

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**METAIS PESADOS, ATRIBUTOS QUÍMICOS E
BIOQUÍMICOS EM LATOSSOLOS E PLANTAS DE
MILHO APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR
DEZESSEIS ANOS CONSECUTIVOS**

**Marcela Midori Yada
Engenheira Agrônoma**

2014

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE
MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**METAIS PESADOS, ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS
EM LATOSSOLOS E PLANTAS DE MILHO APÓS APLICAÇÃO
DE LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS
CONSECUTIVOS**

Marcela Midori Yada

Orientador: Prof. Dr. Wanderley José de Melo

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

Y12m Yada, Marcela Midori
Metais pesados, atributos químicos e bioquímicos em latossolos e plantas de milho após aplicação de lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos / Marcela Midori Yada. -- Jaboticabal, 2014
ix, 88 p. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2014

Orientador: Wanderley José de Melo

Banca examinadora: Mara Regina Pessoa da Cruz, José Marques Junior, Cássio Hamilton Abreu Junior, Maria Olímpia de Oliveira Rezende

Bibliografia

1. Biossólido. 2. Poluição do solo. 3. Qualidade do solo. I. Título.
II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 632.154:633.15

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

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

Marcela Midori Yada, nascida em Londrina - PR, aos 03 de outubro de 1987. Formada em agronomia pela Universidade Estadual de Londrina (UEL). Foi bolsista da Capes, em 2009, através do programa Brafagri (cooperação Brasil-França), cursando Agronomia na École Nationale Supérieure de Toulouse (ENSAT) em Toulouse-França. Foi bolsista de projeto de extensão em assessoria estatística à comunidade pela UEL. Participou de projeto na UEL na área de fitopatologia com o professor Dr. Martim Homechin (in memória) junto com a Cooperativa Integrada em estudos de controle biológico de *Colletotrichum gloesporioides* na cultura do caqui. Foi bolsista do CNPq pelo Instituto Agrônomo do Paraná, atuando na área de microbiologia do solo, por 4 anos, orientada pelo Dr. Élcio Liborio Balota. Mestre pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, campus Jaboticabal, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo), com a dissertação intitulada “Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração em ecossistema amazônico em recuperação” sob a orientação do Prof. Dr Wanderley José de Melo. Em 2011, ingressou no Programa de Pós-graduação em Agronomia – doutorado em Produção Vegetal – pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal - bolsista CNPq, sendo orientada pelo Professor Dr. Wanderley José de Melo.

Agradeço

À Deus, por meus sonhos realizados.

Dedico

Aos meus pais, George Mitsuo Yada e Inês Fumiko Ubukata Yada, e ao meu irmão George Mitsuo Yada Junior, pelo apoio, dedicação, compreensão e conhecimentos transmitidos. Ao meu namorado Diogo, pela paciência e compreensão.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar presente em todos os momentos da minha vida e pelas oportunidades colocadas no meu caminho.

À minha família, apesar da distância, pelo carinho transmitido sempre.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pela disponibilidade da infra-estrutura necessária a realização desse trabalho.

Ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos através do programa de pós-graduação em Agronomia (Produção Vegetal).

Ao meu orientador Prof. Dr. Wanderley José de Melo, pelos ensinamentos, orientação, amizade, e por sempre estar disposto a ajudar e esclarecer minhas dúvidas;

Aos membros da Comissão Examinadora do Exame Geral de Qualificação, Prof. Dr. Wanderley José de Melo, Prof^a. Dr^a. Luciana Cristina Saram e Prof^a. Dr^a. Mara Cristina Pessoa, Prof. Dr. Renato de Mello Prado e Prof^a. Dr^a. Fabiana Gomes Teixeira, pelas valiosas sugestões que me ajudaram no aprimoramento do artigo científico e finalização da Tese de doutorado.

Ao Dr. Alípio de Almeida Filho, Gerente Divisional da SABESP de Monte Alto, pelo fornecimento do lodo de esgoto e apoio.

Aos técnicos Roberto Aparecido Chelli e Sueli A.S. Leite e demais funcionários do laboratório, pela colaboração na condução das análises laboratoriais. Aos estagiários Danilo, Rodrigo, Roberta, Letícia e Ubajara pela troca de experiências e crescimento profissional.

Aos queridos amigos Paula, Fábio, Nayara, Carolina, Letícia por todo carinho, apoio e companheirismo.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção, pela prestatividade na realização dos trabalhos de campo e atenção recebida.

E a todos professores, funcionários e colegas que conheci, pelo apoio, sugestões e amizade.

A todos que, direta ou indiretamente, participaram deste trabalho.

MUITO OBRIGADA !!

SUMÁRIO

	Páginas
LISTA DE TABELAS	VI
RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
CAPÍTULO 1- CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	1
Introdução	1
Lodo de esgoto	2
Lodo de esgoto na agricultura.....	3
Impactos gerados pelo lodo de esgoto	3
Elementos-traço no solo	5
Qualidade do solo	20
Hipótese e objetivos	21
Referências Bibliográficas	22
CAPÍTULO 2 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS EM LATOSSOLOS APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS CONSECUTIVOS....	31
Resumo	31
Introdução	32
Material e métodos.....	33
Resultados e discussão	37
Conclusões.....	44
Referências Bibliográficas	44
CAPÍTULO 3 – PRODUTIVIDADE E ESTADO NUTRICIONAL DE PLANTAS DE MILHO CULTIVADAS EM LATOSSOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS	51
Resumo	51
Introdução	52
Material e métodos.....	53
Resultados e discussão	56
Conclusões.....	62
Referências Bibliográficas	62
CAPÍTULO 4 – ELEMENTOS-TRAÇO NO SOLO, NA PLANTA E NO GRÃO DE PLANTAS DE MILHO CULTIVADAS EM LATOSSOLOS TRATADO COM LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS.....	67
Resumo	67
Introdução	68
Material e métodos.....	69
Resultados e discussão	73
Conclusões.....	80
Referências Bibliográficas	81
CONSIDERAÇÕES FINAIS	88

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Concentração máxima de elementos-traço permitida no lodo de esgoto ou produto derivado e carga máxima acumulada permitida pela aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas.....	8
Tabela 2. Valores orientadores de elementos-traço para solo, de acordo com a resolução 420 CONAMA (2009) e decisão de diretoria nº 045/2014/E/C/I da CETESB (2014) para solos no Estado de São Paulo.	9
Tabela 3. Faixas e teores totais médios de elementos-traço em solos.	10
Tabela 4. Plantas cultivadas em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico tratados com doses de lodo de esgoto por 16 anos.	34
Tabela 5. Origem do lodo de esgoto usado nos 16 anos de experimentação.	34
Tabela 6. Teor de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O no lodo de esgoto e na adubação mineral aplicada aos tratamentos no décimo sexto ano de aplicação de lodo de esgoto.	36
Tabela 7. Atributos químicos em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico, na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.	38
Tabela 8. Atributos bioquímicos em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico, na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.	43
Tabela 9. Produtividade do milho cultivado em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.	57

Tabela 10. Macronutrientes em folhas para diagnose foliar de plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.....	59
Tabela 11. Micronutrientes em folhas para diagnose foliar de plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.	61
Tabela 12. Teores semi totais de elementos-traço em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.....	75
Tabela 13. Teores de elementos-traço em plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.....	77
Tabela 14. Teores de elementos-traço em grãos de milho cultivados em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.....	80

METAIS PESADOS, ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS EM LATOSSOLOS E PLANTAS DE MILHO APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS CONSECUTIVOS

RESUMO – A adição de lodo de esgoto ao solo tem aspectos positivos para a melhoria dos solos agrícolas, uma vez que contêm nutrientes como fósforo, nitrogênio, enxofre, zinco, dentre outros, além de propiciar melhorias em atributos químicos, físicos e biológicos do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito aplicação de doses de LE por dezesseis anos consecutivos sobre os atributos químicos e bioquímicos, a produtividade, o teor de macro e micronutrientes a folha diagnose e o teor de elementos-traço no solo, na planta e nos grãos de milho cultivado em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd). O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 4 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos foram: T1= testemunha (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T2 = 5 t ha⁻¹ LE, T3= 10 t ha⁻¹ LE e T4= 20 t ha⁻¹ LE (base seca). O lodo de esgoto provocou aumento no teor de K no LVef e diminuição no LVd. O LE aumentou o teor de P no LVef e o teor de matéria orgânica no LVd. A dose de 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, promoveu incremento na atividade da enzima fosfatase ácida no LVef e na atividade da enzima arilsulfatase, na respiração basal e no quociente metabólico no LVd. A aplicação de 10 e 20 t ha⁻¹ LE, base seca, aumentou o teor de Cu no solo LVef e os teores pseudototais de Cu, Ni, Pb e Zn no solo LVd, entretanto, sem ultrapassar os valores de prevenção estabelecidos pela legislação brasileira. Os teores de Cd, Ni, Pb e Zn na parte aérea de plantas de milho cultivadas em LVd e LVef aumentaram com a aplicação de lodo de esgoto, mas não houve diferença entre doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹. Os teores dos metais As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo e Pb nos grãos de milho permaneceram abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano. Apenas o Ni apresentou efeito das doses de LE aplicadas aos dois solos. Não houve diferença significativa entre os tratamentos para os elementos Cu, Se e Zn no LVef e Cu e Se no LVd.

Palavras-chave: bioestabilizado, fertilidade do solo, Zea mays L, elementos traço, resíduos urbanos, poluição ambiental.

HEAVY METALS, CHEMICALS AND BIOCHEMICAL ATTRIBUTES IN OXISOL AND YIELD AFTER APPLICATION OF SEWAGE SLUDGE IN SIXTEEN CONSECUTIVE YEARS

ABSTRACT - The addition of sewage sludge (SS) to soil have positive aspects for the improvement of agricultural soils, since they contain nutrients such as phosphorus, nitrogen, sulfur, zinc, among others, as well as providing improvements in chemical, physical and biological soil properties. The aim of this study was to evaluate the implementation effect of doses of SS for sixteen consecutive years on chemical and biochemical attributes, yield, content of macro and micronutrients on leaf diagnosis and the content of heavy metals in soil, plant and grains corn grown in Typic Eutrorthox (LVef) and Typic Haplorthox (LVd). The experiment was conducted under field conditions in Jaboticabal, SP. The experimental design was randomized blocks with four treatments and five repetitions. The treatments were: T1 = control (mineral fertilization, without application of LE), T2 = 5 t ha⁻¹ SS, T3 = 10 t ha⁻¹ SS and T4 = 20 t ha⁻¹ S (dry basis). Sewage sludge caused an increase in K content in LVef and decreased in LVd. Sewage sludge increased P content in LVef and the organic matter content in LVd. The dose of 20 t ha⁻¹ of sewage sludge, dry basis, promoted an increase in the activity of the enzyme acid phosphatase in soil LVef and arylsulfatase enzyme activity in basal respiration and metabolic quotient in soil LVd. The application of 10 and 20 t ha⁻¹ SS, dry basis, increased the Cu content in the soil LVef and Cu, Ni, Pb and Zn in the soil LVd, however, without exceeding the values of prevention established by legislation Brazilian. The content of Cd, Ni, Pb and Zn in plants of corn grown in LVef and LVd increased with application of sewage sludge, but without difference between doses of 5, 10 and 20 t ha⁻¹. The levels of the metals As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo and Pb in the grains of corn remained below the limits for human consumption. Only the Ni present effect of doses of LE applied to two soils. There was no significant difference between treatments for Cu, Se and Zn in the soil LVef and Cu and Se in the soil LVd.

Keywords: biosolids, soil fertility, Zea mays L, trace elements, waste, environmental pollution.

CAPÍTULO 1- CONSIDERAÇÕES GERAIS

Introdução

O crescimento demográfico das cidades tem ocasionado problemas sociais, econômicos e ambientais, tais como a geração de resíduos, cujo descarte no ambiente não tem sido feito de modo apropriado. Dentre estes resíduos, destaca-se o lodo de esgoto (LE), obtido após o tratamento das águas servidas (esgotos) com a finalidade de torná-las menos poluídas, permitindo seu retorno ao ambiente com o mínimo de risco a sua qualidade e à saúde do homem.

No Brasil, diversos experimentos vêm sendo conduzidos com a finalidade de avaliar o uso do LE na recuperação de áreas degradadas, como condicionador do solo e como fertilizante em culturas como sorgo, milho, feijão e cana-de-açúcar. Os resultados da aplicação do lodo de esgoto no solo dependem da origem do esgoto tratado, da quantidade de LE aplicada e do tipo de tratamento do resíduo (BUENO et al., 2011).

Por ser rico em matéria orgânica, o lodo de esgoto é fonte de energia para os micro-organismos do solo, que obtêm matéria-prima para a alimentação e reprodução. No entanto, os elementos-traço presentes nesse resíduo podem influenciar o metabolismo microbiano, dificultando a atividade de decomposição de resíduos orgânicos, mineralização e ciclagem de nutrientes (PONTES, 2002).

Em 2010, estimativas apontavam para uma produção nacional de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca de LE por ano, considerando que o tratamento de esgoto atingia apenas 30% da população urbana (PEDROZA et al., 2010). Em média, estima-se que cada ser humano produza cerca de 120 g de sólidos secos diários e que são lançados nas redes de esgoto. O esgoto, quando não contém resíduos industriais, é basicamente composto por 99,87% de água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas (NUVOLARI, 2011).

A aplicação de LE em terras agrícolas é uma das possíveis alternativas de disposição, que tem se tornado cada vez mais atraente pelos altos custos e impactos ambientais dos demais métodos de disposição, pela presença de nutrientes e matéria

orgânica e pela necessidade de redução de custos na agricultura (GALDOS et al., 2004). A essas vantagens, soma-se o importante papel na sustentabilidade ambiental, representada pela contribuição da reciclagem na preservação das jazidas que fornecem os minérios utilizados na fabricação de adubos minerais (DYNIA et al., 2006).

Lodo de esgoto

O esgoto, que sai das residências, é coletado nas redes de saneamento e destinado às estações de tratamento de esgoto (ETEs) para promover o seu tratamento, reduzindo os riscos de poluição do ambiente. Nesse processo, é gerado um resíduo, rico em matéria orgânica e nutrientes das plantas, o lodo de esgoto (LE).

Ao chegar à ETE, o esgoto passa por pré tratamento para retirada do material grosseiro. A partir daí, o esgoto passa por processo de biodegradação, no qual os micro-organismos, principalmente as bactérias, alimentam-se da matéria orgânica rica em nutrientes, promovendo a sua decomposição.

O processo de biodegradação ocorre naturalmente no meio ambiente. Na ETE, ele ocorre de maneira concentrada, com maior eficiência e mais acelerada. Após a biodegradação, o esgoto é separado pelo processo de decantação em duas fases: líquida, que é denominada de efluente líquido, e a sólida, denominada lodo de esgoto. Em razão da grande quantidade de LE gerado, é importante identificar alternativas para disposição desse resíduo, com agregação de valor e maior benefício à sociedade e menor impacto ao ambiente.

O LE proveniente das ETEs, quando processado de modo a permitir seu uso agrícola de forma segura e adequada, era chamado biossólido (TSUTIYA, 2000), mas hoje a legislação brasileira denomina o material como lodo de esgoto (CONAMA, 2006). A composição química do lodo de esgoto é bastante variável, pois depende de muitos fatores, entre os quais a sua origem, o local e a época do ano de sua coleta, além do tipo de tratamento ao qual foi submetido (MELO & MARQUES, 2000).

Conforme Tsutiya (2000), em 2015, a região metropolitana da cidade de São Paulo produzirá cerca de 286 mil toneladas anuais de LE em base seca, isto é, 785 t dia^{-1} .

Lodo de esgoto na agricultura

No Brasil, o uso agrícola do LE ainda não é amplamente difundido. Entretanto, já faz parte de programas nacionais de controle de impactos ambientais.

O LE contém matéria orgânica, macro e micronutrientes, que exercem papel fundamental na manutenção da fertilidade do solo, provocando impacto direto no desenvolvimento e rendimento das plantas, sendo sua aplicação, geralmente, altamente benéfica. A elevada quantidade de matéria orgânica contida no resíduo pode aumentar o conteúdo de substâncias húmicas que melhoram a capacidade de armazenamento e de infiltração da água no solo, aumentando a resistência dos agregados e reduzindo a erosão, facilitando a penetração das raízes e a vida microbiana.

A matéria orgânica fornece nutrientes para a planta e para os organismos do solo e atua como condicionadora do solo, melhorando suas características físicas, químicas e biológicas, que afetam positivamente o desenvolvimento das plantas. (MELFI & MONTES, 2001; TSUTIYA, 2001).

Impactos gerados pelo lodo de esgoto

O impacto do uso do LE na agricultura pode ser positivo, no caso de melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, com reflexos na produtividade das culturas, ou negativo, pelo aumento na concentração de elementos-traço, outras substâncias tóxicas e agentes causadores de doenças.

Dentre os efeitos do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo, condicionadas principalmente pela presença de matéria orgânica, destacam-se a melhoria no estado de agregação das partículas do solo, com conseqüente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água (MELO & MARQUES, 2000). Quanto aos aspectos químicos, a aplicação de LE ao solo tem propiciado aumento dos teores de fósforo (SILVA et al., 2002), de carbono orgânico (CAVALLARO et al., 1993), da fração húmica da matéria orgânica (MELO et al., 1994), do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (OLIVEIRA et al., 2002).

O lodo de esgoto tem apresentado bons resultados como fertilizante para diversas culturas, dentre elas soja e trigo (BROWN et al., 1997), milho (SILVA et al., 1997), feijão e girassol (DESCHAMPS & FAVARETTO, 1997), sendo, portanto, um

fertilizante potencial em diversas condições de solo e clima. O potássio, em virtude da baixa concentração no LE, advinda de sua alta solubilidade em água, tem sido o elemento de maior necessidade de suplementação com fertilizantes minerais, quando da utilização do LE para adubação (ROSS et al., 1990; MELO et al., 1997).

A presença de elementos-traço constitui uma das principais limitações ao uso do LE na agricultura. De modo geral, as concentrações de metais encontradas são muito maiores que as naturalmente encontradas em solos, sendo necessárias avaliações dos riscos associados ao aumento desses elementos no ambiente em decorrência da aplicação desse resíduo. Esses riscos dependem de características do solo, tais como: conteúdo original do metal, textura, teor de matéria orgânica, tipo de argila, pH e capacidade de troca catiônica (CTC).

Segundo Andreoli & Pegorini (2000), o uso agrícola do lodo de esgoto foi exaustivamente pesquisado em todo o mundo, não havendo registro de efeito adverso sobre o ambiente, por exemplo, poluição com elementos-traço, quando o mesmo foi utilizado seguindo qualquer uma das regulamentações existentes. Em longo prazo, entretanto, o aumento da concentração de metais no solo, resultante da aplicação continuada de LE é preocupante, pois, se não adequadamente controlado, pode ameaçar a cadeia trófica (HUE, 1995).

Segundo Pegorini et al. (2003), a disposição final do lodo de esgoto vem se caracterizando como um dos atributos ambientais urbanos mais relevantes da atualidade, e que cresce diariamente tanto nos países desenvolvidos quanto naqueles em desenvolvimento, como reflexos da ampliação das redes de coleta e incremento dos níveis de tratamento.

O acúmulo de elementos tóxicos em solos agrícolas, devido às aplicações sucessivas de lodo de esgoto, é um dos aspectos que causam maior preocupação com relação à segurança ambiental necessária para a viabilização desta prática (CHANG et al., 1987).

No Brasil, Fernandes & Silva (1999) descrevem que a questão do destino final do lodo de esgoto permaneceu esquecida até recentemente, quando modernas e eficientes estações de tratamento de esgotos foram instaladas, sem qualquer proposta do que fazer com o LE gerado. Em certos casos, o resíduo foi acumulado nas áreas

próximas às estações, gerando riscos ambientais imprevisíveis. A falta de alternativa segura de tratamento e destino final do LE gerado nas estações de tratamento de esgoto pode anular parcialmente os benefícios do saneamento.

Quintana et al. (2009) concluíram que dentro das doses de lodo de esgoto aplicadas (5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 20 t ha^{-1}) no milho de verão cultivado em Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Vermelho eutroférico, a dose economicamente adequada, calculada através de análise de regressão, foi de 13,50 toneladas (base seca) por hectare nos dois tipos de solo, tanto para a rentabilidade efetiva como para a total.

Fernandes & Silva (1999) alertam que, devido ao fato do LE também conter micro-organismos patogênicos, sua disposição no solo sem qualquer tratamento pode colocar em risco a saúde pública.

