

EMILIANO LÔBO DE GODOI

**USO AGRONÔMICO DE LODO DE ESGOTO NA RECUPERAÇÃO
DE ÁREA DEGRADADA: EFEITO RESIDUAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração: Produção Vegetal.

Orientador:
Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

Goiânia, GO - Brasil
2008

*A Yael Feferbaum, minha mulher e companheira incondicional, pelo amor, estímulo e dedicação;
A Deborah Feferbaum Godoi, minha filha e meu sonho, por deixar mais suave minha vida;
Aos meus pais, Elóvis Fleuri de Godoi (in memoriam) e Maria Lúcia de Moraes Lôbo, por me indicarem o caminho certo a seguir.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por se manifestar a cada passo de minha vida.

Ao professor Dr. Jácomo Divino Borges, cujos ensinamentos e amizade marcaram profundamente minha vida.

Ao Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro, pelas orientações neste trabalho.

À Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás (EA/UFG) e a todos os seus servidores.

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Goiás e, em especial, aos servidores do Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco, sem os quais não teria sido possível a realização do presente trabalho.

Ao Fundo Estadual de Meio Ambiente, pela viabilização dos recursos financeiros necessários para o desenvolvimento da presente pesquisa.

Ao 6º Sub-Grupamento de Proteção ao Meio Ambiente do Corpo de Bombeiros do Estado de Goiás, na pessoa de seu comandante, Tenente Coronel Luiz Renato Piloto Lopes, pelo grande apoio, ajuda e colaboração nas atividades de campo.

Ao Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Goiás, através do Grupamento da Polícia Militar (GPM) Ambiental do Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco, pela importante colaboração.

Aos funcionários da empresa Quali Print pelo apoio e amizade.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	9
RESUMO	11
ABSTRACT	12
1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 HISTORIO E USO ATUAL DO LODO DE ESGOTO	15
2.2 CONTAMINANTES DO LODO DE ESGOTO	17
2.2.1 Metais tóxicos	17
2.2.2 Agentes patogênicos	22
2.3 EFEITOS DO LODO DE ESGOTO NAS CARACTERÍSTICAS DO SOLO	27
2.3.1 Atributos físicos do solo	27
2.3.2 Atributos químicos do solo	29
2.3.3 População microbiana do solo	34
2.4 ÁREAS DEGRADADAS	36
3 MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 TRATAMENTOS	38
3.2 ESPÉCIES ARBÓREAS UTILIZADAS	41
3.3 ÁREA DO EXPERIMENTO	43
3.4 CARACTERIZAÇÃO PEDOLÓGICA DO LOCAL	43
3.5 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO DE GOIÂNIA	44
3.6 PROCESSO DE TRATAMENTO DO ESGOTO	44
3.7 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO UTILIZADO	46
3.8 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	47
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 ATRIBUTOS DO SOLO	48
4.1.1 pH	48
4.1.2 Matéria orgânica	49
4.1.3 Capacidade de troca catiônica	51
4.1.4 Fósforo	52
4.1.5 Potássio	54

4.1.6	Cálcio	55
4.1.7	Magnésio	57
4.1.8	Cobre	58
4.1.9	Ferro	59
4.1.10	Manganês	60
4.1.11	Zinco	61
4.1.12	Cádmio	62
4.1.13	Cromo	63
4.1.14	Níquel	64
4.1.15	Chumbo	66
4.2	PARÂMETROS VEGETATIVOS	67
4.2.1	Mutamba (<i>Guazuma ulmifolia</i>)	67
4.2.2	Aroeira (<i>Myracrodruon urundeuva</i>)	71
4.2.3	Paineira (<i>Chorisia speciosa</i>)	74
4.2.4	Pau-de-óleo (<i>Copaifera langsdorffii</i>)	77
5	CONCLUSÕES	81
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
7	REFERÊNCIAS	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Concentração máxima de elementos tóxicos permitida no lodo de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.	21
Tabela 2.	Concentração de agentes patogênicos em lodo de esgoto tratado por diferentes processos.	23
Tabela 3.	Microorganismos patogênicos encontrados em lodo de esgoto e seus respectivos tempos de sobrevivência no solo e nos vegetais, sob condições de temperatura ambiente entre 20 °C e 30 °C.	24
Tabela 4.	Classes de lodo de esgoto ou produto derivado e limites toleráveis de agentes patogênicos.	26
Tabela 5.	Teores médios de nutrientes e carbono em diversos lodos de esgoto utilizados em experimentos agrícolas (matéria seca).	30
Tabela 6.	Valores médios iniciais da altura e do diâmetro na altura do colo das espécies florestais mutamba (<i>Guazuma ulmifolia</i>); aroeira (<i>Myracrodruon urundeuva</i>); paineira (<i>Chorisia speciosa</i>) e pau-de-óleo (<i>Copaifera langsdorffii</i>), cultivadas em solo degradado fertilizado com adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2006.	39
Tabela 7.	Caracterização biológica, para helmintos e protozoários, do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto-ETE de Goiânia. Dezembro/2004.	46
Tabela 8.	Valores médios de pH no solo, inicial e aos 41 meses após aplicação de adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	49
Tabela 9.	Teores médios de matéria orgânica no solo, em %, inicial e aos 41 meses após a aplicação de adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	50
Tabela 10.	Valores médios da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) no solo, em $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	51
Tabela 11.	Teores médios de fósforo no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubação mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	53
Tabela 12.	Teores médios de potássio no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	54
Tabela 13.	Teores médios de cálcio no solo, em $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	56
Tabela 14.	Teores médios de magnésio no solo, em $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	57

