 65-77, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.03.008>>.

FERNANDÉZ, J. M.; PLAZA, C.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, v. 42, n. 1, p. 18-24, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.01.006>>.

FLIEßBACH, A.; MARTENS, R.; REBER, H. H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 26, n. 9, p. 1201-1205, 1994. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90144-9](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(94)90144-9)>.

FRANCO, A.; ABREU JÚNIOR, C. H.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F. C.; GRANJA, A. C. R.; BRAGA, V. S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 553-561, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200029>>.

FRANCO-HERNÁNDEZ, M. O.; VÁSQUEZ-MURRIETA, M. S.; PATIÑO-SICILIANO, A.; DENDOOVEN, L. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 3864-3869, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.013>>.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S. CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. rev. e atual. Porto Alegre: Metrópole, p.159-170, 2008.

GHOSH, M.; SINGH, S. P. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. **Environmental Pollution**, v. 133, n. 2, p. 365-371, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.015>>.

GIGLIOTTI, C.; FARINI, A. Microbial biomass response to heavy metals in the field. **Developments in Soil Science**, v. 28, n. 2, p. 195-204, 2002. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481\(02\)80017-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80017-4)>.

GODOI, E. L.; BORGES, J. D.; XIMENES, P. A.; LEANDRO, W. M. Produtividade de *Stylosantes guianensis* cv. Mineirão em resposta ao efeito residual de biossólido em área degradada. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, n. 3, p. 158-163, 2008.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. São Paulo: Nobel, 1973. 430p.

GUEDES, A. C. T. P.; MELO, W. J.; MERLINO, L. C. S.; OLIVEIRA, M. C. J.; MELO, G. M. P. **Atividade biológica de um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto por 12 anos consecutivos**. In: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Anais: Uberlândia, MG, 2011.

HADI, F.; BANO, A. Utilization of *Parthenium hysterophorus* for the remediation of lead-contaminated soil. **Weed Biology and Management**, v. 9, n. 4, p. 307-314, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1445-6664.2009.00355.x>>.

HALÁSZ, J. L.; CHONKAB, I.; TÓTH, M. D.; BOYKOB, N.; BALÁZSY, S. Microorganism and enzyme activities in the soil of landfill sites of Bereg county.

Archives of Agronomy and Soil Science, v. 54, n. 5, p. 465-479, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/03650340802253911>>.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **PNSB 2008: Abastecimento de água chega a 99,4 % dos municípios, coleta de lixo a 100 %, e rede de esgoto a 55,2 %**. Comunicação Social, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acessado em: 02 de setembro de 2011.

INSAM, H. Developments in soil microbiology since the mid 1960s. **Geoderma**, v. 100, n. 3-4, p. 389-402, 2001. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00029-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00029-5)>.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. (Ed.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, p.415-471, 1981.

KIZILKAYA, R.; BAYRAKLI, B. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 3, p. 192-202, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.02.009>>.

KRUIDHOF, H. M.; BASTIAANS, L.; KROPFF, M. J. Cover crop residue management for optimizing weed control. **Plant and Soil**, v. 318, n. 1-2, p. 169-184, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9827-6>>.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. Soil organisms. In: LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil Ecology**. Boston: Kluwer Academic Publishers, p.201-229, 2001.

LAZO, R. A. **Nitrogênio, arsênio, bário e estado nutricional de plantas de milho cultivadas em Latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2010. 114 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Produção Vegetal). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal.

LORENZ, S. E.; HAMON, R. E.; HOLM, P. E.; DOMINGUES, H. C.; SEQUEIRA, E. M.; CHRISTENSEN, T. H.; MCGRATH, S. P. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. **Plant and Soil**, v. 189, n. 1, p. 21-31, 1997. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1023/A:1004214923372>>.

LORENZI, H. **Efeito da palha da cana no controle das plantas daninhas**. IN: Congresso Brasileiro de Herbicidas e Plantas daninhas, Londrina, 1993.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4 ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008.

MACEDO, F. G. **Propriedades químicas de um Latossolo tratado com lodo de esgoto e efeitos na cultura do milho**. 2009. 81 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal.

MACEDO, J. F.; BRANDÃO, M.; LARA, J. F. R. Plantas daninhas na pós-colheita de milho nas várzeas do rio São Francisco, em Minas Gerais. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 239-248, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582003000200009>>.