Elementos-traço no solo

Os elementos-traço podem ocorrer naturalmente no ambiente e o termo refere-se a elementos com peso atômico maior que do Fe ($55,8 \text{ g mol}^{-1}$) ou densidade maior que $5,0 \text{ g cm}^{-3}$. Alguns elementos, no entanto, possuem peso atômico menor que o do Fe, como o Cr, ou não são metais e sim metaloides, como o As e o Se (PIERZYNSKI, 2000). Dentre os elementos-traço, alguns são considerados micronutrientes, caso do Cu, Fe, Mn, Mo, Zn e o Ni. Entretanto, todos eles, em determinadas concentrações, são potencialmente nocivos aos seres vivos. Alguns dos potencialmente tóxicos são Hg, Pb, Cd, Cu, Ni e Co (COSTA et al., 2006).

Os teores totais dos elementos-traço no solo são resultado da composição química do material de origem (rocha ou sedimento) e grau de intemperismo. Quando elementos químicos são lançados ao solo, eles podem passar para a solução do solo na forma de íons e, a partir disto seguem vários caminhos: sorção, complexação, migração, precipitação, oclusão, difusão, absorção e volatilização (PIERANGELI, 1999; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001).

No solo, os elementos-traço podem ser encontrados na solução como íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos. Na fase sólida, podem ocorrer na forma trocável, adsorvidos covalentemente a sítios específicos, complexados por materiais orgânicos ou precipitados (COSTA et al., 2006). As

principais formas disponíveis às plantas são a solúvel, a trocável e as complexadas pela matéria orgânica.

Dentre as propriedades características do solo que afetam a retenção e a mobilidade de elementos-traço, estão o potencial hidrogeniônico (pH), a capacidade de troca catiônica (CTC), a quantidade de matéria orgânica, a quantidade e tipo de minerais na fração argila (argilas silicatadas e óxidos) e a competição iônica (MATOS, 1995).

Os elementos-traço presentes nos resíduos sólidos podem alcançar níveis tóxicos no solo e serem transferidos para a cadeia trófica. Mesmo os essenciais para as atividades microbianas, em concentrações excessivas podem causar toxicidade, inibindo atividades enzimáticas essenciais, alterando a estrutura das comunidades microbianas (BÖRJESSON et al., 2012).

Segundo Sparks (2003), as fontes de origem dos metais são principalmente as rochas ou outras formas naturais; além de fertilizantes, materiais calcários, lodos de esgoto, águas de irrigação, resíduos da combustão de carvão mineral, emissões de indústrias metalúrgicas de veículos, entre outros.

Os elementos-traço mais comumente encontrados em LE são: chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu) e zinco (Zn). As concentrações desses metais dependem de fatores como origem do lodo de esgoto, processo de tratamento do esgoto e processo de tratamento do LE. Além das variações nas concentrações de elementos-traço e da taxa de aplicação de lodo de esgoto, a biodisponibilidade é influenciada por propriedades do solo como pH, potencial de oxirredução, teor de matéria orgânica, tipo de argila e capacidade de troca catiônica (BORGES & COUTINHO, 2004; NASCIMENTO et al., 2004).

Para garantir o uso seguro, do ponto de vista agrônômico e ambiental, é necessário dosar as concentrações de metais e monitorar a presença e desenvolvimento dos micro-organismos presentes no solo capazes de disponibilizar os nutrientes às plantas.

Com a necessidade de controle e monitoramento do uso agrícola de LE, diversos países criaram normas técnicas, regulamentando a maneira adequada de utilizar o resíduo. Nos Estados Unidos, o órgão responsável pelo controle de impactos

ambientais, a United States Environmental Protection Agency (USEPA) desenvolveu normas regulamentando o uso e disposição seguros de lodo de esgoto, incluindo o uso agrícola. A Legislação Federal encoraja o uso racional do LE, dispensando-os da jurisdição e regulamentação relativas a resíduos perigosos, mas assegurando-se da proteção à saúde humana e ao ambiente de qualquer efeito adverso previsto dos poluentes presentes nestes resíduos (USEPA, 1993).

Com base na avaliação de risco do uso de LE, segundo programa desenvolvido pelo National Research Council em 1983, foram elaboradas normas técnicas para a aplicação do resíduo no solo, assumindo-se que os poluentes introduzidos pela adição do LE podem ser transportados através de várias rotas identificáveis, atingindo e afetando a população. Foram adotados limites para 7 elementos metálicos (Cd, Cu, Mo, Hg, Ni, Pb e Zn) e 2 elementos não metálicos (As e Se), sendo que as taxas de poluentes permitidas estão entre 10 e 100 vezes maiores que os teores originais típicos destes elementos no solo.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é um órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e foi instituído pela Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada pelo Decreto 99.274/90, e define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário bem como seus produtos derivados.

No Estado de São Paulo, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), órgão vinculado à Secretaria do Meio Ambiente, estabeleceu, em 1999 normas provisórias estaduais (Norma Técnica P4.230) que regulamentam o uso agrícola de lodos resultantes de tratamentos biológicos, incluindo o lodo de esgoto. Os limites indicados nesta norma são os mesmos adotados nos EUA pela USEPA 503. Entretanto, as condições edafoclimáticas brasileiras são diferentes, o que pode resultar em erros nesta medida regulamentadora.

Vários pesquisadores realizam estudos com o intuito de validar tais limites para as condições brasileiras. No Estado do Paraná, a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) elaborou um Manual Técnico, visando orientar o usuário do LE, os operadores de estações de tratamento e os tomadores de decisão sobre

procedimentos de produção do resíduo. No Distrito Federal, a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) distribuía o lodo de esgoto mediante a garantia de que os usuários do resíduo respeitariam as normas sugeridas pela USEPA.

O CONAMA, por meio da Resolução 375 de 2006, adotou novas medidas relacionadas ao uso do lodo de esgoto na agricultura, definindo as concentrações de elementos-traço permitidas no lodo de esgoto e no solo para uso do resíduo na agricultura (Tabela 1).

Para o gerenciamento da qualidade dos solos, tanto preventivo quanto corretivo, os manuais da CETESB (2014) definem que um solo pode ser considerado “limpo”, quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Esta concentração é denominada valor de referência de qualidade.

Tabela 1. Concentração máxima de elementos-traço permitida no lodo de esgoto ou produto derivado e carga máxima acumulada permitida pela aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas.

Elemento	Concentração máxima no lodo de esgoto (mg kg^{-1} , base seca)	Carga máxima acumulada permitida em solo agrícola (kg ha^{-1})
Arsênio	41	30
Bário	1.300	265
Cádmio	39	4
Chumbo	300	41
Cobre	1.500	137
Cromo	1.000	154
Mercúrio	17	1,2
Molibdênio	50	13
Níquel	420	74
Selênio	100	13
Zinco	2800	445

Fonte: CONAMA (2006)

Os valores orientadores de qualidade ambiental para solos, utilizado no Brasil e no Estado de São Paulo, estão inseridos na resolução 420 (CONAMA, 2009) e decisão de diretoria nº 045/2014/E/C/I da CETESB (2014) (Tabela 2).

Os valores de referência de qualidade (VRQ) refletem o teor natural médio dos elementos para um solo sob condições naturais, indicando a não contaminação. Os valores de prevenção (VP) indicam possibilidade de alteração prejudicial à qualidade dos solos, sendo utilizados em caráter preventivo; quando eles são ultrapassados, deverá ser feito, obrigatoriamente, o monitoramento dos impactos. Os valores de investigação (VI) indicam a concentração-limite em que acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Acima desse limite, a área é considerada contaminada e deverá sofrer investigação, sendo necessárias ações de intervenção para recuperação ou mitigação dos efeitos deletérios (CETESB, 2014).

Tabela 2. Valores orientadores de elementos-traço para solo, de acordo com a resolução 420 CONAMA (2009) e decisão de diretoria nº 045/2014/E/C/I da CETESB (2014) para solos no Estado de São Paulo.

Metal pesado	Referência de qualidade (VRQ)	Prevenção (VP)	Investigação (VI)		
			Agrícola	Residencial	Industrial
			----- mg kg ⁻¹ -----		
As	3,5	15	35	55	150
Ba	75	120	500	1300	7300
Cd	<0,5	1,3	3,6	14	160
Cr	40	75	150	300	400
Cu	35	60	760	2100	1000
Hg	0,05	0,5	1,2	0,9	7
Mo	<4	5	11	29	180
Ni	13	30	190	480	3800
Pb	17	72	150	240	4400
Se	0,25	1,2	24	81	640
Zn	60	86	1900	7000	10000

Os valores orientadores foram estabelecidos para serem utilizados como instrumento ágil e de fácil aplicação no suporte às decisões para as ações de prevenção e controle da poluição dos solos.

Os teores médios e alguns níveis de referência de qualidade ambiental de As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn, encontrados em solos, na literatura internacional, encontram-se relacionados na Tabela 3.

Ainda assim, são necessários mais estudos para avaliar o efeito do lodo de esgoto e a dinâmica dos elementos-traço no solo, bem como os seus impactos no ambiente. Esses estudos devem ser executados, preferencialmente, em condições de campo, por longos períodos de tempo e por equipes multidisciplinares (BETTIOL & CAMARGO, 2005). No Brasil, este tipo de pesquisa é muito relevante, pela falta de informação sobre a qualidade do LE gerado nas ETEs e pela falta de informações sobre o comportamento dos metais em solos de regiões tropicais e subtropicais.

Tabela 3. Faixas e teores totais médios de elementos-traço em solos.

Metal pesado	Faixa Normal ^(a)	Concentração média ^(b)
		----- mg kg ⁻¹ -----
As	<0,1-97	2,2-25
Ba	10-500	84-838
Cd	-	0,06-1,1
Cr	1-2000	7-221
Cu	<1-700	29373
Hg	<0,01-4,6	0,02-0,41
Mo	<3-15	1-3
Ni	<5-700	4-55
Pb	<10-700	10-84
Se	<0,1-4,3	0,05-1,27
Zn	<5-2900	17-125

FONTE: ^(a) Sparks (2003); ^(b) McBride (1994)

Arsênio

O arsênio (As) é um semi-metal (metaloide) que ocorre naturalmente na crosta terrestre e está presente em mais de 200 minerais. Subproduto do tratamento de minérios de cobre, chumbo, cobalto e ouro.

O arsênio está presente em solos agrícolas numa faixa de concentração que varia de 0,1 a 40 mg kg⁻¹ As solo, sendo o valor mais comum de 6 mg kg⁻¹ As solo (MARQUES et al., 2002).

O arsênio é liberado no ambiente por fontes naturais (poeiras e vulcões) e antropogênicas, como mineração de metais não ferrosos e fundição, aplicação de agrotóxicos, combustão de carvão e madeira e incineração de lixo.

É insolúvel em água, mas muitos compostos de arsênio são solúveis e podem contaminar a água subterrânea. O arsênio é introduzido na água por dissolução de rochas e minérios, efluentes industriais, incluindo resíduos de mineração, e via deposição atmosférica.

No solo, forma complexos insolúveis com óxidos de ferro, alumínio e manganês e, nesta forma, o metal apresenta pouca mobilidade. No entanto, pode ser liberado da fase sólida sob condições redutoras, resultando em formas de arsênio com mobilidade, as quais podem lixiviar para a água subterrânea ou escoar para águas superficiais (FIT, 2012).

O As é um elemento que é pouco translocado para a parte aérea das plantas, com baixo nível de transferência na cadeia trófica (BERTON, 2000).

Bário

O bário (Ba) ocorre na natureza somente na forma combinada e as principais são a barita (sulfato de bário natural) e a witherita (carbonato de bário natural). Também é encontrado em quantidades-traço em rochas ígneas e sedimentares. É conhecido por ser bastante imóvel no solo, podendo estar associado geoquimicamente a feldspatos e biotita.

A principal fonte de bário no ar atmosférico é a emissão industrial, particularmente combustão de carvão e óleo diesel e incineração de resíduos. A concentração do metal no ar geralmente é menor que $0,05 \mu\text{g m}^{-3}$, com relato de valores entre $0,00015$ e $0,95 \mu\text{g m}^{-3}$. Os teores no solo variam de 15 a 3000 mg kg^{-1} . A concentração natural de Ba no solo, em escala mundial, varia de 19 a 2.368 mg kg^{-1} , podendo ser mobilizado em diferentes condições edafoclimáticas (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

Solos arenosos apresentam maior solubilidade e mobilidade do Ba, aumentando com a redução do pH e da quantidade de matéria orgânica. Ele pode reagir com óxidos e hidróxidos do solo, limitando assim sua mobilidade e aumentando sua adsorção. O Ba

solúvel pode reagir com os sulfatos e carbonatos da água, formando sais insolúveis (sulfatos e carbonatos de Ba) e, em solos com elevado conteúdo de sulfato e carbonato de cálcio, sua mobilidade é reduzida (USEPA, 2005).

Este elemento não é um componente essencial dos tecidos vegetais. Sua concentração varia de 1 a 198 mg kg⁻¹, ocorrendo em concentrações elevadas em folhas de cereais e legumes e em baixas concentrações em grãos e frutos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992). De maneira geral, na maior parte das plantas, há uma variação nos teores médios de Ba de 2 a 13 mg kg⁻¹, sendo os maiores valores, entre 3.000 e 4.000 mg kg⁻¹, encontrados na castanha do Brasil (KABATA-PENDIAS & MUKHERJEE, 2007).

Cádmio

O cádmio (Cd) é um metal encontrado na natureza associado a sulfetos de minérios de zinco, cobre e chumbo.

As fontes naturais de cádmio na atmosfera são a atividade vulcânica, a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas e os incêndios florestais. As fontes antropogênicas incluem as atividades de mineração, produção, consumo e disposição de produtos que utilizam cádmio (baterias de níquel-cádmio, pigmentos, estabilizadores de produtos de PVC, recobrimento de produtos ferrosos e não-ferrosos, ligas de cádmio e componentes eletrônicos) e as fontes consideradas “inadvertidas”, onde o cádmio é constituinte natural do material que está sendo processado ou consumido: metais não-ferrosos, ligas de zinco, chumbo e cobre, emissões de indústrias de ferro e aço, combustíveis fósseis (carvão, óleo, gás, turfa e madeira), cimento e fertilizantes fosfatados.

O Cd é facilmente absorvido e translocado pelas plantas em virtude de sua grande capacidade de movimentação (RAIJ, 1991). No solo, está intimamente ligado a matéria orgânica e sua retenção correlaciona-se com o pH, CTC, superfície específica e força iônica (BORGES, 2002). Em condições de baixo pH o Cd tende a ser mais móvel no solo. A maior mobilidade encontra-se na faixa de pH 5-7.

Sob condições de forte oxidação, o Cd forma minerais (CdO, CdCO₃) (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

Embora não seja considerado um elemento essencial na nutrição das plantas, ele é absorvido pelas raízes e também via foliar. Também é bastante acumulado nos organismos do solo.

A distribuição do metal dentro dos órgãos da planta é muito variável, sendo rápido o transporte das raízes para a parte aérea e principalmente para as folhas. O Cd pode ser facilmente transportado dentro da planta na forma de complexos organometálicos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992). Além disso, sua concentração aumenta rapidamente em plantas cultivadas em áreas contaminadas.

O limite máximo permitido de Cd em plantas comestíveis situa-se na faixa 57,1-71,4 mg kg⁻¹ (ADRIANO, 1986). Esse limite pode variar de acordo com as espécies de plantas alimentícias e diferir para cada espécie animal.

Chumbo

O chumbo (Pb) pode se apresentar em dois estados de oxidação, II e IV, mas na natureza ocorre principalmente com o nível de oxidação II. É relativamente abundante na crosta terrestre, onde ocorre em concentração entre 10 e 20 mg kg⁻¹, sendo que os teores nos solos situam-se na faixa 10-70 mg kg⁻¹.

É liberado no ambiente por atividade antropogênica, principalmente emissão de fundições e fábricas de baterias. Com o intemperismo, o sulfato de chumbo oxida-se lentamente, podendo formar carbonatos e também ser incorporado a minerais de argila, óxidos de Fe e Mn e complexos com a matéria orgânica (MELO, 2002).

O teor natural de Pb em solo é decorrente das rochas de origem. Contudo, devido à ocorrência generalizada do elemento, em função da poluição, muitos solos são enriquecidos com este metal (MALAVOLTA, 1994).

Os teores de Pb no solo normalmente encontram-se abaixo de 30 mg kg⁻¹ nas áreas rurais, mas pode chegar a 10.000 mg kg⁻¹ em áreas urbanas nas proximidades de fundições e rodovias de alto tráfego (BELLINGER & SCHWARTS, 1997). De modo geral, para solos brasileiros, os diferentes autores têm encontrado valores na faixa 10-20 mg Pb kg⁻¹.

A contaminação de solos com Pb é um processo cumulativo, praticamente irreversível, aumentando, assim, os teores desse metal na superfície do solo, indicando

disponibilidade de absorção do mesmo pelas raízes das plantas (DUARTE & PASQUAL, 2000).

A forma do Pb no solo pode variar grandemente em função do tipo de solo. Associa-se principalmente aos minerais de argila, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn e à matéria orgânica. Em alguns casos, pode concentrar-se em partículas de CaCO_3 e de fosfatos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000).

Este metal, mesmo não sendo prontamente solúvel no solo, é absorvido principalmente pelas raízes secundárias e armazenado em grande proporção nas paredes da célula. Em solução nutritiva, as raízes das plantas são capazes de absorver grandes quantidades de Pb, e a velocidade de absorção aumenta com o aumento da concentração na solução e com o tempo (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

Cobre

O cobre (Cu) é um micronutriente para as plantas, mas também é um metal pesado, por possuir densidade igual a $8,96 \text{ g cm}^{-3}$.

O cobre é outro dos elementos-traço que ocorre em todas as rochas da crosta terrestre, com uma concentração variando de $3\text{-}15 \text{ mg kg}^{-1}$ (arenitos, areias e calcário) a $100\text{-}200 \text{ mg kg}^{-1}$ (eruptivas básicas) (AUBERT & PINTA, 1977).

Tem grande habilidade em interagir quimicamente com componentes minerais e orgânicos do solo, podendo formar precipitados com alguns ânions, como sulfatos, carbonatos e hidróxidos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

É considerado o mais imóvel dos elementos-traço, sendo fortemente fixado pela matéria orgânica, por óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila (ADRIANO, 1986). Assim, a característica comum da sua distribuição no perfil do solo é o acúmulo no horizonte superficial, seguindo o modelo de distribuição da matéria orgânica no perfil do solo.

Embora seja um elemento solúvel, portanto potencialmente móvel e disponível para as plantas, as formas com que ele ocorre no solo são de grande importância na prática agrônômica.

Um fator muito importante para sua disponibilidade é o pH. A matéria orgânica também é importante fonte de cobre para as plantas, assim como também sofre

influencia do tipo de solo: correndo o risco de lixiviação nos solos arenosos e boa fixação e disponibilidade nos solos argilosos.

O cobre é abundante na natureza na forma de sulfetos, arsenitos, cloretos e carbonatos. Está naturalmente presente na atmosfera por dispersão pelo vento e erupções vulcânicas. O cobre elementar não se degrada no ambiente. As principais fontes antropogênicas do metal são: mineração, fundição, queima de carvão e incineração de resíduos municipais (LEE, 1999).

Nos tecidos da raiz, o Cu encontra-se quase totalmente complexado. No entanto, pode penetrar nas células da raiz em formas dissociadas (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

A elevada capacidade dos tecidos da raiz em reter o Cu contra o transporte para as brotações faz com que o elemento apresente baixa mobilidade na planta, dependendo dos níveis de fornecimento. Assim, a maior parte do cobre absorvido tende a ficar retido na raiz e apenas uma pequena proporção se desloca para as partes jovens das plantas, aonde os sintomas iniciais de deficiência vão ocorrer.

A distribuição do elemento dentro da planta é altamente variável. Dentro das raízes, o Cu se apresenta associado principalmente com as células da parede celular e é muito imóvel.

Cromo

O cromo (Cr) é essencial, mas também tóxico para o ser humano. Não possui essencialidade comprovada na nutrição das plantas, porém é requerido pelos micro-organismos em alguns processos metabólicos específicos (CASTILHO et al., 2001; MONTEMÓR & MARÇAL, 2009).

Este elemento químico se encontra naturalmente no solo, na poeira e gases de vulcões. Os resíduos possuem alto poder de contaminação, quando não são convenientemente tratados e simplesmente abandonados em corpos d'água, aterros industriais ou mesmo lixeiras clandestinas.

Com facilidade, o cromo atinge o lençol freático ou mesmo reservatórios ou rios que são as fontes de abastecimento de água das cidades. Se o resíduo é degradado no

solo, o cromo permanece e pode ser absorvido por plantas, que posteriormente servirão de alimento para o homem ou animais, podendo entrar na cadeia alimentar humana.