Tabela 15. Teores médios de cobre no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	58
Tabela 16. Teores médios de ferro no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	60
Tabela 17. Teores médios de manganês no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	61
Tabela 18. Teores médios de zinco no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	61
Tabela 19. Teores médios de cádmio no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	63
Tabela 20. Teores médios de cromo no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	64
Tabela 21. Teores médios de níquel no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubação mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	65
Tabela 22. Teores médios de chumbo no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubação mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.	66

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Característica da área degradada e demarcação das parcelas dos tratamentos com adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianápolis, GO. Dezembro/2004. 38
- Figura 2.** Operação de distribuição do calcário dolomítico, em parcela do tratamento T2 (adubação mineral), no experimento de recuperação de solo degradado, com aplicação de adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianápolis, GO. Dezembro/2004. 40
- Figura 3.** Vista geral da área do experimento de recuperação de solo degradado, com aplicação de adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianápolis, GO. Dezembro/2004. 43
- Figura 4.** Valores médios da altura de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 68
- Figura 5.** Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 69
- Figura 6.** Índices médios de sobrevivência de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 71
- Figura 7.** Valores médios da altura de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 72
- Figura 8.** Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 73
- Figura 9.** Índices médios de sobrevivência de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 74
- Figura 10.** Valores médios da altura de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 75
- Figura 11.** Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 76
- Figura 12.** Índices médios de sobrevivência de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 77

- Figura 13.** Valores médios da altura de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 78
- Figura 14.** Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 79
- Figura 15.** Índices médios de sobrevivência de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008. 80

RESUMO

GODOI, E. L. **Uso agrônômico de lodo de esgoto na recuperação de área degradada: efeito residual.** 2008. 98 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal) - Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008¹.

O uso agrícola do lodo de esgoto para a recuperação de áreas degradadas é uma das principais alternativas para disposição final deste resíduo resultante do tratamento de esgoto coletado nas cidades. A presente pesquisa teve por objetivo avaliar os efeitos residuais do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto de Goiânia, ETE de Goiânia, aos 41 meses após sua aplicação no solo, no incremento de altura e diâmetro na altura do colo e nos índices de sobrevivência das espécies vegetais arbóreas mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), paineira (*Chorisia speciosa*) e pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), e nos seguintes parâmetros do solo: pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo. Foram avaliados oito tratamentos, no delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições. Os tratamentos foram: testemunha, calagem + adubação mineral (40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e K₂O), 20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, 20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador, 40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, 40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador, 60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto e 60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador. Os efeitos residuais do lodo de esgoto influenciaram positivamente a altura, o diâmetro e o índice de sobrevivência da mutamba (*G. ulmifolia*); a altura e o diâmetro da aroeira (*M. urundeuva*); o diâmetro e o índice de sobrevivência da paineira (*C. speciosa*); e o diâmetro do pau-de-óleo (*C. langsdorffii*) apenas nos casos em que houve associação com bio-estimulador. Verificou-se que a aplicação de doses únicas de lodo de esgoto promoveu aumentos significativos de pH, CTC, matéria orgânica, fósforo, cálcio, ferro, cobre e zinco no solo, e uma tendência de redução nos teores totais de magnésio, cádmio, chumbo e cromo. Os teores totais de potássio, manganês e níquel no solo não foram alterados até 41 meses após a aplicação de doses únicas do lodo de esgoto. A pesquisa sugere que o uso agrícola do lodo de esgoto produzido na ETE de Goiânia, como fertilizante orgânico, é viável do ponto de vista técnico e ambiental. Todavia, seus efeitos sobre as propriedades químicas do solo devem ser mantidos sob monitoramento constante.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas, bio-estimulador, espécies arbóreas, lodo de esgoto.