MAJOR, J.; STEINER, C.; DITOMMASO, A.; FALCÃO, N. P. S.; LEHMANN, J. Weed composition and cover after three years of soil fertility management in the central Brazilian Amazon: Compost, fertilizer, manure and charcoal applications. **Weed Biology and Management**, v. 5, n. 2, p. 69-76, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1445-6664.2005.00159.x>>.

MANTOVI, P.; BALDONI, G.; TODERI, G. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. **Water Research**, v. 39, n. 2-3, p. 289-296, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.10.003>>.

MARCHI, G.; GUILHERME, L. R. G.; CHANG, A. C. Disponibilidade de elementos-traço para plantas em solos tratados com lodo de esgoto: metodologia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1453-1460, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000400039>>.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; SCHULZE, D. G. Trace elements in Cerrado soils. In: ALVAREZ, V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 103-142, 2002.

MARQUES, V. S. **Efeitos de zinco e cádmio em arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado em solução nutritiva e em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido**. 1997. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciências do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

MARSHALL, E. J. P.; BROWN, V. K.; BOATMAN, N. D.; LUTMAN, P. J. W.; SQUIRE, G. R.; WARD, L. K. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. **Weed Research**, v. 43, n. 2, p. 77-89, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x>>.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 425-433, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000300004>>.

MAY, P. B.; DOUGLAS, L. A. Assay for soil urease activity. **Plant and Soil**, v. 45, n. 1, p. 301-305, 1976. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00011156>>.

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010002x>>.

McGRATH, S. P.; LANE, P. W. An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. **Environmental Pollution**, v. 60, n. 3-4, p. 235-256, 1989. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90107-3](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(89)90107-3)>.

MELO, W. J.; AGUIAR, P. S.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1341-1347, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.010>>.

MELO, W. J.; MARQUES, O. M. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p.193-142, 2000.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; FERREIRA, M. E.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P. Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge-treated soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 9-10, p. 1643-1659, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1081/CSS-120004305>>.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, n. 3, p. 449-455, 1994.

MELO, W. J.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; BERTIPAGLIA, L. M. A. **Experimentação sob condições controladas**. Jaboticabal: FUNEP, 86p. 1998.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 435-443, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000300005>>.

MERLINO, L. C. S.; MELO, W. J.; MACEDO, F. G.; GUEDES, A. C. T. P.; RIBEIRO, M. H.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em Latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600027>>.

MIKANOVA, O. Effects of heavy metals on some soil biological parameters. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 88, n. 1-3, p. 220-223, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.043>>.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA. 729 p. 2006.

MORENO, J. L.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. **European Journal of Soil Science**, v. 54, n. 2, p. 377-386, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00533.x>>.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. A. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley. 547 p. 1974.

NAHAS, E. Control and localization of the phosphatases in conidia of *Neurospora crassa*. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 35, n. 9, p. 830-835, 1989. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1139/m89-139>>.

NANNIPIERI, P. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R.; GRACE, P. R. (Ed.). **Soil Biota: management in sustainable farming systems**. Melbourne: CSIRO, p.238-244, 1994.

NANNIPIERI, P.; PEDRAZZINI, F.; ARCARA, P. G.; PIOVANELLI, C. Changes in aminoacids, enzyme activities and biomass during soil microbial growth. **Soil Science**, v. 127, n. 1, p. 26-34, 1979.

NIES, D. H. Microbial heavy metal resistance. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 51, n. 6, p. 730-750, 1999.

NOGUEIRA, M. A.; MELO, W. J. Enxofre disponível para a soja e atividade de arilsulfatase em solo tratado com gesso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 655-663, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000400010>>.

NOGUEIRA, T. A. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MARQUES, M. O.; HE, Z. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1-3, p. 1148-1157, 2010. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.138>>.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, V. P.; MARQUES, M. O. Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em Latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2195-2207, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000500040>>.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: DPS/UFV, 1999. 399p.

OLIVEIRA, K. W.; MELO, W. J.; PEREIRA, G. T.; MELO, V. P. Heavy metals in oxisols amended with biosolids and cropped with maize in a long-term experiment. **Scientia Agricola**, v. 62, n. 4, p. 381-388, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162005000400012>>.