No solo, o destino do Cr se dá em função do potencial redox e do pH. Na maioria dos solos, há predomínio de Cr^{3+} devido à rápida redução de Cr^{6+} (solúvel) para Cr^{3+} (insolúvel). O Cr^{3+} apresenta baixa solubilidade e reatividade, resultando em baixa mobilidade no ambiente e baixa toxicidade para os organismos vivos. Sob condições oxidantes, o Cr^{4+} pode estar presente no solo na forma de íon cromato ou cromato ácido, formas relativamente solúveis, móveis e tóxicas para os organismos vivos (ATSDR, 2000; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

O Cr é transportado em plantas como um complexo aniônico identificado nos extratos dos tecidos vegetais e no fluido do xilema.

A concentração de Cr em plantas varia com a espécie, com o solo e de acordo com o tipo de tecido e com o estágio de desenvolvimento das mesmas. Ao atingir níveis fitotóxicos, a plantas mostrará sintomas de fitotoxicidade e a produtividade cairá (MELO et al., 2004).

As concentrações fitotóxicas de Cr na parte aérea de algumas plantas já foram determinadas, caso do tabaco ($18\text{-}24 \text{ mg kg}^{-1}$, base seca), milho ($4\text{-}8 \text{ mg kg}^{-1}$), cevada (10 mg kg^{-1}) e arroz ($10\text{-}100 \text{ mg kg}^{-1}$). Em espécies de plantas sensíveis, um teor muito baixo deste metal ($1\text{-}2 \text{ mg kg}^{-1}$) pode inibir o desenvolvimento (MELO et al., 2004).

Mercúrio

O mercúrio (Hg) é um elemento metálico encontrado naturalmente no ambiente. Existe em 3 formas, com diferentes propriedades, usos e toxicidades, denominadas mercúrio elementar (metálico), compostos inorgânicos de mercúrio e compostos orgânicos de mercúrio.

O mercúrio metálico é um líquido à temperatura ambiente, usado em termômetros, lâmpada fluorescente, interruptor elétrico, mineração e em alguns processos industriais. Os compostos inorgânicos de mercúrio são formados quando o mercúrio se combina com outros elementos, como enxofre e oxigênio, formando compostos ou sais, que podem ocorrer naturalmente no ambiente. São usados em alguns processos industriais e na produção de outras substâncias químicas.

Os compostos orgânicos de mercúrio são formados quando o mercúrio se combina com carbono e são os mais importantes sob o ponto de vista toxicológico, sobretudo os que contêm radicais de cadeia curta, metil, etil e propil (LEE, 1999).

Molibdênio

A principal atuação do molibdênio (Mo) está no processo de fixação simbiótica do nitrogênio e em processos fisiológicos das plantas superiores. Participa ativamente como cofator integrante nas enzimas nitrogenase, redutase do nitrato e oxidase do sulfato, e está intensamente relacionado com o transporte de elétrons durante as reações bioquímicas.

O Mo é facilmente liberado dos minerais primários pela intemperização. Comparado com os outros micronutrientes, ele permanece relativamente móvel como molibdatos potencialmente solúveis. Entretanto, esses molibdatos são adsorvidos nas superfícies de minerais primários e da fração coloidal, fazendo com que a disponibilidade do Mo no solo seja dependente do pH. A correção do pH dos solos ácidos, através da calagem, aumenta a disponibilidade de molibdênio.

Níquel

O níquel (Ni) é um elemento de transição no solo e tem como origem geoquímica as rochas magmáticas (máficas e ultramáficas). O níquel ocorre em diferentes estados de oxidação e o mais frequente é o Ni^{2+} , que tem a capacidade de formar vários complexos.

A concentração de Ni no solo varia em função da rocha de origem e da intensidade da intervenção antrópica. Segundo Adriano (1986) em solos de todo o mundo a média é de 20-40 mg kg⁻¹. Em solos oriundos de serpentina, contudo, os valores variam de 100 a 7000 mg kg⁻¹.

Atinge a hidrosfera por remoção a partir da atmosfera (deposição seca e úmida), erosão de solos e rochas, lixo municipal e efluentes industriais. Nos rios, é transportado como partículas precipitadas com material orgânico; nos lagos, a forma iônica é predominante, associada com material orgânico. O Ni pode ser depositado nos

sedimentos por processos de precipitação, complexação, adsorção em argila e agregado à biota (SHRIVER et al., 2008).

A ligação do Ni em óxidos de Fe e Mn é dependente do pH, porque a forma NiOH^+ é preferencialmente absorvida e porque a carga de superfície dos sorventes é afetada pelo pH (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

Embora a matéria orgânica seja capaz de mobilizar o Ni de carbonatos e óxidos e diminuir a sorção em argilas, a ligação do metal com ligantes orgânicos parece não ser muito forte. Ligantes complexantes tais como SO_4^{2-} e ácidos orgânicos reduzem a sorção de Ni. O Ni pode ser muito móvel em solos com alta capacidade de complexação, rico em matéria orgânica ou solo poluído (MELO et al., 2004).

O Ni em lodo de esgoto, presente principalmente na forma orgânica quelatada, está prontamente disponível para plantas e pode ser altamente fitotóxico. Tratamentos do solo, como adição de cal, fosfato ou matéria orgânica, podem diminuir a disponibilidade deste metal para as plantas (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992).

Selênio

O Selênio (Se) é um elemento químico não metal com os principais estados de oxidação 4+ e 6+. Possui similaridade química com o enxofre (S), especialmente quanto as suas formas e compostos, o que explica a associação de Se a minerais contendo enxofre. É um elemento químico essencial para a maioria das formas de vida (LEE, 1999).

O Se e seus compostos são utilizados em processos de reprodução xerográfica, na indústria de vidros (selenieto de cádmio, para produzir cor vermelho-rubi), como degaseificante na indústria metalúrgica, como agente de vulcanização, como oxidante em certas reações e como catalisador em indústrias farmacêuticas. Na agricultura, pode ser utilizado para o controle de alguns insetos (MELO et al. 2004).

A concentração de Se no solo é dependente do intemperismo e da composição do material de origem, sendo que rochas ígneas e metamórficas contém $< 1 \text{ mg kg}^{-1}$ e em rochas sedimentares os teores variam de 1 a 100 mg kg^{-1} .

O Se está presente em maior quantidade em rochas ígneas, em depósitos hidrotermais, comumente associado a Hg, Au, Ag e Sb, e em rochas fosfatadas, sendo

baixos os teores em rochas sedimentares. Solos com altas concentrações de Se geralmente são alcalinos e possuem carbonato de cálcio livre.

É absorvido pelas plantas predominantemente na forma de selenato. Em baixas concentrações presente no solo, pode provocar efeitos estimulantes nas plantas.

Zinco

O zinco (Zn) é mobilizado e transportado no meio ambiente, como resultado dos processos naturais de erosão, incêndios das florestas, formação de aerossol acima do mar, erupções vulcânicas e atividade biológica.

O Zn não apresenta nível de oxidação variável, mostrando-se sempre com o número de oxidação II e apresentando grande afinidade para ligantes contendo enxofre.

As fontes antropogênicas são: mineração, produção de zinco, produção de ferro e aço, corrosão de estruturas galvanizadas, combustão de carvão e outros combustíveis, eliminação e incineração de resíduos e uso de fertilizantes e agrotóxicos contendo zinco (FIT, 2012).

O teor em solo geralmente está em torno de 300 mg kg^{-1} e no sedimento de até 100 mg kg^{-1} . Alimentos ricos em proteínas, como carnes e organismos marinhos, contêm altas concentrações de zinco ($10\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto grãos, legumes e frutas apresentam teores menores que 5 mg kg^{-1} .

As interações do Zn no solo dependem de propriedades como concentração de Zn e de outros íons na solução do solo, espécie e quantidade dos sítios de adsorção associados à fase sólida do solo, concentração dos ligantes capazes de formar complexos orgânicos com o metal, pH e potencial redox.

Estudos têm demonstrado que o Zn é relativamente móvel no perfil do solo, oferecendo riscos em relação à contaminação das águas subterrâneas (SHEPPARD & THIBAUT, 1992).

O Zn é pouco móvel na planta, de tal modo que os sintomas de deficiência aparecem nas folhas mais jovens. As concentrações consideradas normais situam-se na faixa $25\text{-}150 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo que concentrações acima de 400 mg kg^{-1} são consideradas tóxicas (MELO et al., 2004).

Qualidade do solo

Os solos, quando submetidos a determinados sistemas de cultivo, tendem a um novo estado de equilíbrio, refletido em diferentes manifestações de seus atributos, as quais podem ser desfavoráveis à conservação da capacidade produtiva.

Qualidade do solo é a integração de processos no solo e propicia a estimativa das alterações de sua condição, decorrente de diversos fatores como uso da terra, padrões climáticos, sequências culturais e sistemas de manejo ou da capacidade que tem o solo, de funcionar ou não adequadamente (DORAN & PARKIN, 1994).

A avaliação quantitativa da qualidade do solo é fundamental na determinação da sustentabilidade dos sistemas de manejo utilizados. A determinação de indicadores de qualidade de solo se faz necessária para possibilitar a identificação de áreas problemáticas utilizadas na produção, fazer estimativas realistas de produtividade, monitorar mudanças na qualidade ambiental e auxiliar agências governamentais a formular e avaliar políticas agrícolas de uso da terra.

A sustentabilidade agrícola depende da manutenção da qualidade do solo no âmbito do ecossistema e da interação positiva com os ecossistemas vizinhos ao longo do tempo (MELLO, 2006).

Os efeitos diferenciados nos atributos do solo, devido ao tipo de preparo, são dependentes da intensidade de revolvimento, do trânsito de máquinas, do tipo de equipamento utilizado, do manejo dos resíduos vegetais e das condições de umidade do solo no momento do preparo. A relação entre o manejo e a qualidade do solo pode ser avaliada pelo comportamento de indicadores físicos, químicos e biológicos.

A identificação eficiente de indicadores apropriados para avaliar a qualidade do solo depende da habilidade em considerar os componentes múltiplos que determinam a capacidade em desempenhar funções, como produtividade e bem-estar ambiental. Esta identificação é dificultada pela multiplicidade dos atributos físicos, químicos e biológicos que controlam a intensidade dos processos biogeoquímicos e suas variações temporais e espaciais.

Doran & Parkin (1994) propuseram um conjunto básico de indicadores de ordem biológica, física e química: textura, profundidade de solo e de raízes, densidade do solo, infiltração de água no solo, capacidade de armazenamento e retenção de água,

conteúdo de água no solo, temperatura do solo, teores de C e N orgânico total, pH, condutividade elétrica, teores de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-), P, K, C e N da biomassa microbiana, N potencialmente mineralizável, respiração do solo, C na biomassa em relação ao C orgânico total e respiração microbiana em relação à biomassa. A proposta é de que esses indicadores sejam relacionados com cinco funções do solo: habilidade de regular e compartimentalizar o fluxo de água e de elementos químicos; promover e sustentar o desenvolvimento de raízes; manter um habitat biológico adequado e responder ao manejo, resistindo à degradação.

Hipótese e objetivos

O lodo de esgoto é rico em material orgânico e nutrientes das plantas, entretanto, seu uso agrícola é limitado por conta de fatores como conteúdo em elementos-traço, Assim, é de fundamental importância a realização de experimentos em condições de campo, testando várias doses de lodo de esgoto e por longo prazo, de modo a se avaliar as condições em que seu uso na agricultura oferece o menor risco possível com benefícios na qualidade do solo e na produtividade das culturas.

A hipótese deste trabalho é que a aplicação de lodo de esgoto ao solo promove aumento na concentração de elementos-traço no solo, na planta e nos grãos de milho, causa alteração nos atributos químicos de fertilidade do solo, biológicos e bioquímicos do solo, porém pode substituir pelo menos em parte a fertilização mineral.

Assim, o objetivo geral foi avaliar o potencial do lodo de esgoto em fornecer nutrientes e elementos-traço às plantas de milho, bem como conhecer a distribuição desses metais em solos Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) que receberam doses de lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos.

Os objetivos específicos foram:

- Analisar as características químicas de fertilidade do solo;
- Determinar o carbono da biomassa microbiana do solo;
- Avaliar a atividade enzimática (arilsulfatase, fosfatase ácida) do solo.
- Avaliar a atividade biológica do solo: respiração basal, atividade de desidrogenase, hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA)

- Avaliar a produtividade do milho;
- Avaliar a concentração de macro e micronutrientes na folha diagnose do milho;
- Avaliar a concentração de elementos-traço no solo, na planta e nos grãos de milho.

Referências Bibliográficas

ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York, Springer-Vrlag, 1986. 147p.

ANDREOLI, C.V. & PEGORINI, E.S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A., eds. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.p.281-312.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for chromium**. Syracuse: U. S. Department of Health & Human Services, 2000.

AUBERT, H. & PINTA, M. **Trace elements in soils**. Amsterdam, Elsevier Scientific Publ., Co., 1977. 395p.

BELLINGER, D. & SCHWARTZ, J. Effects of lead in children and adults. In: Steeland, K. & Schwartz, J. (eds). **Topics in environmental epidemiology**. New York, Oxford University Press, 1997. p. 314-349.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com elementos-traço. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. (eds). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 260.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto na agricultura: Potencial de uso e problemas**. 2005. Disponível em: < <http://www.iac.sp.gov.br/ECS/WORD/LodoInstituto deEducacaoTecnologica.htm>>. Acessado em: 23/06/2014.

BORGES, M. **Extratabilidade do cádmio: influência de atributos de solos muito intemperizados em extratores convencionais e potencialidade de ácidos orgânicos de baixo peso molecular**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002. 76 p. (Dissertação de Mestrado)

BORGES, M.R. & COUTINHO, E.L.M. Elementos-traço do solo após aplicação de biossólido. I - Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 543-555, 2004.

BÖRJESSON, G.; MENICHETTI, L.; KIRCHMANN, H.; KÄTTERE, T. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. **Biol Fertil Soils**, v. 48, p. 245–257, 2012.

BROWN, S.; ANGLE, J.S. & CHANEY, R.L. Correction of limed biosolid induced manganese deficiency on a long term field experiment. **J. Environ. Qual.**, v. 26, p.1375-1384, 1997.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1461-1470, 2011.

CASTILHO, D. D.; GUADAGNIN, C. A.; SILVA, M. D.; LEITZKE, V. W.; FERREIRA, L. H.; NUNES, M. C. Acúmulo de cromo e seus efeitos na fixação biológica de nitrogênio e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrociências**, v. 7, n. 1, p. 121-124, 2001.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N. & VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, v. 156, p. 63-70, 1993.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Decisão de diretoria nº 045/2014 para valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo, CETESB, 2014.

CHANG, A. C.; HINESLY, T.D.; BATES, T.E.; DONER, H.E.; DOWDY, R.H.; RYAN, J.A. 1987. Effect of long-term sludge application on accumulation of trace elements by crops. In: Page, A.L.; Logan, T.G.; Ryan, J.A. **Lan application of sludge.** Celsea: Lewis Publishers p. 53-66.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução 375, Critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados.** Diário Oficial da União, Brasília. 29 de ago. 2006. 32 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução 420, 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.** Diário Oficial da União, Brasília. 28 de dez 2009. 16 p.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. **Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente.** In: Fundamentos de química do solo. 3ed. Porto Alegre: Evangraf, p. 213 – 250, 2006.

DESCHAMPS, C. & FAVARETTO, N. Efeito do lodo complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura do feijoeiro e do girassol. **Sanare**, v. 8, p. 33-38, 1997.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F. & STEWART, B. A. (eds.) **Defining soil quality**

for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. n. 35. Madison, WI: ASA, CCSA e SSSA, 1994, p. 3- 21.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energ. na Agricultura**, Botucatu, v. 15, n. 1, p. 47-58, 2000.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p. 855-862, 2006.

FERNANDES, S.A.P.; SILVA, S.M.C.P. da. **Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos.** Londrina: Prosab, Finep, 1999. 84p.

FIT – FICHA DE INFORMAÇÃO TECNOLÓGICA. **Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental**, São Paulo, CETESB, 2012, 3p.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, maio/jun. 2004.

HUE, N.V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J.E., ed. **Soil amendments and environmental quality.** Boca Raton, CRC Press, 1995. p.199-168.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.** 2.ed. Florida: CRC Press, 1992. 365p.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.** 4a ed., Boca Raton, CRC Press, 2000. 331p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 2001. 413 p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. Berlin: Springer-Verlag, 2007. 550 p.

LEE, J. D. **Química inorgânica: não tão concisa**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda. 1999, 527 p.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e elementos-traço, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153p.

MARQUES, J.J.G.S.M., CURTI, N., SCHULZE, D.G. **Trace elements in Cerrado soils**. Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, v. 2, 2002. p. 103-142.

MATOS, A. T. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1995. 110p. (Tese de doutorado).

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. Oxford University Press, New York.1994.

MELFI, A.J.; MONTES, C.R. Impacto dos biossólidos sobre o solo. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap.9, p.243-272.

MELLO, N.A. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura**

do fumo. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006. 248p. (Tese de Doutorado).

MELO, V.P. **Propriedades químicas e disponibilidade de elementos-traço para a cultura de milho em dois latossolos que receberam adição de lodo de esgoto.** Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2002. 134 f. (Dissertação de Mestrado).

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, p. 449-455, 1994.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SILVA, F.C. & BOARETTO, A.E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Palestras.** Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

MELO, W.J. & MARQUES, M.O. 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: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.109-141.

MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; MELO, W.J. **Elementos-traço no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola.** 2004. 98p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/cbf6214/lodometal.pdf> Acesso em 29/08/14.

MONTEMÓR, C. H.; MARÇAL, W. S. Desempenho de bovinos da raça nelore suplementados com cromo orgânico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 30, n. 3, p. 701-708, 2009.

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

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2.ed. São Paulo, Blucher, 2011. 565p.

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 505-519, 2002.

PEDROZA, M.M, VIEIRA, G.E.F, SOUZA, J.F., PICKLER, A.C., LEAL, E.R.M., MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, p. 89-188, 2010.

PEGORINI, E.S.; ANDREOLK,C.V.; SOUZA,M.L. & FERREIRA, A. 2003. Qualidade do lodo de esgoto utilizado na reciclagem agrícola na região metropolitana de Curitiba – PR. In: Simposio Latino Americano de Biossólidos, 1., São Paulo, **Anais**. São Paulo, 11p.

PIERANGELI, M. A. P. **Pb em Latossolos brasileiros: adsorção e dessorção sob efeito de pH e força iônica**. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 1999. 108 f. (Dissertação de mestrado).

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and Environmental Quality**. 2ª edição. 2000. 459p.

PONTES, W.L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana.** Lavras, Universidade Federal de Lavras. 2002. 73p. (Dissertação de mestrado).

QUINTANA, N.R.G., CARMO, M. S. do, MELO, W.J.de. Viabilidade econômica do uso de lodo de esgoto na agricultura, Estado de São Paulo. R. Informações Econômicas, São Paulo, v.39, n.6, p.31-36, jun. 2009.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991. 343 p.

ROSS, C.A.; AITA, C.; CERETTA, C.A. & FRIES, M.R. Utilização de lodo de esgoto como fertilizante: efeito imediato no milho e residual na associação de aveia + ervilhaca. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23. Santa Maria, 1990. **Resumos.** Santa Maria, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990. p.20.

SHEPPARD, M.L. & THIBAUT, D.H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. **Soil Sci. Soc. Amer. J.**, v. 56, n.2, p. 415-423, 1992.

SHRIVER, D. F.; ATKINS, P. W.; OVERTON, T. L.; ROURKE, J. P.; WELLER, M. T.; ARMSTRONG F. A. **Química Inorgânica.** 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 848 p.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e adição de elementos-traço em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 487-495, 2002.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & SHARMA, R.D. Utilização do lodo de esgoto como fonte de fósforo e nitrogênio para milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, **Anais**, Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. London: Academic Press, 2003, 352 p.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólido. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O., eds. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo, SABESP, Escola Politécnica – USP, ESALQ, UNESP, 2001. p.133-180.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA, 2000. p.69-106.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CFR Parts 257, 403 and 503. **Final rules: Standards for the use of sewage sludge**. Fed. Reg. v.58, n.32, p.9248-9415, 1993.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ecological soil screening levels for barium**. Washington: EPA, 2005. 80p.

CAPÍTULO 2 - ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS EM LATOSSOLOS APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS CONSECUTIVOS

Resumo

O aumento na produção de resíduos é problema a se resolver de forma técnica, econômica e ambientalmente correta, de modo a garantir a sustentabilidade da prática a ser adotada. O lodo de esgoto (LE) é o resíduo que se obtém após o tratamento do esgoto, permitindo o retorno da água aos mananciais. A adição de lodo de esgoto ao solo tem aspectos positivos para a melhoria dos solos agrícolas, uma vez que contém nutrientes como fósforo, nitrogênio, enxofre, zinco, dentre outros, além de propiciar melhorias em atributos químicos, físicos e biológicos do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar os atributos químicos e bioquímicos em solos Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) cultivados com milho após aplicação de doses de LE por dezesseis anos consecutivos. O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 4 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos foram: T1= testemunha (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T2 = 5 t ha⁻¹ LE, T3= 10 t ha⁻¹ LE e T4= 20 t ha⁻¹ LE (base seca). O lodo de esgoto provocou aumento no teor de K no LVef e diminuição no LVd. O LE aumentou o teor de P no solo LVef e o teor de matéria orgânica no solo LVd. A dose de 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, promoveu incremento na atividade da enzima fosfatase ácida no solo LVef e na atividade da enzima arilsulfatase, na respiração basal e no quociente metabólico do solo LVd.