¹Orientador: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges. EA-UFG.

ABSTRACT

GODOI, E. L. **Agronomic use of sludge sewage on the reclamation of degraded area: residual effect.** 2008. 98 f. Thesis (Doctorate in Agronomy: Crop Science)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008¹.

The agricultural use of sewage sludge for recovery of degraded areas is one the main alternatives for final disposal of the resultant residue of cities treated sewer. The present work had the aim of evaluating the residual effect sewage sludge from the Sewer Treatment Station of Goiânia, after 41 months of its use on soil in increasing on length and diameter and in survival index of arboreous species mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), paineira (*Chorisia speciosa*) and pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*). The following soil parameters were evaluated: pH, organic matter, cation exchange capacity, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, copper, iron, manganese, zinc, cadmium, chromo, nickel and lead. The experimental design was randomized blocks, with four replications, including the following treatments: 1) control; 2) mineral fertilizer; 3) 20 Mg ha⁻¹ of bio-solid; 4) 20 Mg ha⁻¹ of bio-solid + bio-stimulator; 5) 40 Mg ha⁻¹ of bio-solid; 6) 40 Mg ha⁻¹ of bio-solid + bio-stimulator; 7) 60 Mg ha⁻¹ of bio-solid; 8) 60 Mg ha⁻¹ of bio-solid + bio-stimulator. The residual effect of bio-solid affected positively the increasing on length, diameter and in survival index of mutamba (*G. ulmifolia*); the increasing on length and diameter of aroeira (*M. urundeuva*); the diameter and in survival index of paineira (*C. speciosa*); and the diameter of pau-de-óleo (*C. langsdorffii*) only in the cases where bio-stimulator was associated. It was verified that the appliance of single doses of bio-solid enhanced significantly the increase of pH, cation exchange capacity, organic matter, phosphorus, calcium, iron, copper and zinc in the soil, and a reduced tendency in the total content of magnesium cadmium, lead and chromo. The total content of potassium, manganese and nickel in the soil did not affect until 41 months of bio-solid single doses application. The present work suggests that the agricultural use of sewage sludge from the Sewer Treatment Station of Goiânia as an organic manure is both environmentally and technically viable. However, there must be a persistent control over its effects on the chemical properties of the soil.

Key words: reclamation of degraded areas, bio-stimulator, arboreous species, sludge sewage.

¹Adviser: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges. EA-UFG.

1 INTRODUÇÃO

A forte tendência de urbanização da população, observada na história recente do Brasil, tem elevado significativamente a pressão nos recursos naturais, em especial, em regiões metropolitanas, gerando, como consequência, diversos tipos de passivos ambientais. Dentre esses passivos, os lodos de esgoto, gerados a partir das estações de tratamento, ganham destaque, pois são frutos de um processo que visa exatamente a melhoria da qualidade ambiental das cidades e de seus recursos hídricos.

Naturalmente, quanto maior o número de pessoas atendidas quanto à coleta e tratamento de seus esgotos nas Estações de Tratamento de Esgoto - ETE's, de uma determinada região, maior será o volume de resíduos gerados e, conseqüentemente, maior será o desafio na busca de sua disposição final adequada. Esse desafio se torna ainda mais complexo quando se verifica que cada resíduo possui características específicas, que levam à necessidade de diferentes formas de coleta, de tratamento e de disposição ao final do processo. Com isso, a possível degradação ambiental, proveniente do uso incorreto dos lodos de esgoto, tem causado crescente preocupação por parte de pesquisadores de várias áreas do conhecimento.

Diversas técnicas são utilizadas para o tratamento e a disposição adequada do lodo de esgoto, tais como a disposição em aterros, a estabilização química, a secagem térmica e o uso agronômico. Neste último caso, este resíduo recebe a denominação de biossólido.