OLIVEIRA, A.; PAMPULHA, M. E. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v.

102, n. 3, p. 157-161, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1263/jbb.102.157>>.

OMIDI, H.; TAHMASEBI, Z.; TORABI, H.; MIRANSARI, M. Soil enzymatic activities and available P and Zn as affected by tillage practices, canola (*Brassica napus* L.) cultivars and planting dates. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, n. 4, p. 443-450, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.05.002>>.

PAN, J.; YU, L. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1889-1894, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.002>>.

PANCHOLY, S. K.; RICE, E. L. Soil enzymes in relation to old field succession: amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase and urease. **Soil Science Society of America Journal**, v. 37, n. 1, p. 47-50, 1973.

PANT, H. K.; WARMAN, P. R. Enzymatic hydrolysis of soil organic phosphorus by immobilized phosphatases. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, n. 4, p. 306-311, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s003740050008>>.

PEREIRA, S. I. A. **Efeitos da toxicidade por metais pesados em *Rhizobium leguminosarum* bv. Trifolii - Diversidade e resposta de populações isoladas de uma mina de chumbo**. 2010. 228 f. Tese (Doutorado em Biologia). Universidade de Aveiro.

PICHTEL, J.; SALT, C. A. Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 3, p. 618-624, 1998. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030020x>>.

PYE, A.; ANDERSSON, L. Time of emergence of *Rumex crispus* L. as affected by dispersal time, soil cover and mechanical disturbance. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, v. 59, n. 6, p. 500-505, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/09064710802400547>>.

RABARY, B.; SALL, S.; LETOURMY, P.; HUSSON, O.; RALAMBOFETRA, E.; MOUSSA, N.; CHOTTE, J-L. Effects of living mulches or residue amendments on soil microbial properties in direct seeded cropping systems of Madagascar. **Applied Soil Ecology**, v. 39, n. 2, p. 236-243, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.12.012>>.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 1997. 285p. (Boletim Técnico 100).

ROBLEDO, O.; GROSSO, E.; ZOPPOLO, R.; LERCARI, D.; ETCHEBEHERE, C. Producción de tomate y dinámica microbiológica del suelo de invernáculo al aplicar vermicompostas. **Avances en Investigación Agropecuaria**, v. 14, n. 1, p. 35-51, 2010.

RIBEIRO, M. H.; MELO, W. J.; GUEDES, A. C. T. P.; OLIVEIRA, M. C. J.; OLIVEIRA, C. G. Absorção de níquel por plantas de girassol cultivadas em Latossolos tratados por doze anos consecutivos com lodo de esgoto. In: **XXI Congresso de iniciação Científica da UNESP**, São José do Rio Preto, 2009.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; MONDINI, C.; CAYUELA, M. L.; ROIG, A.; CONTIN, M.; DE NOBILI, M. Fluorescein diacetate hydrolysis, respiration and microbial biomass in freshly amended soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, n. 6, p. 885-890, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-007-0263-1>>.

ŠARIĆ, T.; OSTOJIĆ, Z.; STEFANOVIĆ, L.; MILANOVA, S. D.; KAZINCZI, G.; TYŠER, L. The changes of the composition of weed flora in southeastern and central Europe as affected by cropping practices. **Herbologia**, v. 12, n. 1, p. 5-27, 2011.

SCHIPPER, L. A.; LEE, W. G. Microbial biomass, respiration and diversity in ultramafic soils of West Dome, New Zealand. **Plant and Soil**, v. 262, n. 1-2, p. 151-158, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1023/B:PLSO.0000037027.56794.08>>.

SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, n. 6, p. 1256-1261, 1982.

SHI, W.; BISCHOFF, M.; TURCO, R.; KONOPKA, A. Long-term effects of chromium and lead upon the activity of soil microbial communities. **Applied Soil Ecology**, v. 21, n. 2, p. 169-177, 2002. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(02\)00062-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00062-8)>.

ŠIMEK, M.; HOPKINS, D. W.; KALCÍK, J.; PICEK, T.; ŠANTRUCKOVÁ, H.; STANA, J.; TRÁVNÍK, K. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, n. 3, p. 300-308, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s003740050556>>.