Termos de indexação: bio sólido, fertilidade do solo, atividade enzimática, respiração basal, biomassa microbiana, resíduos urbanos.

Introdução

A grande produção de lodo de esgoto, principalmente em grandes centros urbanos, tem norteado alguns pesquisadores a alternativas como o uso deste resíduo na agricultura como fertilizante. Trata-se de uma alternativa de grande viabilidade econômica, contribuindo também com o meio ambiente, através de ciclagem dos nutrientes presentes no LE, pois este possui elevado conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes das plantas.

O material orgânico, os macro e os micronutrientes presentes no lodo de esgoto exercem papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (CEOLATO, 2007). Neste aspecto, ele pode ser considerado como um resíduo de grande utilidade para fins agrícolas quer como: (i) condicionante das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, em virtude de seu conteúdo de matéria orgânica; ou (ii) como fonte de nutrientes para as plantas cultivadas (MELO et al., 1994).

Assim como as propriedades químicas e físicas auxiliam na definição da fertilidade do solo e da produtividade das culturas, os mecanismos que regulam a atividade biológica cada vez mais assumem papel importante na definição da qualidade do solo (STUCZYNSKI et al., 2007).

A atividade dos micro-organismos do solo é a principal responsável pela decomposição de material orgânico, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia, de tal forma que os atributos bioquímicos são mais sensíveis às alterações na qualidade do solo em comparação aos atributos físicos e químicos, causadas por mudanças no uso e nas práticas de manejo, como as promovidas pela aplicação de resíduos orgânicos (DEBOSZ et al., 2002). Desta forma, a biomassa microbiana, a respiração basal, o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade de enzimas ligadas aos ciclo do C, do N, do P e do S têm sido empregados para avaliar os efeitos da aplicação de lodo de esgoto no solo (GARCIA-GIL et al., 2000).

Melo et al. (2001), trabalhando com diferentes LE, em diferentes condições e culturas, detectaram efeito positivo na fertilidade de solos e na nutrição de plantas. A utilização de lodo de esgoto aumentou a respiração basal do solo conforme reportado por Cardoso & Fortes Neto (2000), que avaliaram o efeito da aplicação de doses de lodo de esgoto (0, 10, 20, 40, 80 e 160 t ha⁻¹) na microbiota do solo. A aplicação do

resíduo ocasionou mudanças importantes no ambiente, na comunidade microbiana e na atividade dos micro-organismos do solo.

O uso de indicadores microbiológicos como o carbono da biomassa microbiana do solo (CBM), o C prontamente mineralizável e a atividade enzimática nas áreas tratadas com LE é utilizado no monitoramento do impacto ambiental desse resíduo. Fernandes et al. (2005), utilizando lodo proveniente da ETE de Barueri, SP, observaram aumentos no CBM, no C-mineralizável e na atividade das enzimas em função da aplicação de doses de lodo de esgoto.

O objetivo com este trabalho foi avaliar os atributos químicos de fertilidade do solo e atributos bioquímicos em dois latossolos cultivados com milho após aplicação de doses de lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos.

Material e métodos

Os tratamentos foram instalados pela décima sexta vez, utilizando as mesmas parcelas do experimento instalado no ano agrícola 1997/98, em Jaboticabal-SP, Brasil (21°15'22" S e 48°15'18" W, altitude de 618 m), local cujo clima é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen, clima tropical com estação seca de inverno (VOLPE & CUNHA, 2008).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com quatro tratamentos (doses de LE) e cinco repetições, em parcelas com 60 m² (6 x 10 m). Os experimentos estão instalados em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef), área 1, e em Latossolo Vermelho distrófico (LVd), área 2.

No primeiro ano, as doses de LE foram: 0 (testemunha, sem aplicação de LE e sem fertilização mineral); 2,5 t ha⁻¹ LE; 5,0 t ha⁻¹ LE e 10,0 t ha⁻¹ LE, base seca. A dose 5 t ha⁻¹ de LE foi estabelecida para fornecer o N exigido pela planta de milho, admitindo-se que 1/3 do N contido no resíduo seria disponibilizado para a cultura. A partir do segundo ano, optou-se por adubar o tratamento testemunha de acordo com a análise do solo e as recomendações de Raji et al. (1997). A partir do quarto ano, as parcelas que recebiam 2,5 t ha⁻¹ de LE passaram a receber 20 t ha⁻¹, dose que passou a ser usada até o 16º ano. Assim, os tratamentos utilizados no décimo sexto ano foram: 0

(testemunha, sem aplicação de LE e com fertilização mineral); 5 t ha⁻¹ LE; 10,0 t ha⁻¹ LE; e 20,0 t ha⁻¹ LE , base seca.

Nos tratamentos com LE, foi feita aplicação de fertilizantes minerais de modo que recebessem as mesmas quantidades de K.

As culturas avaliadas nos dezesseis anos de experimentação constam na tabela 4.

Tabela 4. Plantas cultivadas em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico tratados com doses de lodo de esgoto por 16 anos.

Ano agrícola	Cultura
1996/1997 a 2001/2002	milho
2002/2003	girassol
2003/2004	crotalária
2004/2005 a 2007/2008	milho
2008/2009	girassol
2009/2010 a 2012/2013	milho

O lodo de esgoto usado nos dezesseis anos de experimentação foi obtido em diferentes Estações de Tratamento de Esgoto operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) conforme consta na tabela 5.

Tabela 5. Origem do lodo de esgoto usado nos 16 anos de experimentação.

Ano agrícola	Local
1996/1997 a 2004/2005	Barueri
2005/2006 a 2006/2007	Franca
2007/2008 a 2008/2009	Barueri
2010/2011 a 2012/2013	Monte Alto

A caracterização química do lodo de esgoto usado no décimo sexto ano foi realizada em uma amostra composta formada por seis amostras simples, coletadas em diferentes pontos da massa do resíduo (ABNT, 2004). A concentração de N foi

determinada pelo método de Kjeldahl (MELO, 1974); o P, por espectrofotometria (MALAVOLTA et al., 1997); o K, por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974); o S, por turbidimetria (VITTI, 1989); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica no extrato da digestão com $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$ segundo método 3050b (USEPA, 1996). Os resultados obtidos foram $\text{N} = 46,9 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{P}_2\text{O}_5 = 20,84 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{K}_2\text{O} = 2,8 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Ca} = 20,1 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Mg} = 1,33 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Cl} = 1,14 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{S} = 2,38 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Cu} = 372,55 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Fe} = 4100,00 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Mn} = 529,3 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Zn} = 748,30 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{B} = 51,65 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Mo} = 1,77 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Cd} = 1,27 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Cr} = 15,45 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Pb} = 57,28 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Ba} = 2,36 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Ni} = 34,53 \text{ mg kg}^{-1}$ e $\text{Co} = 15,04 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{As} = 4,5 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Hg} = 3,2 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Se} = <0,05$, base seca.

O lodo de esgoto foi aplicado a lanço, com a umidade com que chegou da ETE (5 %), uniformemente distribuído na área total, e incorporado por meio de gradagem leve (0,10 m de profundidade).

Após a aplicação do lodo de esgoto, as parcelas foram sulcadas em espaçamento de 0,90 m e o fertilizante mineral (NPK) foi aplicado no sulco de semeadura (Tabela 6).

O milho (híbrido 2B710PW DOW) foi semeado logo após a fertilização mineral. A semeadura do milho foi realizada no espaçamento de entrelinhas de 0,90 m, com 7 a 8 sementes por metro linear.

A adubação de cobertura foi realizada aos quarenta dias após a semeadura (Tabela 6).

Tabela 6. Teor de N, P₂O₅ e K₂O no lodo de esgoto e na adubação mineral aplicada aos tratamentos no décimo sexto ano de aplicação de lodo de esgoto.

Nutrientes	Dose de lodo de esgoto (t ha ⁻¹)			
	0	5	10	20
	-----Semeadura (kg ha ⁻¹)-----			
N	30	--	--	--
P ₂ O ₅	50	--	--	--
K ₂ O	50	36	22	--
	----- 40 dias após a semeadura (kg ha ⁻¹) -----			
N	140	--	--	--
P ₂ O ₅	--	--	--	--
K ₂ O	40	40	40	40

N= sulfato de amônio (21 % N), P₂O₅= superfosfato simples (18 % P₂O₅) e K= cloreto de potássio (60 % K₂O).

Aos 68 dias após a emergência (DAE), amostras de solo foram coletadas na camada 0-0,20 m com o auxílio de trado tipo holandês. Em cada parcela foram coletadas dez amostras simples, na linha e na entrelinha, que foram juntadas e misturadas para formar uma amostra composta. As amostras assim obtidas foram colocadas em caixa de isopor com gelo e enviadas ao laboratório, onde foram passadas em peneira de 2 mm de malha e armazenadas em geladeira até o momento das análises biológicas e bioquímicas. Para as análises químicas de fertilidade do solo, as amostras foram secas ao ar e à sombra e passadas em peneira com 2 mm de malha (TFSA).

Utilizaram-se os métodos descritos por Raij et al. (2001) para determinação dos atributos químicos de fertilidade do solo. Foram avaliados o pH, teores de Ca, Mg, K, P, matéria orgânica, H+Al e calculados a soma de bases, CTC e saturação por bases.

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi avaliado pelo método proposto por Mendonça e Matos (2005) o qual consiste no uso de energia eletromagnética (micro-ondas), causando efeito na transferência de energia e temperatura, levando a um rompimento celular com liberação dos compostos intracelulares. Para cada amostra, foram usadas duas subamostras, uma fumigada e outra não-fumigada. As subamostras fumigadas foram irradiadas em forno micro-ondas da marca LG durante 12 minutos com

potência de 700 W. Nas subamostras irradiadas e não irradiadas determinou-se o teor de C-orgânico pelo método de Walkley & Black modificado (EMBRAPA, 1997).

Na determinação da atividade de desidrogenases, amostras de solo foram incubadas na presença e na ausência de cloreto de trifeniltetrazólio (TTC) a 30 °C por 24 h, seguindo-se a quantificação do trifenilformazan (TPF) por espectrofotometria (MELO et al., 2010).

Na avaliação da atividade da fosfatase ácida, amostras de solo foram incubadas na presença e na ausência de p-nitrofenilfosfato de sódio em pH 6,5 a 37 °C por 30 min. Após o período de incubação, determinou-se o teor de p-nitrofenol produzido (EIVAZI & TABATABAI, 1977).

O método para avaliação de atividade da arilsulfatase é semelhante ao da fosfatase ácida, sendo o substrato o p-nitrofenilsulfato de potássio em meio de tampão acetato pH 5,8 por 1 hora a 37 °C, avaliando-se em seguida o teor de p-nitrofenol.

O potencial de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi obtido por incubação de amostras de solo na presença e na ausência de FDA, avaliando-se a concentração de fluoresceína produzida (MELO et al., 2010).

A respiração basal do solo foi determinada pela incubação da amostra de solo em frascos fechados, por 48 horas, sendo o CO₂ recebido em solução padronizada de NaOH. Por titulação da solução de NaOH após o período de incubação, determinou-se o CO₂ oriundo da atividade respiratória (ARAÚJO et al., 2010). Com os dados do C da biomassa microbiana e da respiração basal, calculou-se o quociente metabólico (ANDERSON & DOMSCH, 1993).

Os resultados obtidos para os diferentes atributos avaliados foram submetidos à análise da variância, usando o software SAS (SAS, 2009). Utilizou-se o teste de Duncan para comparação de médias ($p \leq 0,05$).

Resultados e discussão

Os valores de pH variaram na faixa 4,4-4,8 no LVef e 4,3-4,5 no LVd e apenas no LVef se detectou efeito de tratamento, sendo o pH mais elevado foi observado na dose 10 t ha⁻¹, que diferiu apenas da dose 5 t ha⁻¹ (Tabela 7).

Autores têm encontrado aumento e diminuição no pH como resultado da adição de material orgânico ao solo. A diminuição do pH deve-se, provavelmente, ao processo de nitrificação (YAN et al., 1996), processo em que o amônio é oxidado a nitrito e nitrato, com a produção líquida de dois íons H^+ e consequente diminuição do pH. Stamatiadis et al. (1999) verificaram redução de 0,4 unidades no pH do solo que havia recebido lodo de esgoto em relação ao solo controle. Alguns autores têm demonstrado aumento do pH do solo pela aplicação de material orgânico (HOYT & TUNER, 1975; HUE & AMIEN, 1989; FRANCHINI et al., 1999). Neste caso, há uma troca entre o H^+ da solução do solo e cátions ligados a grupos carboxílicos da matéria orgânica (MIYAZAWA et al., 2000).

Tabela 7. Atributos químicos em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico, na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	P	MO	pH	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
t ha ⁻¹ de LE	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	CaCl ₂	mmol _c dm ⁻³						%
LATOSSOLO VERMELHO eutroférico										
0	45,2 b	25,8 a	4,5 ab	3,9 b	16,2 a	5,2 a	43,6 a	25,3 a	68,9 a	37,1 a
5	61,2 a	26,2 a	4,4 b	5,1 ab	16,4 a	5,2 a	52,8 a	26,7 a	79,5 a	34,0 a
10	67,0 a	26,4 a	4,8 a	5,7 a	19,0 a	6,2 a	43,2 a	30,9 a	74,1 a	41,6 a
20	67,8 a	26,0 a	4,6 ab	4,4 ab	19,0 a	5,8 a	45,2 a	29,2 a	74,4 a	40,1 a
Média	60,4	26,1	4,6	4,8	17,7	5,6	46,2	28,0	74,2	38,2
CV (%)	14,7	6,9	4,9	17,9	17,4	20,8	20,6	15,3	10,6	19,5
LATOSSOLO VERMELHO distrófico										
0	41,8 c	18,4 b	4,5 a	5,8 a	9,2 a	2,2 a	31,4 a	17,2 a	48,6 a	36,0 a
5	61,2 b	19,6 ab	4,5 a	3,7 ab	11,6 a	3,2 a	37,0 a	18,5 a	55,5 a	34,9 a
10	79,6 a	21,6 ab	4,3 a	3,6 ab	12,6 a	3,0 a	38,4 a	19,2 a	57,6 a	33,6 a
20	79,8 a	21,8 a	4,3 a	3,0 b	11,0 a	2,4 a	40,6 a	16,4 a	57,0 a	28,6 a
Média	66,1	20,3	4,4	4,0	11,1	2,7	36,8	17,8	54,7	33,3
CV (%)	12,5	11,2	6,3	45,9	24,2	31,3	26,4	22,6	15,4	28,2

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

O pH do solo é importante na mobilidade e disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos. Com o aumento do pH ocorre a dissociação de H^+ de grupos

OH da matéria orgânica e de óxidos de Fe e de Al, aumentando as cargas negativas, o que possibilita maior adsorção de elementos-traço catiônicos (ALLEONI et al., 2005).

Os teores de matéria orgânica do solo (MOS) variaram de 25,8 a 26,4 g dm⁻³ no LVef e de 18,4 a 21,8 g dm⁻³ no LVd. Diferenças entre tratamentos somente foram observadas no LVd, cujo teor de MOS foi maior apenas no tratamento que recebeu 20 t ha⁻¹ LE em relação ao tratamento testemunha, não havendo diferenças entre as doses de LE (Tabela 7). A ausência de aumentos no LVef provavelmente se deva ao seu teor de MOS mais elevado.

Melo et al. (1994) constataram efeitos significativos, porém temporários, sobre os teores de matéria orgânica do solo, quando aplicadas doses de até 32 t ha⁻¹ de lodo de esgoto. Segundo esses autores, o tempo de residência do carbono orgânico adicionado ao solo pelo lodo de esgoto é muito curto. Resultados obtidos por Santos et al. (2010) revelam que somente em taxas elevadas de aplicações é possível uma ação mais prolongada do lodo de esgoto sobre os teores de matéria orgânica dos solos.

O aporte proporcionado é importante, pois coloca o lodo de esgoto como mais uma alternativa para elevação dos teores de matéria orgânica dos solos.

O teor de P, extraído pelo método da resina, variou de 45,2 a 67,8 mg dm⁻³ no LVef e de 41,8 a 79,8 mg dm⁻³ no LVd (Tabela 7). Houve diferença significativa entre os tratamentos para o solo LVd, sendo que as doses 10 e 20 t ha⁻¹ apresentaram valores superiores às demais doses. Para o solo LVef, observa-se que a adição de LE promoveu os maiores teores de P comparados com a testemunha. Nascimento et al., (2004) observaram incrementos nos teores de P de solos submetidos à adição de lodo de esgoto, destacando o resíduo como importante fonte de P para os solos. A aplicação de resíduos orgânicos em solos pode melhorar a disponibilidade de P devido à presença do nutriente nos mesmos, seja na forma mineral ou pela mineralização do P orgânico, e pelo fornecimento de íons que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção (Abreu Jr. et al., 2002).

Os teores de K⁺ variaram de 3,9 a 5,7 mmol_c dm⁻³ no LVef e de 3,0 a 5,8 mmol_c dm⁻³ no LVd (Tabela 7). Apesar de se ter equilibrado o teor de K⁺ na fertilização dos tratamentos, diferenças significativas foram detectadas nos dois solos. No LVef, o teor mais elevado foi observado no tratamento que recebeu 10 t ha⁻¹ LE, diferindo apenas

do tratamento testemunha e não havendo diferenças entre as doses do resíduo. Este comportamento pode ser explicado por uma perda de K por lixiviação no tratamento testemunha, em que o K foi adicionado em forma totalmente solúvel, somada à adição de material orgânico pelo LE não obstante não se tenha detectado aumento significativo na CTC. No LVd, ao contrário, o teor mais elevado de K⁺ foi observado no tratamento testemunha, que diferiu apenas do tratamento que recebeu 20 t ha⁻¹ LE. Neste solo, mais arenoso, era de se esperar maior lixiviação que no LVef.

A concentração de potássio no lodo de esgoto tende a ser pequena, pois este é solúvel em água, permanecendo na fase líquida durante o processo de tratamento na ETE (MELO et al., 2004; TSUTIYA, 2000). Os resultados corroboram com os relatos de outros autores, que afirmam que o uso de lodo de esgoto na agricultura deve ser acompanhado de suplementação de potássio (MELO et al., 2007).

Os demais atributos químicos de fertilidade (Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al, SB, CTC e V %) não foram afetados pelos tratamentos (Tabela 7).

O teor de Ca²⁺ variou na faixa 16,2-19,0 mmol_c dm⁻³ no LVef e 9,2-12,6 mmol_c dm⁻³ para o LVd, valores considerados muito altos (RAIJ et al., 1997), de tal forma que não devem ter afetado a produtividade do milho. Nascimento (2004) encontrou aumento significativo na disponibilidade de Ca, usando doses de LE até 60 t ha⁻¹ em dois tipos de solos, porém o resíduo usado tinha sido tratado com cal.

O teor de Mg²⁺ variou na faixa 5,2-6,2 mmol_c dm⁻³ no LVef e 2,2-3,2 mmol_c dm⁻³ no LVd, valores considerados médios para o LVef e baixos para o LVd (RAIJ et al., 1997), de tal modo que podem ter influído de modo negativo na produtividade, principalmente no LVd, que ainda foi o mais produtivo. Estudos têm mostrado que a adição de lodos aumenta a concentração de Mg nas folhas de cana-de-açúcar, milho e sorgo (MELO et al., 2000).

A saturação por bases variou na faixa 34,0-41,6 % no LVef e 28,6-36,0 % no LVd, valores impróprios para a cultura do milho (RAIJ et al., 1997). Essa baixa saturação por bases está relacionada ao baixo teor de Mg²⁺ e ao elevado teor de H+Al e pode ser corrigida por meio de calagem.

Quanto à acidez potencial (H+Al), os valores variaram de 43,2 a 52,8 mmol_c dm⁻³ para o solo LVef e de 31,4 a 49,6 mmol_c dm⁻³ para o solo LVd, entretanto, não

apresentar diferença significativa entre os tratamentos, indicando que provavelmente pode estar relacionado à presença do alumínio no lodo de esgoto. Trannin et al. (2007) observou aumento do H+Al com aumento da dose de lodo de esgoto.