Pesquisas científicas recentes têm demonstrado que o uso agronômico do lodo de esgoto é uma das principais alternativas para a disposição final deste resíduo. Entretanto, para se fazer esse tipo de uso, alguns cuidados devem ser observados com o objetivo de se aferir as características do lodo a ser utilizado, do solo, da cultura e do local onde ocorrerá sua aplicação.

A ocorrência de patógenos e de parasitas no lodo de esgoto pode se constituir em limitações para o seu uso na agricultura, principalmente na produção de alimentos. Outra questão a ser considerada é a possível presença de metais tóxicos, também denominados metais pesados, como cádmio, chumbo, cromo, níquel, cobre, manganês e zinco, bastante

comuns em lodos provenientes de áreas com alta concentração de indústrias poluentes. Em longo prazo, o aumento da concentração de metais tóxicos no solo, resultante da aplicação continuada do lodo de esgoto, torna-se uma preocupação justificada, pois pode afetar diretamente grande parte da cadeia trófica. Portanto, o uso seguro do lodo de esgoto não só exige um adequado planejamento, como também, não pode se abster da utilização de tecnologias que eliminem ou reduzam sensivelmente seu potencial risco ambiental.

Do total de lodo de esgoto produzido no Brasil, cerca de 50% têm destino final em aterro sanitário, 15% na agricultura e 35% têm destino indefinido (Machado et al., 2004). Observa-se, portanto, que o uso agrícola do lodo de esgoto ainda não está amplamente difundido. Visando a mudança dessa realidade, essa prática já faz parte de programas nacionais de controle de impactos ambientais.

A Agenda 21 Brasileira possui uma área temática intitulada “Agricultura Sustentável”, onde vários aspectos da atual situação da agricultura nacional são abordados. A necessidade da recuperação de solos erodidos e empobrecidos é amplamente discutida. Uma das práticas incentivadas para conservação e recuperação dos solos é o uso de lodo de esgotos domésticos em solos agrícolas, mediante a garantia de que não ocorram impactos ambientais negativos. Como a área degradada se caracteriza por não fornecer condições ao desenvolvimento e fixação da vegetação em função da ausência de matéria orgânica, de nutrientes no solo e da atividade biológica, a adição de lodo de esgoto apresenta uma série de características que favorecem a recuperação e o reaparecimento da vegetação (Tsutiya, 2001).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos residuais do lodo de esgoto e de adubo mineral, 41 meses após sua aplicação, nos seguintes atributos do solo: pH, matéria orgânica, CTC, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, chumbo, cromo e níquel, e nos seguintes atributos vegetativos: incremento de altura e diâmetro do colo das plantas e nos índices de sobrevivência de quatro espécies vegetais.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 HISTÓRICO E USO ATUAL DO LODO DE ESGOTO

A disposição de esgotos na agricultura é uma prática antiga. As informações mais conhecidas são as originárias da China. Na Prússia, a irrigação com efluentes de esgotos era praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos muitos projetos para a utilização agrícola dos efluentes de esgoto, especialmente em razão do combate à epidemia do cólera. A prática de uso do solo como meio de disposição do esgoto ou do lodo tem sido freqüente em muitos países e tem se constituído em uma das formas mais utilizadas em diversos países desenvolvidos (França, 58%; Dinamarca, 54%; Espanha, 50%; Reino Unido, 44%; Itália, 33%; Bélgica, 29%; Alemanha, 27%) como condicionador e fertilizante do solo, sendo que nos Estados Unidos o uso do lodo como fertilizante data de 1927 (Bettiol & Camargo, 2005; Neiva, 1999).

Em países industrializados, de acordo com Dias et al. (2001), o lodo de esgoto é usado como fertilizante alternativo há muito tempo, e por este motivo já foram realizadas muitas pesquisas sobre os efeitos deste resíduo no solo. Entretanto, os resultados, que geralmente foram obtidos em solos de clima temperado, dificilmente podem ser extrapolados para os solos ácidos de clima tropical. Andreoli & Fernandes (2001) relatam que, pelos seus teores de matéria orgânica e de nutrientes, o uso do lodo de esgoto na agricultura no Brasil deveria proporcionar aumentos de produção maiores que os aumentos observados em países temperados. Isto porque os solos brasileiros são submetidos a intenso intemperismo, o que acelera a decomposição de seu estoque de matéria orgânica. De acordo com Matthews (1998), o futuro da disposição de lodo deverá ser, predominantemente, como lodo de esgoto em áreas de cultivo agrícola ou a incineração.