SOUZA, L. C. **Metais pesados e nutrientes em plantas de crotalária cultivadas em Latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2007. 72 f. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Agronomia). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

SOUZA, C. A.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 10, p. 1319-1327, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009001000016>>.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1071/SR9920195>>.

SPIERS, G.A.; MCGILL, W.B. Effects of phosphorus addition and energy supply on acid phosphatase activity in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 11, n. 1, p. 3-8, 1979. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(79\)90110-X](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(79)90110-X)>.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, v. 49, n. 1, p. 1-24, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/09064719950135669>>.

STENSTRÖM, J.; SVENSSON, K.; JOHANSSON, M. Reversible transition between active and dormant microbial states in soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 36, n. 2-3, p. 93-104, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6941.2001.tb00829-x>>.

SULLIVAN, T. S.; STROMBERGER, M. E.; PASCHKE, M. W.; IPPOLITO, J. A. Long-term impacts of infrequent biosolids applications on chemical and microbial properties of a semi-arid rangeland soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 42, n. 3, p. 258-266, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-005-0023-z>>.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Use of p-nitrofenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 1, n. 4, p. 301-307, 1969. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1)>.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Arylsulphatase activity in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 34, n. 2, p. 225-229, 1970.

TARRASÓN, D.; OJEDA, G.; ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J. M. Effects of different types of sludge on soil microbial properties: a field experiment on degraded mediterranean soils. **Pedosphere**, v. 20, n. 6, p. 681-691, 2010. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60058-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60058-6)>.

TEASDALE, J. R.; MOHLER, C. L. Light transmittance, soil temperature and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. **Agronomy Journal**, v. 85, n. 3, p. 673-680, 1993.

TEDESCO, J. M.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Coord.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p.27-39, 1999.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1173-1184, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000500032>>.

UHLÍROVÁ, E.; ŠIMEK, M.; ŠANTRUCKOVÁ, H. Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management. **Applied Soil Ecology**, v. 28, n. 3, p. 225-235, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.08.002>>.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Method 3050b – Acid digestion of sediments, sludges and soils**. 1996. Disponível em: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2011.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Method 3051A – Microwave assisted acid digestion of of sediments, sludges, soils and oils**.

2007. Disponível em: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2011.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)>.

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 747-758, 2002.

VETTORI, L. **Método de Análise do Solo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24p. (Boletim Técnico nº 7).

VOLPE, C. A.; CUNHA, A. R. **Dados meteorológicos de Jaboticabal no período de 1971-2000**. In: FÓRUM DE ESTUDOS DOS PROBLEMAS REFERENTES ÀS MUDANÇAS MESOCLIMÁTICAS NO MUNICÍPIO DE JABOTICABAL. 1., 2008. Relatório final. Jaboticabal, Comissão de Assuntos Relevantes da Câmara Municipal de Jaboticabal, 2008.

WALIA, M.; GOYAL, S. Effect of heavy metal contaminated sewage sludge on soil microbiological properties and growth of Indian mustard. **Archives of Agronomy & Soil Science**, v. 56, n. 5, p. 563-574, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/03650340903165923>>.

WANG, J. B.; CHEN, Z. H.; CHEN, L. J.; ZHU, A. N.; WU, Z. J. Surface soil phosphorus and phosphatase activities affected by tillage and crop residue input amounts. **Plant, Soil and Environment**, v. 57, n. 6, p. 251-257, 2011.

WEI, S-H.; ZHOU, Q-X.; LIU, R. Utilization of weed resource in the remediation of soils contaminated by heavy metals. **Journal of Natural Resources**, v. 20, n. 3, p. 432-440, 2005.

WEI, S.; ZHOU, Q.; SAHA, U. K. Hyperaccumulative Characteristics of Weed Species to Heavy Metals. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 192, n. 1-4, p. 173-181, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9644-9>>.

YANG, Z-X.; LIU, S-Q.; ZHENG, D-W.; FENG, S-D. Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. **Journal of Environmental Sciences**, v. 18, n. 6, p.

1135-1141, 2006. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60051-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60051-X)>.

YOKOTA, M. S. **Níquel e urease no solo e níquel em plantas de milho cultivadas em Latossolo tratado com lodo de esgoto por dez anos.** 2008. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Agronomia). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.