Tanto a soma de bases (SB) quanto a capacidade de troca catiônica (CTC) também não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos para os dois solos avaliados. O aumento da retenção de cátions pela carga orgânica fornecida pelo lodo torna-se extremamente importante para solos de baixa CTC e pobres em matéria orgânica, condição prevalecente nas regiões de clima tropical e nos solos da região Nordeste, especialmente pobres em matéria orgânica (OLIVEIRA et al., 2002). Silva et al. (1995) verificaram que o aumento dos teores de matéria orgânica do solo contribui para o aumento da CTC, mediante a geração de cargas negativas devido à alta concentração de matéria orgânica que o lodo possui.

Os dois solos estudados apresentaram comportamento diferente em relação à resposta dos atributos biológicos e bioquímicos à aplicação de doses de LE. No LVef, apenas a atividade da fosfatase ácida foi afetada pelos tratamentos, enquanto no LVd a respiração basal, a atividade da arilsulfatase e o quociente metabólico foram afetados (Tabela 8).

A atividade de fosfatase ácida, a respiração basal e o quociente metabólico tiveram comportamento semelhante, aumentando com a dose de LE, a dose 20 t ha⁻¹ diferiu do tratamento testemunha e, de modo geral, não houve diferença entre as doses de lodo de esgoto. O aumento da fosfatase ácida era fato esperado para algumas doses de lodo de esgoto pela presença de ésteres de fosfato no resíduo, sendo que em doses muito elevadas a presença de elementos-traço poderia causar inibição da enzima. Moreno et al. (2003), em experimento com lentilha e cevada em casa de vegetação, também verificaram que a atividade da fosfatase foi maior nos tratamentos com LE e atribuíram esse efeito à presença de substratos com fósforo orgânico.

O aumento da respiração basal e do quociente metabólico com a dose de LE também é fato esperado, pelo efeito tóxico de elementos-traço e de substâncias tóxicas (MARTINES et al., 2006). A atividade de arilsulfatase no LVd apresentou comportamento contrário, sendo maior no tratamento testemunha e não havendo diferenças entre as doses do resíduo. Tal resultado sugere que esta classe de enzimas

é mais sensível aos componentes tóxicos presentes no lodo de esgoto. Kunito et al. (2001) e Marschner et al. (2003) observaram efeito positivo da aplicação de lodo de esgoto sobre a atividade da arilsulfatase, bem como sua susceptibilidade ao efeito tóxico dos elementos-traço em doses superiores. Esses diferentes resultados denotam que existem comportamentos distintos para arilsulfatases em função do tipo de solo e de sua fertilidade, seja esta natural ou promovida pela ação antropogênica (MELO et al., 2007).

Santos et al. (2011) encontraram aumentos na biomassa microbiana após a aplicação de doses crescentes de resíduos industriais em virtude da disponibilidade de substratos orgânicos e nutrientes. Em experimento realizado por Trannin et al. (2007), após dois anos consecutivos da aplicação de LE no cultivo de milho, foram constatadas alterações na matéria orgânica do solo e aumento na biomassa microbiana. Lopes (2002) também observou aumento na respiração basal do solo com o incremento no conteúdo de matéria orgânica e nutrientes. A adição de matéria orgânica aumenta a liberação de CO₂, atribuída, principalmente, às populações metabolicamente ativas, que são as mais afetadas pelo excesso de elementos-traço no solo (INSAM et al., 1996).

Sendo assim, o aumento da respiração basal do solo no tratamento que recebeu a dose 20 t ha⁻¹ pode ser devido às elevadas concentrações de elementos-traço e de matéria orgânica presentes no LE. Segundo Brookes (1995), o qCO₂ pode ser interpretado como eficiência microbiana, já que se trata da avaliação da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia utilizada para síntese de biomassa, ocorrendo, em muitos casos, maior consumo de energia em estados de estresse.

Isso sugere que a aplicação de LE nas doses estudadas por dezesseis anos não foi suficiente para afetar a biomassa microbiana do solo. De acordo com Lo et al. (1992), o material orgânico presente no lodo de esgoto atua na complexação de metais, reduzindo sua disponibilidade a curto prazo e, conseqüentemente, sua toxicidade. Ao mesmo tempo, fornece carbono e energia para os micro-organismos do solo. Tal fato pode ter ocorrido, mas o aumento na respiração sem o respectivo aumento na biomassa microbiana sugere a ocorrência de efeito tóxico do lodo de esgoto, nas doses mais elevadas, sobre a microbiota do solo.

Os resultados para a atividade de hidrólise do diacetato de fluoresceína indicam que a atividade microbiana global do solo não foi afetada pela aplicação do lodo de esgoto no solo, resultado corroborado pelo obtido com a atividade de desidrogenases. Em outros trabalhos, a hidrólise do FDA não foi afetada pela aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto, de curtume, de celulose e composto de lixo urbano (SANTOS et al., 2011).

Trannin et al., (2007), ao estudarem a aplicação de lodo de esgoto industrial no cultivo de milho, observaram que, após dois anos consecutivos da aplicação de doses de até 24 t ha⁻¹, houve incrementos no C e no N da biomassa microbiana, respiração basal e a atividade de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA).

Tabela 8. Atributos bioquímicos em Latossolo Vermelho eutrófico e Latossolo Vermelho distrófico, na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamento	CBM	Respiração Basal	Desidrogenase	Arilsulfatase	Fosfatase Ácida	Hidrólise do FDA	q CO ₂
t ha ⁻¹ de LE	mg kg ⁻¹ C	mg kg ⁻¹ h ⁻¹ CO ₂	mg kg ⁻¹ h ⁻¹ TPF	mg kg ⁻¹ h ⁻¹ PNF	mg kg ⁻¹ h ⁻¹ PNF	mg kg ⁻¹ h ⁻¹ fluoresceína	mg mg ⁻¹
LATOSSOLO VERMELHO eutrófico							
0	412,23 a	3,10 a	0,92 a	12,29 a	126,88 b	41,51 a	0,0074 a
5	432,39 a	3,66 a	0,90 a	19,21 a	139,28 ab	41,69 a	0,0092 a
10	451,41 a	3,60 a	1,16 a	11,18 a	169,93 ab	39,84 a	0,0082 a
20	443,97 a	3,48 a	0,98 a	20,1 a	185,95 a	44,42 a	0,0080 a
Média	435,00	3,46	0,99	15,7	155,51	41,87	0,0082
CV (%)	16,7	15,4	41,8	40,6	24,7	18,8	22
LATOSSOLO VERMELHO distrófico							
0	241,58 a	1,80 b	0,49 a	14,45 a	79,72 a	34,07 a	0,0064 b
5	275,41 a	1,74 b	0,59 a	7,03 b	125,21 a	32,23 a	0,0076 ab
10	267,41 a	2,03 ab	0,87 a	8,60 b	131,84 a	40,89 a	0,0078 ab
20	294,88 a	2,72 a	0,80 a	7,42 b	117,4 a	39,53 a	0,0098 a
Média	269,82	2,07	0,69	9,38	113,54	36,68	0,0079
CV (%)	24,9	28	51,4	43	33,8	17,3	20,7

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

Conclusões

A adição do LE aumentou o teor de P nos dois latossolos e o teor de matéria orgânica no LVd.

A dose de 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, promoveu incremento na atividade da enzima fosfatase ácida no solo LVef e na respiração basal e no quociente metabólico do solo LVd, podendo ser associado com o aumento da qualidade do solo.

Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004. **Resíduos Sólidos - Classificação**, 2004.

ABREU Jr., C.H.; MURAOKA, T. & OLIVEIRA, F.C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 769-780, 2002.

ALLEONI, L.R.F.; IGLESIAS, C.S.M.; MELLO, S.C.; CAMARGO, O.A.; CASAGRANDE, J.C. & LAVORENTI, N.A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Sci. Agr.**, v. 27, p. 729, 2005.

ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biol. Bioc.**, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

ARAÚJO, A. S. F., SANTOS, V.B., MELO, W.J., BROOKES, P.C. Determinação da biomassa microbiana do solo. In: FIGUEIREDO, M.V.B., BURITY, H.A., OLIVEIRA, J.P., SANTOS, C.E.R., STANFORD, N.P. (eds.). **Biotecnologia Aplicada à Agricultura, Brasília**, Embrapa Informação Tecnológica; Recife, Instituto Agrônômico de Pernambuco, 2010. p. 583-606.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v. 19, p. 269-279, 1995.

CARDOSO, E. J. B. N.; FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Org.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p. 197-202.

CEOLATO, L.C. **Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um Argissolo**. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas. 2007. 52f. (Dissertação de mestrado).

DEBOSZ, K.; PETERSEN, S.O.; KURE, L.K.; AMBUS, P. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied and Soil and Ecology**, v. 19, p. 237-248, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EIVAZI, F. & TABATABAI, M.A. Phosphatases in soils. **Soil Biol. Biochem.**, v. 9, p. 167-172, 1977.

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, p. 65-77, 2005.

FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 533-542, 1999.

GARCIA-GIL, J.C.; PLAZA, C.; SOLER-ROVIRA, P.; POLO, A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biol. Biochem.**, v. 32, p. 1907-1913, 2000.

HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable NH_4 , and crop yields. **Soil Science**, v. 119, p. 227-237, 1975.

HUE, N.V.; AMIEN, I. Aluminum detoxification with green manures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 20, p. 1499-1511, 1989.

INSAM, H.; HUTCHINSON, T.C.; REBER, H.H. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. **Soil Biol. Biochem.**, v. 28, p. 691-694, 1996.

KUNITO, T.; SAEKI, K.; SHIGEKO GOTO, S.; HAYASHI, H.; OYAIZU, H. & MATSUMOTO, S. Copper and zinc fractions affecting microorganisms in long-term sludge amended soils. **Biores. Technol.**, v. 79, p. 135-146, 2001.

LO, K. L. S.; YANG, W. F.; LIN, Y. C. Effects of organic matter on the specific adsorption of heavy metals by soils. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 34, p. 139-153, 1992.

LOPES, R.A.P. **Monitoramento de propriedades físicas do solo sob dois sistemas de preparo na sucessão soja-milho no período de três anos.** Cascavel, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2002. 73 p. (Dissertação de Mestrado)

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MARSCHNER, P., KANDELER, E., MARSCHNER, B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. **Soil Biol. Biochem.**, v. 35, p. 453-461, 2003.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MELO, W.J. **Variação do N-amoniaco e N-nitrato em um latossolo roxo cultivado com milho (*Zea mays* L.) e com lablab (*Dolichos lallab* L.)**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1974. 104p.(Tese de Doutorado).

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, p. 449-455, 1994.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V.P. O uso agrícola do bio-sólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A.J; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.s). **Bio-sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 289-363.

MELO, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA, Z.M.; CENTURION, J.F.; MELO, W.J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com bio-sólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 1, p. 67-72, 2004.

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 Biol. Biochem.**, v. 39, p. 1341-1347, 2007.

MELO, W.J.; MELO, G.M.P.; ARAUJO, A.S.F. & MELO, V.P. Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo. In: FIGUEIREDO, M.B.V.; BURITY, H.A.; OLIVEIRA, J.P.; SANTOS, C.E.R.S. & STANFORD, N.P. **Biotecnologia aplicada à agricultura:**

textos de apoio e protocolos experimentais. 1.ed. Brasília, Recife: Embrapa Informação Tecnológica, Instituto Agrônomo de Pernambuco, 2010, p. 153-187.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análises.** Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. & FRANCHINI, J.C. **Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais.** Inf. Agron., 92:8, 2000. (Encarte Técnico)

MORENO, J.L., GARCIA, C., HERNANDEZ, T. Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 54, p. 377–386, 2003.

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

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 505-519, 2002.

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 de Campinas, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

RAIJ, B. Van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAÚJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass in two different soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 1, p. 146-151, 2011.

SANTOS, L.M.; MILORI, D.M.B.P.; SIMÕES, M.L.; SILVA, W.I.L.; PEREIRA-FILHO, E.R.; MELO, W.J. & MARTIN-NETO, L. Characterization by Fluorescence of Organic Matter from Oxisols under Sewage Sludge Applications. **Soil Sci.Soc. Am. J.**, v. 74, p. 94, 2010.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974. 56p.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT: User's Guide**. Version 9.2. Cary: SAS Institute, 2009. 7869p.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S. Características agrotecnológicas, teores de nutrientes e de elementos-traço em cana-de-açúcar (soqueira), cultivada em solos adubado com o lodo de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Anais...** Viçosa: SBCS/UFV, 1995. p. 2279-2287.

STAMATIADIS, S.; WERNER, M.; BUCHNAN, M. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field. **Applied Soil Ecology**, v. 12, p. 217 - 225. 1999.

STUCZYNSKI, T.; SIEBIELEC, G.; DANIELS, W.L.; McCARTY, G.; CHANEY, R.L. Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with **Biosolids**. **J. Environ. Qual.**, v. 36, p. 1154-1162. 2007.

TRANNIN, I.C. de B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos aplicação biossólido industrial e cultivo milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1173-1184, 2007.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA, 2000. p.69-106.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils**. Metod 3050b. Washington, EPA, 1996. 12p.

VITTI, G.C. **Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta**. Jaboticabal, FUNEP, 1989. 37p.

VOLPE, C. A.; CUNHA, A. R. **Dados meteorológicos de Jaboticabal no período de 1971-2000**, Jaboticabal, Comissão de Assuntos Relevantes da Câmara Municipal de Jaboticabal, 2008. 60p.

YAN, F., SCHUBERT, S., MENGEL, K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. **Soil Biol. Biochem.**, v. 28, p. 617–624, 1996.

CAPÍTULO 3 – PRODUTIVIDADE E ESTADO NUTRICIONAL DE PLANTAS DE MILHO CULTIVADAS EM LATOSSOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS

Resumo

O lodo de esgoto (LE) é o resíduo que se obtém após o tratamento do esgoto, permitindo o retorno da água aos mananciais. A adição de lodo de esgoto ao solo tem aspectos positivos para a melhoria dos solos agrícolas, uma vez que contêm nutrientes como fósforo, nitrogênio, enxofre, zinco, dentre outros, além de propiciar melhorias em atributos químicos e físicos do solo pelo elevado teor de matéria orgânica. O objetivo do trabalho é avaliar os efeitos da aplicação do lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos em Latossolo Vermelho eutrófico e Latossolo Vermelho distrófico na produtividade do milho e no fornecimento de nutrientes à cultura. O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 4 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos foram: T1= 0 testemunha (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T2 = 5 t ha⁻¹ LE, T3= 10 t ha⁻¹ LE e T4= 20 t ha⁻¹ LE (base seca). Doses de lodo de esgoto de até 20 t ha⁻¹ aplicadas por dezesseis anos consecutivos aumentaram a produtividade da cultura de milho. Os teores de macro e micronutrientes nas folhas das plantas de milho adubadas com lodo de esgoto mostraram-se satisfatórios, indicando o potencial agrícola de recomendação para uso agrônomo.

Termos de indexação: biossólido, macronutrientes, micronutrientes, *Zea mays* L., resíduo urbano, impacto ambiental.

Introdução

Lodo de esgoto (LE) é resíduo semi-sólido, predominantemente orgânico, com teores variáveis de componentes inorgânicos, proveniente do tratamento de águas residuárias domiciliares ou industriais (ANDRADE, 1999).

Para evitar o acúmulo de LE nas estações de tratamento de esgotos (ETEs), é comum sua disposição em aterros sanitários ou sua incineração, o que causa efeitos deletérios ao meio ambiente como eutrofização, poluição do solo, do ar e de lençóis freáticos (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

No Estado de São Paulo, onde se concentra a maior parte das estações de tratamento, já se ultrapassou, há alguns anos, a produção de 100 toneladas de lodo seco por dia (OLIVEIRA, 2000). Conforme previsão de Tsutiya (2000), a produção de LE em base seca na região metropolitana de São Paulo será de 785 toneladas diárias em 2015.

A utilização do lodo de esgoto em solos agrícolas tem como principal benefício a incorporação dos macronutrientes (N e P) e dos micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn e Mo) (BETTIOL & CAMARGO, 2007). Pode-se dizer que, normalmente, o lodo de esgoto é uma fonte de nutrientes para as culturas. No entanto, é preciso conhecimento da sua composição, para se calcular a quantidade adequada a ser incorporada sem correr o risco de toxicidade às plantas e, em certas situações, aos animais e ao homem, como também não poluir o ambiente (CETESB, 1999). Entretanto, os lodos são pobres em K, sendo necessária complementação com fertilizantes minerais para que a produtividade seja garantida.

Devido à alta quantidade de matéria orgânica, o lodo de esgoto, quando incorporado ao solo, melhora os atributos físicos do solo, o que possibilita maior aeração. Além disso, pode proporcionar aumento na CTC e no valor de pH, redução nas concentrações de Al^{3+} trocável, além de ser fonte de macro e micronutrientes para as culturas (MELO & MARQUES, 2000).

Melo & Marques (2000) apresentam informações sobre o fornecimento de nutrientes pelo lodo de esgoto para as seguintes culturas: cana-de-açúcar, milho, sorgo e azevém. Existem, ainda, informações do aproveitamento do lodo de esgoto para

arroz, aveia, trigo, pastagens, feijão, soja, girassol, café e pêssego (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

A utilização do lodo de esgoto em solos exige um manejo adequado para que a produtividade seja máxima e não haja problemas de degradação e poluição do solo, da água e do meio ambiente (OLIVEIRA, 2008).

Melo et al. (2007) observaram que a utilização do lodo ($67,5 \text{ t ha}^{-1}$, base seca) como fertilizante para a cultura do milho propiciou produtividade de grãos superior ($8,6 \text{ t ha}^{-1}$) às obtidas com aplicação de adubos minerais ($5,6 \text{ t ha}^{-1}$). Silva et al. (2002) também verificaram maior produtividade de grãos de milho ($6,2 \text{ t ha}^{-1}$) em relação à testemunha absoluta ($2,2 \text{ t ha}^{-1}$) e à adubação NPK ($3,9$ a $4,7 \text{ t ha}^{-1}$) por três anos, após uma única aplicação de lodo, demonstrando seu efeito residual.

Lemainski & Silva (2006), utilizando lodo de esgoto da CAESB, concluíram que o lodo foi 21 % mais eficiente na produção de grãos de milho, quando comparado ao fertilizante mineral, obtendo produtividade média de dois cultivos acima de $6,50 \text{ t ha}^{-1}$ nas doses de 30 e 45 t ha^{-1} de lodo de esgoto úmido.

O objetivo do trabalho é avaliar os efeitos da aplicação do lodo de esgoto por dezesseis anos consecutivos em Latossolo Vermelho eutrófico e Latossolo Vermelho distrófico na produtividade do milho e no fornecimento de nutrientes à cultura.

Material e métodos

Os tratamentos foram instalados pela décima sexta vez, utilizando as mesmas parcelas do experimento instalado no ano agrícola 1997/98, em Jaboticabal-SP, Brasil ($21^{\circ}15'22'' \text{ S}$ e $48^{\circ}15'18'' \text{ W}$, altitude de 618 m), local cujo clima é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen, clima tropical com estação seca de inverno (VOLPE & CUNHA, 2008).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com quatro tratamentos (doses de LE) e cinco repetições, em parcelas com 60 m^2 ($6 \times 10 \text{ m}$). O experimento foi conduzido em duas áreas experimentais, uma com Latossolo Vermelho eutrófico (LVef), área 1, e a outra com Latossolo Vermelho distrófico (LVd), área 2.

No primeiro ano, as doses de LE foram: 0 (testemunha, sem aplicação de LE e sem fertilização mineral); $2,5 \text{ t ha}^{-1}$ LE; $5,0 \text{ t ha}^{-1}$ LE e $10,0 \text{ t ha}^{-1}$ LE, base seca. A dose

5 t ha⁻¹ de LE foi estabelecida para fornecer o N exigido pela planta de milho, admitindo-se que 1/3 do N contido no resíduo seria disponibilizado para a cultura. A partir do segundo ano, optou-se por adubar o tratamento testemunha de acordo com a análise do solo e as recomendações de Raij et al. (1997). A partir do quarto ano, as parcelas que recebiam 2,5 t ha⁻¹ de LE passaram a receber 20 t ha⁻¹, doses que passaram a ser usadas até o presente momento. Assim, os tratamentos utilizados no décimo sexto ano foram: 0 (testemunha, sem aplicação de LE e com fertilização mineral); 5 t ha⁻¹ LE; 10,0 t ha⁻¹ LE; e 20,0 t ha⁻¹ LE, base seca.

Nos tratamentos com LE, foi feita aplicação de fertilizantes minerais, se necessário, de modo que recebessem as mesmas quantidades de N, P, K.

O milho (*Zea mays* L.) foi a cultura utilizada nos anos agrícolas 1996/1997 a 2001/2002, já nos anos 2002/2003 e 2003/2004 utilizou-se, respectivamente, o girassol (*Helianthus annuus* L.) e a crotalária (*Crotalaria juncea* L.), visando à rotação de cultura. Nos anos de 2004/2005 a 2007/2008, a cultura foi o milho. No ano agrícola 2008/2009 utilizou-se o girassol e a partir do ano 2009/2010 até 2012/2013 utilizou-se novamente o milho.

O lodo de esgoto usado nos dezesseis anos de experimentação foi obtido em diferentes Estações de Tratamento de Esgoto operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP): dos anos agrícolas 1996/1997 a 2004/2005, utilizou-se o lodo de esgoto da cidade de Barueri; nos anos 2005/2006 a 2006/2007 de Franca; nos anos 2007/2008 a 2008/2009 de Barueri e, a partir do ano agrícola 2010/2011 a 2012/2013, foi obtido da cidade de Monte Alto, SP.

A caracterização química do lodo de esgoto usado neste décimo sexto ano foi realizada em uma amostra composta formada por seis amostras simples, coletadas em diferentes pontos da massa do resíduo (ABNT, 2004). A concentração de N foi determinada pelo método de Kjeldahl (MELO, 1974); o P, por espectrofotometria (MALAVOLTA et al., 1997); o K, por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974); o S, por turbidimetria (VITTI, 1989); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica no extrato da digestão com HNO₃ + H₂O₂ + HCl segundo método 3050b (USEPA, 1996). Os resultados obtidos foram N= 46,9 g kg⁻¹; P₂O₅= 20,84 g kg⁻¹; K₂O= 2,8 g kg⁻¹; Ca= 20,1 g kg⁻¹; Mg= 1,33 g kg⁻¹; Cl= 1,14 g kg⁻¹; S= 2,38 g kg⁻¹; Cu=

372,55 mg kg⁻¹; Fe= 4100,00 mg kg⁻¹; Mn= 529,3 mg kg⁻¹; Zn= 748,30 mg kg⁻¹; B= 51,65 mg kg⁻¹; Mo= 1,77 mg kg⁻¹; Cd= 1,27 mg kg⁻¹; Cr= 15,45 mg kg⁻¹; Pb= 57,28 mg kg⁻¹; Ba= 2,36 mg kg⁻¹; Ni= 34,53 mg kg⁻¹ e Co= 15,04 mg kg⁻¹; As= 4,5 mg kg⁻¹; Hg= 3,2 mg kg⁻¹; Se= <0,05, base seca.

O lodo de esgoto foi aplicado a lanço, com a umidade com que chegou da ETE (5 %), uniformemente distribuído na área total, e incorporado por meio de gradagem leve (0,10 m de profundidade).

Após a aplicação do lodo de esgoto, as parcelas foram sulcadas em espaçamento de 0,90 m e o fertilizante mineral (NPK) foi aplicada no sulco de semeadura.

O milho (híbrido 2B710PW DOW) foi semeado logo após a fertilização mineral. A semeadura do milho foi realizada no espaçamento de entrelinhas de 0,90 m, com 7 a 8 sementes por metro linear.

A fertilização mineral (NPK) foi aplicada no sulco de semeadura, utilizando-se, no tratamento testemunha, 30 kg de N ha⁻¹, 50 kg de P₂O₅ ha⁻¹ e 50 kg de K₂O ha⁻¹, sendo utilizados como fonte desses nutrientes o sulfato de amônio (21% N), o superfosfato simples (18% P₂O₅) e o cloreto de potássio (60% K₂O). Nas parcelas com lodo de esgoto, foram aplicados, no sulco de semeadura, 36 e 22 kg ha⁻¹ de K₂O nas parcelas que receberam as doses de 5 e 10 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, respectivamente.

A adubação de cobertura foi realizada aos 40 dias após a semeadura. Foram aplicados 140 kg ha⁻¹ de N e 40 kg ha⁻¹ de K₂O nas parcelas dos tratamentos testemunha e 40 kg ha⁻¹ de K₂O nas parcelas dos tratamentos 5, 10 e 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto. As fontes de nutrientes utilizadas nas coberturas foram sulfato de amônio (21 % N) e cloreto de potássio (60 % K₂O).

Aos 60 DAE foram coletadas amostras de folhas para fins de diagnose foliar. Em cada parcela foram colhidas a folha abaixo e oposta à primeira espiga (MALAVOLTA et al., 1997) de 10 plantas aleatórias. As amostras foram lavadas com solução de água + detergente neutro (1 mL L⁻¹), água corrente, água destilada e água desionizada. Após a lavagem, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel perfurados e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar e mantidas a 65-70 °C até obtenção de massa constante. Depois de secas, foram pesadas, moídas em moinho tipo Willey

equipado com facas de inox e peneira de 40 mesh, também em inox, acondicionadas em sacos de polietileno devidamente identificados e armazenadas em câmara seca até a realização das análises.

Para avaliação da produtividade, colheram-se as espigas das plantas de 3 m da linha central de cada parcela, aos 128 DAE. As espigas foram despalhadas, deixadas ao ar e à sombra para completar a secagem e debulhadas. Os grãos foram secos em estufa com circulação forçada de ar, mantida a 60–70 °C até obtenção de massa constante, pesados, moídos e armazenados da mesma forma que as amostras de planta. A umidade foi corrigida para 13% (EMBRAPA, 2007).

O estado nutricional das plantas foi avaliado por meio da quantificação dos teores de macro e micronutrientes contidos na folha para diagnose foliar, utilizando-se os valores descritos em MALAVOLTA et al. (1997).

O teor de N-Kjeldahl foi determinado no extrato sulfúrico (MELO, 1974). Os teores de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados no extrato obtido com HNO₃, HCl e H₂O₂ concentrados e a quente segundo método 3050b (USEPA, 1996). O P foi determinado por colorimetria (MALAVOLTA et al., 1997), o Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn por espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar-acetileno, o K por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974) e o S por turbidimetria (VITTI, 1989).

Os teores de Mo foram determinados por colorimetria, e os teores de B com Azometina-H, também por colorimetria (TEDESCO et al., 1995).

Nos casos em que a concentração no extrato esteve abaixo do limite de detecção do método analítico, calculou-se o limite de detecção (LD), conforme método descrito em Giné-Rosias (1998).

Os resultados obtidos para os atributos avaliados foram submetidos à análise da variância usando o software SAS (SAS, 2009). Utilizou-se o teste de Duncan para comparação de médias ($p \leq 0,05$).

Resultados e discussão

O uso do lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho proporcionou produtividade de 10,01 t ha⁻¹ no LVef e 11,09 t ha⁻¹ no LVd, enquanto a fertilização mineral no tratamento testemunha produziu 7,81 t ha⁻¹ no LVef e 8,80 t ha⁻¹ no LVd

(Tabela 9). Esse resultado pode ser atribuído a melhorias nas condições físico-químicas que o lodo de esgoto proporciona ao solo, principalmente pelo fornecimento de matéria orgânica, que melhora a estrutura do solo, e de nutrientes como o N, P, Ca e outros.

No solo LVef houve efeito do LE, o que não foi observado no LVd, o que reforça o efeito nas propriedades físicas do solo. Segundo Martins et al. (2003), as maiores produtividades alcançadas com a utilização do lodo de esgoto não se devem apenas ao fornecimento de nutrientes, mas também ao possível efeito do lodo nas propriedades físicas do solo, principalmente relacionados com aeração.

Anjos & Mattiazzo (2000) e Nogueira et al. (2006) também não encontraram diferenças significativas na produtividade de grãos de milho dos tratamentos com lodo de esgoto e adubação convencional. Melo et al. (2007) observaram que a utilização do lodo (dose acumulada em 6 anos de aplicação anual de 67,5 t ha⁻¹, base seca) como fertilizante para a cultura do milho propiciou produtividade de grãos superior (8,6 t ha⁻¹) às obtidas com aplicação de adubos minerais (5,6 t ha⁻¹).

A produtividade alcançada em todos os tratamentos, inclusive o que recebeu fertilização mineral, superou a produtividade média nacional (6,8 t ha⁻¹) no mesmo ano agrícola (CONAB, 2013).

Tabela 9. Produtividade do milho cultivado em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamento t ha ⁻¹ de LE	Produtividade (t ha ⁻¹)	
	LVef	LVd
0	7,81 b	8,80 a
5	8,62 ab	9,49 a
10	9,28 ab	10,80 a
20	10,01 a	11,09 a
CV (%)	15,6	17,7

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca; LVef = Latossolo Vermelho eutroférico; LVd = Latossolo Vermelho distrófico. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

No solo LVef, a produtividade da testemunha foi menor em comparação aos tratamentos que receberam lodo de esgoto. Isso pode ter ocorrido porque na testemunha não foram utilizados fertilizantes com micronutrientes para suprir as necessidades nutricionais das plantas, resultando na restrição da produção de grão das mesmas.

Trannin et al. (2005) obtiveram produtividade de 8,19 e 11,80 t ha⁻¹ de grãos com a aplicação de 22 e 23 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca) no primeiro e segundo cultivos, respectivamente. Gomes et al. (2007) obtiveram a maior produtividade do milho (6,1 t ha⁻¹) com a utilização de 26 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca) e ressaltaram que a obtenção desses valores se deu principalmente pelo altos teores de nutrientes do resíduo.

A concentração foliar de macronutrientes, tanto no Latossolo Vermelho eutroférico quanto Latossolo Vermelho distrófico, pode ser observada na tabela 10.

Adotando uma faixa de concentração de nutrientes considerada adequada nas folhas de milho (MALAVOLTA et al., 1997), a concentração foliar de nitrogênio em todos os tratamentos estava acima dessa faixa (27,5 – 32,5 g kg⁻¹). No solo LVef, não houve diferença significativa entre os tratamentos para os macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S), indicando que, adicionados ao solo pelo LE, não houve absorção de luxo pelas plantas. Entretanto, no solo LVd, houve diferença entre os tratamentos para todos os macronutrientes, e os tratamentos com lodo de esgoto apresentaram maiores valores que a testemunha. No solo LVd, o teor de N variou de 45,31 a 51,50 g kg⁻¹, sendo os maiores teores observados nas doses de 10 e 20 t ha⁻¹. Esses resultados são concordantes com Cunningham et al. (1975), os quais relacionaram a maior disponibilidade de N no solo em consequência da aplicação de lodo de esgoto.

O P apresentou maior concentração com as doses de 10 e 20 t ha⁻¹. Os teores observados estão abaixo do limite inferior da faixa de concentração adequada do nutriente (2,5 – 3,5 g kg⁻¹) como citado por Malavolta et al. (1997). Ayuso et al. (1992), pressupõem maior absorção desse elemento pelas plantas em decorrência de sua presença, em quantidades satisfatórias no LE. Contudo, outros autores como Carvalho & Barral (1981), salientaram que a maior disponibilidade de P é função não só da pura e

simples presença do elemento no LE, mas também pelos efeitos da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo.

Tabela 10. Macronutrientes em folhas para diagnose foliar de plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	Ca	K	Mg	N	P	S
t ha ⁻¹ de LE	g kg ⁻¹					
LATOSSOLO VERMELHO eutrófico						
0	3,52 a	13,97 a	1,87 a	44,23 a	1,18 a	1,17 a
5	3,60 a	14,70 a	1,83 a	44,82 a	1,15 a	1,44 a
10	4,05 a	14,65 a	2,01 a	44,82 a	1,18 a	1,72 a
20	4,11 a	14,31 a	1,88 a	44,82 a	1,33 a	1,96 a
Média	3,82	14,41	1,9	44,68	1,21	1,57
CV %	13,7	4,4	18,7	2,7	10,1	42,8
LATOSSOLO VERMELHO distrófico						
0	3,05 b	11,81 c	1,65 b	45,31 b	0,45 c	0,25 b
5	4,93 a	12,83 b	2,32 a	48,58 ab	0,50 bc	0,35 ab
10	5,06 a	13,33 ab	2,44 a	50,39 a	0,57 ab	0,41 ab
20	5,00 a	14,03 a	2,60 a	51,50 a	0,61 a	0,39 a
Média	4,51	13,00	2,25	48,95	0,54	0,35
CV %	10,9	5,5	15,3	4,6	12,9	28,0

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

O teor de K variou de 13,97 a 14,70 g kg⁻¹ no LVef e de 11,81 a 14,03 g kg⁻¹ para o LVd, teores abaixo do limite inferior da faixa de concentração adequada do nutriente (17,5 – 22,5 g kg⁻¹) como citado por Malavolta et al. (1997). Mesmo assim, no solo LVd observa-se maior teor de K nos tratamentos com adição de lodo de esgoto. Segundo Silva et al. (2001) a complementação potássica é frequentemente apontada como imprescindível para a obtenção de boas produções no uso do LE como fertilizante, uma vez que o mesmo é pobre nesse elemento.

Para os teores de Ca e Mg, observa-se que houve efeito do lodo de esgoto no LVd, entretanto, os teores se encontravam abaixo do adequado para a cultura do milho,

2,5 a 4,0 g kg⁻¹, provavelmente não houve deficiência porque a produtividade foi alta, apesar dos baixos teores.

A concentração de S nas folhas do milho esteve abaixo do limite inferior da faixa ideal recomendada para a cultura do milho (1,5 – 2,0 g kg⁻¹) em todos os tratamentos nos dois solos (MALAVOLTA et al., 1997). Os teores variaram de 1,17 a 1,96 g kg⁻¹ para o solo LVef e de 0,25 a 0,41 g kg⁻¹ para o solo LVd. No solo LVd, as folhas de milho apresentaram maiores valores desse elemento nos tratamentos com incorporação de LE. O baixo teor de S pode estar relacionado com a deficiência no LE. Merlini et al. (2010) obtiveram teores de 0,42 a 0,49 g kg⁻¹ de S nas folhas de milho com adição de LE.

Quanto ao teor de micronutrientes presentes nas folhas para diagnose foliar no milho cultivado nos dois Latossolos após 16 anos de aplicação de lodo de esgoto (Tabela 11), observa-se que o Cu e o Fe encontraram-se dentro da faixa de concentração considerada adequada para a prática agrônômica (6 – 20 mg kg⁻¹ para o Cu e 50 – 250 mg kg⁻¹ para o Fe) (MALAVOLTA et al., 1997).

Para o solo LVd, houve efeito de tratamento e a dose de 20 t ha⁻¹ de LE diferiu dos demais tratamentos, sendo que o teor foliar de Mn esteve dentro da faixa considerada ideal para a cultura (50 – 150 mg kg⁻¹). Os baixos valores foliares de Mn podem estar relacionados à baixa concentração desse elemento no solo e no LE utilizado, de tal modo que a dose 20 t ha⁻¹ no LVd conseguiu suprir de forma adequada o nutriente. Apesar dos baixos valores, as plantas não apresentaram sintomas visíveis de deficiência. Anjos (1999) constatou, ao comparar os teores de Mn nos tratamentos com e sem lodo de esgoto, diferença significativa, sendo que os maiores teores de Mn foram obtidos dos tratamentos que receberam lodo de esgoto. Gomes et al. (2007) também observaram concentrações foliares de Mn abaixo do ideal para as plantas de milho, mesmo com a utilização de 60,5 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca). Merlini et al. (2010) observaram decréscimo do teor de Mn com a aplicação do LE após 11 anos de experimento nessa mesma área.

O teor de Mo nas folhas de milho encontraram-se abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Com relação ao B, os valores nas folhas variaram de 1,33 a 1,53 mg kg⁻¹ no LVef e de 0,90 a 1,13 mg kg⁻¹ no LVd.

Tabela 11. Micronutrientes em folhas para diagnose foliar de plantas de milho cultivadas em Latosolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
t ha ⁻¹ de LE	mg kg ⁻¹					
LATOSSOLO VERMELHO eutroférico						
0	1,33 a	12,34 b	235,37 a	53,86 a	<0,001	43,96 a
5	1,62 a	12,22 b	244,42 a	55,15 a	<0,001	43,35 a
10	1,44 a	13,17 ab	252,83 a	53,48 a	<0,001	43,75 a
20	1,53 a	14,30 a	257,73 a	62,18 a	<0,001	47,84 a
Média	1,48	13,00	247,59	56,17	-	44,72
CV %	10,1	10,3	13,5	23,4	-	58,4
LATOSSOLO VERMELHO distrófico						
0	1,03 a	10,01 b	127,12 b	35,17 b	<0,001	24,84 b
5	1,13 a	10,22 ab	138,27 ab	35,66 b	<0,001	35,95 b
10	0,98 a	11,35 a	150,03 a	41,41 b	<0,001	63,62 b
20	0,90 a	11,54 a	145,78 ab	84,14 a	<0,001	76,97 a
Média	1,01	10,78	140,29	50,89	-	75,34
CV %	12,2	9,5	10,8	24,2	-	44,8

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

Os teores de Zn nas folhas de milho aumentaram de modo significativo no solo LVd, em que a dose de 20 t ha⁻¹ de LE promoveu os maiores teores de Zn após 16 anos de experimento. Os teores observados estão dentro da faixa considerada ideal para a cultura (50 – 150 mg kg⁻¹). Outros autores também constataram relação positiva entre a aplicação de lodo de esgoto e aumento nos teores de Zn absorvido pelas culturas (MARTINS et al., 2003; GOMES et al., 2007). Anjos & Mattiazzo (2000) constataram que os teores de Zn nas folhas de plantas de milho foram sempre maiores nos tratamentos com adição do resíduo.

Apesar da variação nos teores dos nutrientes, considerando a faixa de concentração ideal para a cultura do milho (MALAVOLTA et al., 1997), não foram

constatados sintomas de excesso ou deficiência nutricional nas plantas, indicando o bom estado nutricional que pode ser evidenciado pela elevada produtividade obtida em todos os tratamentos.

Conclusões

Doses de lodo de esgoto de até 20 t ha⁻¹ aplicadas por dezesseis anos consecutivos no solo LVef aumentaram a produtividade da cultura de milho.

Os teores de N, Ca, Cu, Fe e Zn na folha diagnose das plantas de milho adubadas com lodo de esgoto encontraram-se dentro da faixa de concentração considerada adequada para a cultura, indicando o potencial agrícola de recomendação para uso agrônômico.

Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004. **Resíduos Sólidos - Classificação**, 2004.

ANDRADE, C.A. Nitratos e elementos-traço no solo e em plantas de *Eucalyptus grandis* após aplicação de biossólido da ETE de Barueri. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 1999. 65 p. (Dissertação de mestrado).

ANJOS, A.R.M. DOS & MATTIAZZO, M.E. Elementos-traço em plantas de milho cultivadas em LATOSSOLOS repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agricola**, v. 57, p. 769-776, 2000.

ANJOS, A.R.M. Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com lodo de esgoto e disponibilidade de elementos-traço para plantas de milho. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 1999. 191 p. (Tese de doutorado).

AYUSO, M; HERNÁNDEZ, T; GARCIA, C.; COSTA, F. Utilización de un lodo aerobio como substitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos. **Suelo y Planta**, Madrid, v.2, n.2, p.271-280, 1992.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto na agricultura: potencial de uso e problemas**. TEC Hoje, Belo Horizonte, p. 1-4, 2007.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. **Fertilizantes**, São Paulo, v.3, n.2,p.1-4, 1981.

CETESB. **Aplicação de lodo de sistema de tratamento em áreas agrícolas; critério para projeto e operação: manual técnico**. São Paulo, 1999. 32 p. (CETESB NORMA P 4230).

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento - **Acompanhamento de safra brasileira: grãos, nono levantamento, julho 2013** – Brasília: Conab, 2013.

CUNNINGHAM, I.D.; KEENEY, D.R. & RYAN, J.A. Yield and metal composition of crop and rye grown on sewage amended soil. **J. Environ. Qual.**, v. 4, p. 35-42, 1975.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja - região central do Brasil - 2007**. Londrina: Embrapa Soja, Embrapa Cerrados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2007. 225 p.

GINÉ-ROSIAS, M.F. **Espectrofotometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES)**. Piracicaba: CENA, 1998. 148p. (Série Didática, v.3)

GOMES, S.B.V.; NASCIMENTO, C.W.A.; BIONDI, C.M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, p.459–465, 2007.

LEMANSKI, J.; SILVA, J.E. da. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.741-750, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319p.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v.27, p.563-574,2003.

MELO, W. J. ; AGUIAR, P. S.; 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, p. 1341-1347, 2007.

MELO, W.J. de; MARQUES, O.M. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.139-142.

MELO, W.J. **Variação do N-amoniaco e N-nítrico em um Latossolo Roxo cultivado com milho (*Zea mays* L.) e com labe-labe (*Dolichos lab lab* L.)**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo. 1974.– 104f. (Tese de doutorado).

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, p.2031-2039, 2010.

NOGUEIRA, T.A.R.; SAMPAIO, R.A.; FERREIRA, C.S. & FONSECA, I.M. Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **R. Biol. Ci. Terra**, v. 6, p. 122-131, 2006.

OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2000. 247p. (Tese de doutorado).

OLIVEIRA, L.R. Elementos-traço e atividade enzimática em Latossolos tratados como lodo de esgoto e cultivado com milho. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 2008. 108f. (Tese de doutorado).

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 de Campinas, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

SARRUGE, J.A.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas.** Piracicaba: ESALQ, 1974. 56p.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT: User's Guide.** Version 9.2. Cary: SAS Institute, 2009. 7869p.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-

Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, 2001.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. & SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e na adição de elementos-traço em Latossolo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 487- 495, 2002.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. p.111-116 (Boletim Técnico nº5).

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p.261-269, 2005.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA, 2000. p.69-106.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils**. Metod 3050. Washington: EPA, 1996. 12p.

VITTI, G.C. **Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta**. Jaboticabal: FUNEP - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 1989. 37p.

VOLPE, C. A.; CUNHA, A. R. **Dados meteorológicos de Jaboticabal no período de 1971-2000**, Jaboticabal, Comissão de Assuntos Relevantes da Câmara Municipal de Jaboticabal, 2008. 60p.

CAPÍTULO 4 – ELEMENTOS-TRAÇO NO SOLO, NA PLANTA E NO GRÃO DE PLANTAS DE MILHO CULTIVADAS EM LATOSSOLOS TRATADO COM LODO DE ESGOTO POR DEZESSEIS ANOS

Resumo

A grande produção de lodo de esgoto, principalmente em grandes centros urbanos, tem norteadado pesquisas de alternativas para uso deste produto na agricultura como fertilizante. Uma das maiores preocupações quanto à aplicação de LE no solo se deve à contaminação por elementos-traço, a persistência dos mesmos no ambiente e a alta toxicidade. O objetivo deste trabalho foi avaliar os teores dos elementos As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn no solo, na planta e nos grãos do milho, quando plantas foram cultivadas em dois latossolos, após dezesseis anos com aplicação anual de doses lodo de esgoto. O experimento foi instalado em condições de campo em Jaboticabal, SP. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 4 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos foram: T1= 0 testemunha (fertilização mineral, sem aplicação de LE), T2 = 5 t ha⁻¹ LE, T3= 10 t ha⁻¹ LE e T4= 20 t ha⁻¹ LE (base seca). A aplicação de doses de LE de 10 e 20 t ha⁻¹ aumentou o teor pseudototal de Cu no solo L_{Vef} e os teores pseudototais de Cu, Ni, Pb e Zn no solo L_{Vd}, sem ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação brasileira (valores de prevenção). Os teores dos metais Cd, Ni, Pb e Zn nas plantas de milho cultivadas nos dois latossolos foram maiores nas doses de 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto. Os teores dos metais As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo e Pb nos grãos de milho permaneceram abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano. Apenas o Ni apresentou efeito das doses de LE aplicadas aos dois solos estudados.

Termos de indexação: elementos traço, biossólido, biodisponibilidade, resíduo urbano, poluição ambiental.

Introdução

Esgoto é a água usada em atividades domésticas ou industriais, que é lançada nos sistemas de captação de esgoto e direcionada para Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) ou lançada diretamente nos mananciais superficiais (MELO et al., 2001). Os produtos finais do tratamento de esgoto são os lodos de esgoto (LE) e os efluentes. O LE é um resíduo semi-sólido resultante do tratamento dos esgotos ou águas servidas cuja composição, predominantemente orgânica, varia em função da origem em que é gerado e do processo de tratamento empregado na ETE.

A grande produção de lodo de esgoto, principalmente em grandes centros urbanos, tem norteado alguns pesquisadores a pesquisar alternativas de destinação, como o uso deste resíduo na agricultura como fertilizante. Trata-se de uma alternativa de grande viabilidade econômica, contribuindo também com o meio ambiente, através de ciclagem de nutrientes presentes neste produto, pois este possui um elevado conteúdo de matéria orgânica e nutrientes das plantas, diminuindo o uso de fertilizantes minerais.

Uma das maiores preocupações quanto à aplicação de LE no solo se deve à contaminação por elementos-traço, a persistência dos mesmos no ambiente e alto poder de toxicidade. Na composição do LE podem ser encontradas quantidades variáveis desses elementos, visto que sua composição poderá variar de acordo com o local no qual foi obtido. Sendo assim, sua aplicação continuada no solo deve ser acompanhada, e uma das formas de avaliação dos efeitos é observar os efeitos na qualidade do solo (CONAMA, 2009).

Os elementos-traço geralmente estão associados com toxidez e poluição, embora alguns sejam elementos essenciais, como Cu, Fe, Mn, Zn e Mo, e outros não, como Pb, Cd, Hg, As. Todos são classificados como elementos-traço e potencialmente tóxicos (OLIVEIRA, 2008).

Nos solos, a presença dos elementos-traço é normalmente generalizada em condições naturais e, na maioria das vezes, estão presentes em concentrações ou formas que não oferecem risco ao ambiente. As atividades humanas, contudo, acabam,

de alguma forma, adicionando ao solo materiais que contêm esses elementos, os quais podem atingir concentrações muito altas, que comprometem a qualidade do ecossistema. As principais fontes antropogênicas de metais no solo são mineração e beneficiamento de metais, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, lodos de esgotos urbanos e/ou industriais, queima de combustíveis fósseis, águas residuárias, resíduos de indústrias de beneficiamento químico, manufatura e disposição de artigos eletrônicos, de caça e pesca e de treinamento militar e de guerra (CAMARGO et al., 2001).

Nas plantas, o acúmulo de elementos-traço depende de uma série de fatores como: reação do solo, natureza do metal, teor de matéria orgânica e capacidade do solo em reter cátions (McBRIDE, 1995).

O acúmulo de elementos-traço no solo devido à aplicação de lodo de esgoto (IPPOLITO & BARBARICK, 2006; REVOREDO & MELO, 2006; OLIVEIRA, 2008) e a possibilidade de transferência de tais elementos às plantas, uma das vias para chegar à cadeia alimentar humana, é motivo de grande preocupação e de muitas pesquisas (ANJOS & MATTIAZZO, 2000; MELO, 2002; BORGES & COUTINHO, 2004).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os teores dos elementos potencialmente tóxicos As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn no solo, na planta e nos grãos de plantas de milho cultivados em dois latossolos após dezesseis anos com aplicação anual de doses de lodo de esgoto.

Material e métodos

Os tratamentos foram instalados pela décima sexta vez, utilizando as mesmas parcelas do experimento instalado no ano agrícola 1997/98, em Jaboticabal-SP, Brasil (21°15'22" S e 48°15'18" W, altitude de 618 m), local cujo clima é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen, clima tropical com estação seca de inverno (VOLPE & CUNHA, 2008).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com quatro tratamentos (doses de LE) e cinco repetições, em parcelas com 60 m² (6 x 10 m). O experimento foi conduzido em duas áreas experimentais, uma com Latossolo Vermelho eutroférico (LVef), área 1, e a outra com Latossolo Vermelho distrófico (LVd), área 2.

No primeiro ano, as doses de LE foram: 0 (testemunha, sem aplicação de LE e sem fertilização mineral); 2,5 t ha⁻¹ LE; 5,0 t ha⁻¹ LE e 10,0 t ha⁻¹ LE, base seca. A dose 5 t ha⁻¹ de LE foi estabelecida para fornecer o N exigido pela planta de milho, admitindo-se que 1/3 do N contido no resíduo seria disponibilizado para a cultura. A partir do segundo ano, optou-se por adubar o tratamento testemunha de acordo com a análise do solo e as recomendações de Raji et al. (1997). A partir do quarto ano, as parcelas que recebiam 2,5 t ha⁻¹ de LE passaram a receber 20 t ha⁻¹, doses que passaram a ser usadas até o presente momento. Assim, os tratamentos utilizados no décimo sexto ano foram: 0 (testemunha, sem aplicação de LE e com fertilização mineral); 5 t ha⁻¹ LE; 10,0 t ha⁻¹ LE; e 20,0 t ha⁻¹ LE, base seca.

Nos tratamentos com LE, foi feita aplicação de fertilizantes minerais, se necessário, de modo que recebessem as mesmas quantidades de N, P, K.

O milho (*Zea mays* L.) foi a cultura utilizada nos anos agrícolas 1996/1997 a 2001/2002, já nos anos 2002/2003 e 2003/2004 utilizou-se, respectivamente, o girassol (*Helianthus annuus* L.) e a crotalária (*Crotalaria juncea* L.), visando à rotação de cultura. Nos anos de 2004/2005 a 2007/2008, a cultura foi o milho. No ano agrícola 2008/2009 utilizou-se o girassol e a partir do ano 2009/2010 até 2012/2013 utilizou-se novamente o milho.

O lodo de esgoto usado nos dezesseis anos de experimentação foi obtido em diferentes Estações de Tratamento de Esgoto operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP): dos anos agrícolas 1996/1997 a 2004/2005, utilizou-se o lodo de esgoto da cidade de Barueri; nos anos 2005/2006 a 2006/2007 de Franca; nos anos 2007/2008 a 2008/2009 de Barueri e, a partir do ano agrícola 2010/2011 a 2012/2013, foi obtido da cidade de Monte Alto, SP.

A caracterização química do lodo de esgoto usado neste décimo sexto ano foi realizada em uma amostra composta formada por seis amostras simples, coletadas em diferentes pontos da massa do resíduo (ABNT, 2004). A concentração de N foi determinada pelo método de Kjeldahl (MELO, 1974); o P, por espectrofotometria (MALAVOLTA et al., 1997); o K, por fotometria de chama (SARRUGE & HAAG, 1974); o S, por turbidimetria (VITTI, 1989); e os demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica no extrato da digestão com HNO₃ + H₂O₂ + HCl segundo método

3050b (USEPA, 1996). Os resultados foram N= 46,9 g kg⁻¹; P₂O₅= 20,84 g kg⁻¹; K₂O= 2,8 g kg⁻¹; Ca= 20,1 g kg⁻¹; Mg= 1,33 g kg⁻¹; Cl= 1,14 g kg⁻¹; S= 2,38 g kg⁻¹; Cu= 372,55 mg kg⁻¹; Fe= 4100,0 mg kg⁻¹; Mn= 529,3 mg kg⁻¹; Zn= 748,30 mg kg⁻¹; B= 51,65 mg kg⁻¹; Mo= 1,77 mg kg⁻¹; Cd= 1,27 mg kg⁻¹; Cr= 15,45 mg kg⁻¹; Pb= 57,28 mg kg⁻¹; Ba= 2,36 mg kg⁻¹; Ni= 34,53 mg kg⁻¹ e Co= 15,04 mg kg⁻¹; As= 4,5 mg kg⁻¹; Hg= 3,2 mg kg⁻¹; Se= <0,05, base seca.

O lodo de esgoto foi aplicado a lanço, com a umidade com que chegou da ETE (5 %), uniformemente distribuído na área total, e incorporado por meio de gradagem leve (0,10 m de profundidade).

Após a aplicação do lodo de esgoto, as parcelas foram sulcadas em espaçamento de 0,90 m e o fertilizante mineral (NPK) foi aplicada no sulco de semeadura.

O milho (híbrido 2B710PW DOW) foi semeado logo após a fertilização mineral. A semeadura do milho foi realizada no espaçamento de entrelinhas de 0,90 m, com 7 a 8 sementes por metro linear.

A adubação de cobertura foi realizada aos quarenta dias após a semeadura.

A fertilização mineral (NPK) foi aplicada no sulco de semeadura, utilizando-se, no tratamento testemunha, 30 kg de N ha⁻¹, 50 kg de P₂O₅ ha⁻¹ e 50 kg de K₂O ha⁻¹, sendo utilizados como fonte desses nutrientes o sulfato de amônio (21% N), o superfosfato simples (18% P₂O₅) e o cloreto de potássio (60% K₂O). Nas parcelas com lodo de esgoto, foram aplicados, no sulco de semeadura, 36 e 22 kg ha⁻¹ de K₂O nas parcelas que receberam as doses de 5 e 10 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, respectivamente.

A adubação de cobertura foi realizada aos 40 dias após a semeadura, foram aplicados 140 kg de N e 40 kg de K₂O ha⁻¹ nas parcelas dos tratamentos testemunha e 40 kg de K₂O ha⁻¹ nas parcelas dos tratamentos 5, 10 e 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto. As fontes de nutrientes utilizadas nas coberturas foram sulfato de amônio (21 % N) e cloreto de potássio (60 % K₂O).

Aos 68 dias após a emergência (DAE), amostras de solo foram coletadas na camada 0-0,20 m com o auxílio de trado tipo holandês. Em cada parcela foram coletadas dez amostras simples, na linha e na entrelinha, que foram juntadas e misturadas para formar uma amostra composta. Para as análises químicas de metal

pesado, as amostras foram secas ao ar e à sombra e passadas em peneira com 2 mm de malha (TFSA).

A amostragem de planta inteira foi realizada aos 80 DAE, sendo retiradas em duas linhas centrais seis plantas ao acaso por parcela, as quais foram cortadas rente ao solo, que considerou-se como planta inteira exceto raiz.

As amostras foram lavadas com solução de água + detergente neutro (1 mL L^{-1}), água corrente, água destilada e água desionizada. Após a lavagem, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel perfurados e colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar e mantida a $60\text{-}70^\circ \text{C}$ até obtenção de massa constante. Depois de secas, foram pesadas, moídas em moinho tipo Willey equipado com facas de inox e peneira de 40 mesh, também em inox, acondicionadas em sacos de polietileno devidamente identificados e armazenadas em câmara seca até a realização das análises.

Os grãos foram amostrados aos 128 DAE, coletando-se as espigas das plantas de 3 m da linha central de cada parcela. As espigas foram debulhadas e os grãos foram secos em estufa com circulação forçada de ar ($65\text{-}70^\circ \text{C}$) até obtenção de massa constante, pesados, moídos e armazenados da mesma forma com que foi realizado para as demais partes vegetais. Antes de secar os grãos, pesou-se a umidade das amostras para o cálculo de produtividade.

Para analisar as concentrações dos metais definidos pelo Conama (2006): As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn, nas amostras de solo, parte aérea e grãos, estas foram submetidas à digestão com HNO_3 , HCl e H_2O_2 concentrados e a quente segundo método 3050 (USEPA, 1996).

As determinações dos elementos-traço foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica, usando o modo chama ar acetileno-óxido nitroso para Ba, Cr e Mo e chama ar acetileno para os demais elementos. Os elementos As, Se e Hg foram determinados por gerador de hidretos.

Foi calculado o limite de detecção (LD), que se trata da menor concentração do elemento detectada no aparelho de espectrofotometria de absorção atômica, conforme método descrito em Giné-Rosias (1998).

Os resultados obtidos para os diferentes atributos avaliados foram submetidos à análise da variância usando o software SAS (SAS, 2009). Utilizou-se o teste de Duncan para comparação de médias ($p \leq 0,05$).

Resultados e discussão

Elementos-traço nas amostras de solo

Os resultados analíticos obtidos para teor de elementos-traço (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn) nas amostras de solo foram comparados com os valores orientadores estabelecidos pela CETESB (2005) e CONAMA (2014) (Tabela 12).

O solo LVef apresentou teores de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn acima dos valores de referência de qualidade (VRQ) e nenhum dos elementos acima dos valores de prevenção (VP); o solo LVd apresentou teores de Cr acima dos VRQ e nenhum dos elementos acima dos VP. E isso ocorreu mesmo no tratamento que não recebeu LE, o que significa que o material de origem destes solos já eram ricos em alguns elementos-traço ou que foram contaminados pelo seu uso.

Assim, os dois solos estudados, conforme o art. 13 da resolução 420 (CONAMA, 2009), que trata das classes de qualidade dos solos, são de classe 2, que são solos que apresentam concentrações de pelo menos um elemento químico maior do que o VRQ e menor ou igual ao VP. Os dois Latossolos apresentaram teores de elementos-traço abaixo dos valores de investigação (VI) agrícola, que é o mais restritivo.

Para todos os elementos avaliados, os maiores teores foram encontrados no solo LVef, o qual é de textura argilosa, comparado com o solo LVd, que é de textura média. Assim, essa diferença pode estar relacionada com os materiais de origem, maior teor de matéria orgânica e maior CTC. O solo LVef apresentou maior teor dos elementos-traço, quando comparado ao solo LVd.

A movimentação dos elementos-traço está associada ao intemperismo no solo, relacionado à natureza química e aos atributos do solo, que interferem nas reações de sorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação, formação de quelatos e oxirredução (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001a). Os atributos do solo que podem interferir na mobilidade dos elementos-traço são pH, matéria orgânica, potencial redox,

argila, textura do solo e exsudatos liberados pelas raízes, alterando a biodisponibilidade dos elementos (RIEUWERTS et al., 2006).

Comparando-se as doses de lodo de esgoto aplicadas, observa-se que houve efeito do LE nas concentrações dos teores de Cu no solo LVef e Ba, Cu, Ni, Pb e Zn no LVd. Esses resultados concordam com outros trabalhos realizados nas mesmas áreas para análise de elementos-traço (NOGUEIRA et al., 2008; MERLINO et al., 2010).

No solo LVef, o teor de cobre variou de 51,44 a 60,12 mg kg⁻¹, o tratamento que recebeu dose 5 t ha⁻¹ de LE apresentou maiores teores do que a testemunha, sem incorporação de lodo de esgoto. Estudos realizados no 15º ano agrícola indicaram que os teores de Cu foram maiores nos tratamentos que receberam 10 e 20 t ha⁻¹ de lodo de esgoto nas profundidades 0 a 0,05 m e 0,10 a 0,20 m. No solo LVd, o teor de Cu variou de 11,42 a 17,98 mg kg⁻¹ e foi maior nos tratamentos com doses de lodo de esgoto que na testemunha, somente com adubação mineral.

No solo LVd, o teor de Ba variou de 5,2 a 9,44 mg kg⁻¹ e os tratamentos que receberam as doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ de LE apresentaram os maiores teores desse elemento no solo comparado à testemunha. Ippolito & Barbarick (2006), ao monitorarem as concentrações de Ba em solo que recebeu 10 aplicações bianuais de lodo de esgoto em doses de 0 a 26,8 t ha⁻¹ (base seca) por aplicação, também observaram aumento no teor do metal no solo com o aumento das doses do resíduo. Além do Ba adicionado pelo LE, a concentração da matéria orgânica no lodo de esgoto e de óxidos e hidróxidos de Fe, Mn e Al no solo, com capacidade de reter metais com força maior que a envolvida no mecanismo de adsorção, como é a formação de quelatos e de complexos, pode ter facilitado a detecção do metal (MARQUES et al., 2001).

A dose 10 t ha⁻¹ de lodo de esgoto provocou maior teor de níquel no solo LVd, porém somente diferiu do tratamento testemunha. Rangel et al. (2004), avaliando o teor de Ni no solo após a adição de LE produzido na ETE de Barueri (LB) e de Franca (LF), observaram que os teores totais de Ni no solo nos três cultivos de milho sofreram grandes acréscimos nas parcelas adubadas com o LE de Barueri (378,7 mg kg⁻¹ LE, média das três remessas), comparados aos tratamentos com LE de Franca (75,6 mg kg⁻¹ LE, média das três remessas).

Os teores de Pb tiveram comportamento semelhante ao Ba e Cu no solo LVd, em que as doses de 10 e 20 t ha⁻¹ apresentaram os maiores valores, quando comparados à testemunha, sem incorporação de lodo de esgoto. Os valores variaram de 12,22 a 13,88 mg kg⁻¹ no LVef e 8,66 a 11,36 mg kg⁻¹ no LVd. MARQUES et al. (1999), em experimento conduzido em casa de vegetação, utilizando um Latossolo Vermelho-escuro distrófico, adubado com LE e cultivado com sorgo granífero, verificaram acréscimo dos teores de Pb e Zn no solo, em razão das doses de LE empregadas.

Tabela 12. Teores semi totais de elementos-traço em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), na camada de 0-20 cm, em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
t ha ⁻¹ de LE	----- mg kg ⁻¹ -----										
LATOSSOLO VERMELHO eutroférico											
0	0,15 a	13,33 a	0,72 a	57,52 a	51,44 b	<0,03	<0,001	14,46 a	12,22 a	<0,001	75,33 a
5	0,14 a	12,63 a	0,72 a	60,95 a	60,12 a	<0,03	<0,001	16,11 a	13,76 a	<0,001	87,38 a
10	0,15 a	12,85 a	0,76 a	62,07 a	56,18 ab	<0,03	<0,001	16,37 a	13,40 a	<0,001	90,48 a
20	0,14 a	13,10 a	0,77 a	63,18 a	57,24 ab	<0,03	<0,001	16,53 a	13,88 a	<0,001	92,06 a
Média	0,15	12,98	0,74	60,93	56,24	-	-	15,86	13,32	-	86,32
CV %	19,5	33,4	6,7	11,9	8,5	-	-	11	8,4	-	20,6
LATOSSOLO VERMELHO distrófico											
0	0,09 a	5,20 b	0,28 a	57,52 a	11,42 b	<0,03	<0,001	5,34 b	8,66 b	<0,001	16,44 b
5	0,09 a	6,38 ab	0,32 a	57,68 a	13,98 ab	<0,03	<0,001	6,06 ab	9,66 ab	<0,001	26,62 ab
10	0,11 a	9,00 a	0,34 a	62,86 a	17,94 a	<0,03	<0,001	7,28 a	11,36 a	<0,001	39,56 a
20	0,09 a	9,44 a	0,31 a	60,68 a	17,98 a	<0,03	<0,001	7,04 ab	11,06 a	<0,001	38,00 a
Média	0,96	7,46	0,31	59,69	15,33	-	-	6,44	10,18	-	30,15
CV %	18,4	33,1	23,4	13,9	24,1	-	-	18,9	15,9	-	33,9
Referência CETESB (2014)	3,5	75	<0,5	40	35	0,05	<4	13	17	0,25	60
Teor de Prevenção Resol. 420/2009 CONAMA	15	150	1,3	75	60	0,5	30	30	72	5	300
Teor de Investig./Agrícola Resol. 420/2009 CONAMA	35	300	3	150	200	12	50	70	180	-	450

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

Os teores de Zn variaram de 16,44 a 39,56 mg kg⁻¹ no solo LVd e as doses de 10 e 20 t ha⁻¹ de LE proporcionaram os maiores valores em relação ao tratamento

testemunha, o que evidencia que a adição do resíduo promoveu maior teor do elemento. Rangel et al. (2004), que também obtiveram aumentos nos teores totais de Zn num Latossolo Vermelho cultivado por três anos com milho e que recebeu aplicação de lodo de esgoto oriundo da ETE de Barueri-SP, justificam esses acréscimos pelas altas concentrações desse metal no lodo.

Marques et al. (1999), em experimento conduzido em casa de vegetação, utilizando um Latossolo Vermelho-escuro distrófico adubado com LE e cultivado com sorgo granífero, verificaram acréscimo dos teores de Pb e Zn no solo em razão das doses de LE empregadas. Oliveira & Mattiazzo (2001a) e Silva et al. (2001), utilizando doses de LE, ambos provenientes da ETE de Barueri-SP, na adubação da cultura de cana-de-acucar, verificaram aumentos lineares nos teores de Zn no solo. Pigozzo (2003), aplicando doses LE proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto da SANEPAR, Município de Maringá-PR, em Latossolo Vermelho distrófico, por dois anos consecutivos, obteve incremento nos teores de Pb e Zn solo, e não verificou incremento algum nos teores de Cd.

Pesquisas têm demonstrado que Cr, Cu, Ni e Pb apresentam baixa mobilidade, acumulando-se na camada superficial do solo, na qual o LE foi incorporado, enquanto o Cd, e principalmente o Zn, são móveis e, portanto, apresentam maior potencial para percolar e contaminar o subsolo e as águas subterrâneas (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001b; OLIVEIRA et al., 2005; NOGUEIRA et al., 2008; MERLINO et al., 2010).

Elementos-traço nas amostras de plantas de milho

Os teores dos elementos-traço As, Cr, Hg, Mo e Se nas amostras de plantas (colmo + folhas) de milho cultivados nos solos tratados com lodo de esgoto encontraram-se abaixo do limite de detecção do método analítico empregado (Tabela 13), impossibilitando apresentar os valores acumulados nas plantas de milho e indicando a baixa disponibilidade dos metais.

Para ambos os solos, LVd e LVef, as doses de LE aplicadas afetaram as concentrações dos elementos Cd, Ni, Pb e Zn, nas amostras de planta (Tabela 13).

Com relação aos teores de Ba e Cu, observa-se que a concentração desses elementos não foi alterada significativamente pelos tratamentos.

O teor de Cd nas plantas variou de 0,66 a 0,99 mg kg⁻¹ para o solo LVef e de 0,63 a 1,25 mg kg⁻¹ para o LVd e houve efeito de tratamentos. O LE aumentou a concentração de Cd em relação à testemunha, mas não houve efeito da dose aplicada. Estes resultados estão de acordo com os observados por Reis (2014), em que a concentração de Cd variou de 0,11 a 0,13 mg kg⁻¹ em solo LVd após aplicação de LE por 15 anos consecutivos. Trannin et al. (2005) e Merlino et al. (2010) não observaram incrementos de Cd em plantas de milho. Melo (2002) estudando os teores de Cd, Pb e Ni nesta mesma área, porém, no terceiro ano de cultivo, não detectou teores de Cd e Pb nas plantas de milho.

Camilotti et al. (2007), ao avaliarem o comportamento de Cd, Cr e Ni, no sistema-solo-planta, não constaram potencial de contaminação na cultura da cana-de-açúcar.

Tabela 13. Teores de elementos-traço em plantas de milho cultivadas em Latosolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	As	Ba	Cd	Cu	Cr	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
t ha ⁻¹ de LE	----- mg kg ⁻¹ -----										
LATOSSOLO VERMELHO eutroférico											
0	<0,001	2,27 a	0,66 b	1,46 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,11 b	0,04 c	<0,001	10,99 c
5	<0,001	2,30 a	0,86 ab	1,61 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,14 b	0,08 c	<0,001	15,79 bc
10	<0,001	2,13 a	0,71 ab	1,54 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,16 ab	0,20 b	<0,001	20,31 b
20	<0,001	2,93 a	0,99 a	1,84 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,24 a	0,38 a	<0,001	31,89 a
Média	-	2,16	0,80	1,61	-	-	-	0,16	0,18	-	19,74
CV %	-	25,6	27,1	19,9	-	-	-	38,8	28,2	-	26,4
LATOSSOLO VERMELHO distrófico											
0	<0,001	2,44 a	0,63 b	1,69 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,24 b	0,39 b	<0,001	12,13 b
5	<0,001	3,01 a	1,05 a	1,75 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,29 b	0,51 a	<0,001	12,70 b
10	<0,001	3,42 a	1,11 a	2,00 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,30 b	0,51 a	<0,001	15,74 b
20	<0,001	3,75 a	1,25 a	2,08 a	<0,04	<0,03	<0,001	0,70 a	0,52 a	<0,001	20,54 a
Média	-	3,15	1,01	1,88	-	-	-	0,38	0,51	-	15,28
CV %	-	31,9	15,6	18,9	-	-	-	42,1	36,2	-	20,8

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

Os maiores teores de Zn na parte aérea das plantas de milho nos dois solos foram observados no tratamento com 20 t ha^{-1} de LE, indicando a abundância do elemento no solo e a capacidade potencial do solo em fornecê-lo à planta. Anjos (1999) observou que o Zn foi, dentre os metais estudados, o elemento mais absorvido nos tratamentos com LE. Rappaport et al. (1986), Defelipo et al. (1991) e Silva et al. (1998) também constataram aumento significativo dos teores de Zn, refletindo no acúmulo desse elemento nas parcelas que receberam LE. Segundo Galdos et al. (2004) é necessário monitoramento constante onde o LE for aplicado para controle adequado dos teores de metais no solo.

Para que os metais existentes no solo sejam absorvidos e acumulados nas plantas, estes devem estar em formas fitodisponíveis, e a fitodisponibilidade depende de constituintes orgânicos e inorgânicos como óxidos de Fe e Al, silicatos, fosfatos e carbonatos, além de várias propriedades do solo como pH, CTC, teor de matéria orgânica, teor de óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, atividade biológica, dentre outras

Mesmo em solos contaminados com elementos tóxicos, a absorção e o acúmulo de elementos-traço pelas plantas são, muitas vezes, pouco afetados, devido ao poder tamponante do solo, formando quelatos com vários elementos. Porém, essa propriedade do solo é variável nos inúmeros tipos de solo, sendo maior em solos mais ricos em oxi-hidróxidos de ferro e de alumínio e em matéria orgânica, e menor em solos de textura arenosa.

Elementos-traço em grãos de milho

O método analítico empregado para análise quantitativa dos elementos-traço em estudo permitiu quantificar apenas os teores de Cu, Ni, Se e Zn nas amostras de grãos de milho, sendo os demais resultados apresentados pelo limite de quantificação (Tabela 14).

Em geral, os grãos de milho de plantas cultivadas em solos com incorporação de LE apresentaram teores dos elementos-traço abaixo do limite máximo de tolerância em alimentos estabelecido pela agência governamental ANVISA (1965).

Quanto ao teor de Ni nos grãos de milho cultivados no solo L_{vef} houve diferença entre os tratamentos sendo que as doses de 10 e 20 t ha^{-1} de LE foram maiores do que

o tratamento 5 t ha⁻¹ e a testemunha. Já no solo LVd, não houve diferença entre os tratamentos com LE, mesmo com o cultivo após 16 anos de incorporação do LE. O teor de Ni variou de 0,88 a 1,69 mg kg⁻¹ no solo LVef e de 0,85 a 1,81 mg kg⁻¹ no solo LVd.

Para o solo LVd, o teor de zinco variou de 18,37 a 26,03 mg kg⁻¹ e houve efeito significativo das doses de LE, sendo que a dose de 20 t ha⁻¹ apresentou maior teor nos grãos de milho. Estes valores encontram-se dentro dos valores preditos pela Agência de Vigilância Sanitária como aceitáveis para comercialização e consumo humano (50,0 mg kg⁻¹) (ANVISA, 1965).

Os teores de Zn nos grãos de milho para os dois solos estiveram abaixo do limite máximo permitido em grãos (matéria seca) de cereais (Zn = 50,0 mg kg⁻¹) conforme a Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação (ABIA, 1985) e abaixo dos níveis permitidos em produtos agrícolas (Zn = 300,0 mg kg⁻¹) conforme Sopper (1993).

Os teores de Cu nos grãos de milho variaram de 1,84 a 2,50 mg kg⁻¹ para o solo LVef e de 1,30 a 1,60 mg kg⁻¹ para o solo LVd. Estes resultados concordam com os obtidos em trabalhos anteriores desenvolvido por Reis (2014), após 15 anos de aplicação de LE em solo LVd, cujas concentrações Cu em grãos de milho variaram na faixa 1,12-2,34 mg kg⁻¹, não apresentando diferença entre as médias dos tratamentos.

Gomes et al. (2006), avaliando a distribuição de elementos-traço em partes (colmo, folhas, pendão, palha e grãos) de plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com LE, verificaram, com exceção do colmo, a partir do tratamento 15,4 t ha⁻¹ de LE, que não foi detectada a presença de Cd.

De todos os elementos-traço avaliados, as concentrações de Zn nos grãos de milho foram maiores quando comparadas aos demais elementos. Além disso, em relação ao Zn acumulado no milho observam-se maiores valores presentes nos grãos do que nas plantas. Nogueira et al. (2010) também verificaram a existência de escala decrescente na ordem de grandeza dos valores acumulados de Zn (Grãos > Folhas > Colmo > Sabugo > Palha) para todos os tratamentos. Melo (2002) encontrou distribuição semelhante para Zn em plantas de milho no terceiro ano de cultivo nesta mesma área de estudo. Anjos (1999) verificou que as quantidades absorvidas de Zn foram maiores nos grãos, seguida pelo colmo, tanto nos tratamentos testemunha quanto nos tratamentos que receberam LE.

Neste trabalho, objetivou-se apenas estudar os efeitos das aplicações anuais de LE nos acúmulos de elementos-traço em plantas de milho. Entretanto, cabe ressaltar que não foram verificados efeitos de fitotoxicidade nas plantas.

Tabela 14. Teores de elementos-traço em grãos de milho cultivados em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função das doses de lodo de esgoto na 16ª aplicação.

Tratamentos	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
t ha ⁻¹ de LE	----- mg kg ⁻¹ -----										
LATOSSOLO VERMELHO eutroférico											
0	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	2,25 a	<0,03	<0,001	0,88 b	<0,12	0,62 a	30,11 a
5	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,84 a	<0,03	<0,001	0,89 b	<0,12	0,68 a	28,83 a
10	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	2,50 a	<0,03	<0,001	1,40 ab	<0,12	0,63 a	35,13 a
20	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,85 a	<0,03	<0,001	1,69 a	<0,12	0,75 a	38,05 a
Média	-	-	-	-	2,11	-	-	1,21	-	0,67	33,03
CV%	-	-	-	-	23,5	-	-	39,7	-	21,5	23,5
LATOSSOLO VERMELHO distrófico											
0	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,60 a	<0,03	<0,001	0,85 b	<0,12	0,36 a	18,37 b
5	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,40 a	<0,03	<0,001	1,57 ab	<0,12	0,59 a	18,91 b
10	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,30 a	<0,03	<0,001	1,14 ab	<0,12	0,59 a	20,90 b
20	<0,001	<0,015	<0,11	<0,04	1,49 a	<0,03	<0,001	1,81 a	<0,12	0,69 a	26,03 a
Média	-	-	-	-	1,45	-	-	1,35	-	0,56	21,05
CV%	-	-	-	-	24,3	-	-	38,6	-	41,9	16,9
LMT em alimentos - ANVISA (1965)	-	-	-	-	30	-	-	5,0	-	1,0	50,0

CV=coeficiente de variação; LE= lodo de esgoto, base seca; LMT = Limite máximo de tolerância em alimentos. (*) Médias seguidas de mesma letra, em coluna, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan.

Conclusões

A aplicação de 10 e 20 t ha⁻¹ LE, base seca, aumentou o teor de Cu no solo LVef e os teores pseudototais de Cu, Ni, Pb e Zn no solo LVd, entretanto, sem ultrapassar os valores de prevenção estabelecidos pela legislação brasileira.

Os teores de Cd, Ni, Pb e Zn na parte aérea de plantas de milho cultivadas em Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Vermelho eutroférico aumentaram com a aplicação de lodo de esgoto, mas não houve diferença entre doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹.

Os teores dos metais As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo e Pb nos grãos de milho permaneceram abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano. Apenas o Ni apresentou efeito das doses de LE aplicadas aos dois solos. Não houve diferença significativa entre os tratamentos para os elementos Cu, Se e Zn para o solo LVef e Cu e Se para o solo LVd.

Referências Bibliográficas

ABIA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA **ALIMENTAÇÃO**
Compêndio da legislação dos alimentos. São Paulo, 1985. Não paginado.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004. **Resíduos Sólidos - Classificação**, 2004.

ANJOS, A.R.M. **Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com lodo de esgoto e disponibilidade de elementos-traço para plantas de milho.** Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 1999. 191 f. (Tese de doutorado).

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Elementos-traço em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.57, p.769-776, 2000.

ANVISA - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA **Decreto no 55.871**, de 26 de março de 1965.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Elementos-traço do solo após aplicação de biossólido. II – disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.557-568, 2004.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos Micronutrientes e Elementos Tóxicos no Solo. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.;

ABREU, C. A. (Eds). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq, FAPESP, POTAFOS, 2001, 600p.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, M.O.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A.R.; TASSO JUNIOR, L.C.; NOBILE, F.O. Acúmulo de elementos-traço em cana-de-açúcar mediante a aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, v.27, p.284-293, 2007.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de diretoria nº 195-2005 para valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 2005.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Decisão de diretoria nº 045/2014 para valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução 375, Critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados**. Diário Oficial da União, Brasília. 29 de ago. 2006. 32 p.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 420, 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**. Brasília. 2009.

DEFELIPO, B.V., NOGUEIRA, A.V., LOURES, E.G.; ALVAREZ V.H. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. 3, p. 389-393,1991.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C. de.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v.28, p.569-577,2004.

GINÉ-ROSIAS, M.F. **Espectrofotometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES)**. Piracicaba: CENA, 1998. 148p. (Série Didática, v.3)

GOMES, S.B.V.; NASCIMENTO, C.W.A.; BIONDI, C.M.; ACCIOLY, A.M.A. Distribuição de elementos-traço em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, v. 36, n. 6, p. 1689-1695, 2006.

IPPOLITO, J.A.; BARBARICK, K.A. Biosolids affect soil barium in a dryland whent agroecosystem. **Journal Environmental Quality**, v.35, p.2333-2341, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba, Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319p.

MARQUES, M.O.; MELO, W.J.; BELLINGIERI, P.A.; OLIVEIRA, F.C.; PERECIN, D. Elementos-traço em solo acrescido de lodo de esgoto e em plantas de sorgo granífero. **Científica**, v. 27, n. 1/2, p. 13-29, 1999.

MARQUES, M.O.; MELO, W.J.; MARQUES, T.A. Elementos-traço e o uso de biossólidos na agricultura. In: TSUTIYA, M.T. COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O., (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. 1.ed. São Paulo: SABESP, 2001. p.365-403.

McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? **J. Environ. Qual.** v. 24, p. 5-18, 1995.

MELO, W.J. **Variação do N-amoniaco e N-nítrico em um Latossolo Roxo cultivado com milho (*Zea mays* L.) e com labe-labe (*Dolichos lab lab* L.)**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo. 1974. 104f. (Tese de doutorado).

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V.P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A.J; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.s). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p.289-363.

MELO, V.P. **Propriedade química e disponibilidade de elementos-traço para a cultura do milho em dois Latossolos que receberam a adição de biossólidos**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2002. 134f. (Dissertação de mestrado).

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, p.2031-2039, 2010.

NOGUEIRA, T. A. R.; MELO, W. J.; NOGUEIRA, T. A. R.; FONSECA, I. M.; MARQUES, M. O.; HE, ZL. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v.181, p.1148-1157, 2010.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; 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, p.2.195-2.207, 2008.

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E. Elementos-traço em latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 3, p. 581-593, jul./sept. 2001a.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de elementos-traço em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v.58, p.807-812, 2001b.

OLIVEIRA, K. W.; MELO, W. J.; PEREIRA, G. T.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Heavy metals in oxisols amended with biosolids and cropped with maize in a long-term experiment. **Scientia Agrícola**, v.62, n.4, p.381-388, 2005.

OLIVEIRA, L.R. **Elementos-traço e atividade enzimática em Latossolos tratados com lodo de esgoto e cultivados com milho**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista. 2008. 108f. (Tese de doutorado).

PIGOZZO, A.T.J. **Disposição de lodo de esgoto: acúmulo de elementos-traço no solo e em plantas de milho (Zea mays L.)**. Botucatu, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. 2003. 200 f. (Tese de doutorado).

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 Agronômico de Campinas, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; GUILHERME, L.R.G. & DYNIA, J.F. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. **Ci. Agrotéc.**, v. 28, p. 15-23, 2004.

RAPPAPORT, B., D.; MARTENS, D., C.; SIMPSON, T., W.; RENEAU Jr, R., B. – Prediction of available zinc in sewage sludge-amended soils. **Journal Environmental Quality**, v. 15, n. 2, p. 133-136. 1986.

REIS, I.M.S. Cádmio, cobre e cromo em solo e plantas de milho após quinze anos de aplicações anuais de lodo de esgoto. Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. 2014.63 f. (Tese de doutorado).

REVOREDO, M.D.; MELO, W.J. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. **Bragantia**, v.65, p.679-685, 2006.

RIEUWERTS J. S.; ASHNORE, M. R.; FARAGO, M. E.; THORNTON, I. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the total Environment**, v.366, p.64–875, 2006.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974. 56p.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT: User's Guide**. Version 9.2. Cary: SAS Institute, 2009. 7869p.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, elementos-traço e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, n.1, p.1-8, 1998.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SOPPER, W.E. **Municipal sludge use in land reclamation**. New York: Lewis publishers, 1993. 163p.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.261-269, 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Acid digestion of sediments, sludges and soils**. Method 3050. Washington, EPA, 1996. 12p.

VITTI, G.C. **Avaliação e interpretação do enxofre no solo e na planta**. Jaboticabal, FUNEP, 1989. 37p.

VOLPE, C. A.; CUNHA, A. R. **Dados meteorológicos de Jaboticabal no período de 1971-2000**, Jaboticabal, Comissão de Assuntos Relevantes da Câmara Municipal de Jaboticabal, 2008. 60p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A condução de experimento de campo com aplicação de doses de lodo de esgoto após 16 anos resultou em grande volume de informações sobre os impactos dessa prática sobre os atributos químicos e bioquímicos do solo, contribuindo para o conhecimento dos efeitos na qualidade do solo. Além disso, forneceu informações que podem traçar parâmetros de monitoramento da aplicação do resíduo em diferentes tipos de solo para a melhor forma de manejo e estabelecimento de normas referentes ao uso agrícola do lodo de esgoto.

No entanto, para um melhor estudo da viabilidade de doses de lodo de esgoto na agricultura, deve-se levar em consideração não só os atributos químicos, bioquímicos e biológicos do solo na camada superficial, mas também o monitoramento dos atributos físicos e microbiológicos, além do estudo com doses maiores e outros tipos de culturas. Assim, todos os aspectos dessa atividade devem ser analisados e estudados em conjunto, buscando a aplicação do lodo de esgoto na agricultura de maneira segura e sustentável, com os menores impactos ambientais.