Os Estados Unidos da América e a Europa produzem, respectivamente, cerca de 13 milhões de toneladas e sete milhões de toneladas de lodo de esgoto, base seca, por ano, com rotas respectivas de disposição final em aterros (41% e 42%), uso agrícola (25% e 36%), incineração (16% e 11%), disposição oceânica (6% e 5%) e outras formas, como reflorestamento e recomposição de áreas degradadas (12% e 6%) (Tsutiya, 2001).

Dentre as alternativas de disposição final de lodos de esgoto, a oceânica (emissários submarinos) foi proibida a partir de 1999, mediante acordo internacional homologado pela maioria dos países membros das Nações Unidas (Luduvic, 2000). No Brasil, considerando a população de 28.877.974 habitantes atendidos pelas 275 estações de tratamento de esgoto existentes, a produção de lodo é de cerca de 370 mil toneladas, base seca, por ano, com perspectiva de expressivo aumento de processamento nesta década (Machado, 2001).

Desde que convenientemente tratado, o uso agrícola do lodo de esgoto é a forma de disposição final que pode ser considerada como a mais adequada em termos técnicos, econômicos e ambientais, uma vez que apresenta o menor custo para a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes, transformando-o num produto útil dentro de um processo produtivo (Andreoli et al., 1994; Matthews, 1998; Andreoli, 1998; Tsutiya, 1999). O uso do lodo de esgoto na agricultura é a alternativa viável e interessante, pois o resíduo é fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas (Da Ros et al., 1993), e age como corretivo da acidez do solo (Berton et al., 1989; Dias et al., 2001). No Brasil, a pesquisa para o uso de lodo de esgoto na agricultura foi iniciada na década de 1980 com Bettiol & Carvalho que publicaram, no ano de 1982, os primeiros trabalhos sobre o tema (Guedes et al., 2006).

O lodo de esgoto apresenta características químicas que variam em função do material que o originou e do tipo de tratamento utilizado, resumindo-se em três tipos: a) lodo bruto, produzido nos decantadores primários das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), com coloração acinzentada, de odor ofensivo e facilmente fermentável; b) lodo secundário, produzido a partir de processos biológicos, com aparência flocculenta, coloração marrom e odor pouco ofensivo; c) lodo digerido, como sendo aquele que sofreu processo de estabilização biológica, obtida por digestores aeróbios e anaeróbios, apresentando-se com coloração marrom escura, não possuindo odor ofensivo (Luduvic, 1996).

As concentrações de nutrientes vegetais em lodos de esgoto ocorrem com grande variação entre localidades e tratamentos que o resíduo recebe antes de sua disposição final. Os principais nutrientes e suas concentrações médias observadas em um lodo de esgoto típico são: N ($3,2 \text{ dag kg}^{-1}$), P ($1,4 \text{ dag kg}^{-1}$), K ($0,23 \text{ dag kg}^{-1}$), Ca ($2,7 \text{ dag kg}^{-1}$) e Mg ($0,4 \text{ dag kg}^{-1}$). Estes teores estão próximos dos encontrados em esterco animal. Estas características tornam o lodo de esgoto um potencial fertilizante orgânico, visto que pode conter de 40% a 60% de matéria orgânica, com efeitos benéficos sobre a nutrição de plantas quando aplicado aos solos. Não por acaso, atualmente 25% de todo o lodo de esgoto produzido nos Estados Unidos da América têm como disposição final o solo,

sendo que em alguns de seus Estados, como Colorado, Florida, Oregon e Washington, este índice ultrapassa os 70% do volume de lodo gerado (Nascimento et al., 2004).

Entretanto, segundo Santos (2006), nem todos os lodos poderiam ser utilizados como insumo agrícola, sendo que os maiores problemas relativos à aplicação do lodo são devidos à sua aceitação pelo público, aos patógenos, aos riscos de contaminação do aquífero freático pela sobrecarga de nutrientes, à diminuição do seu aproveitamento pelas concentrações excessivas de metais pesados e aos riscos de contaminação da cadeia alimentar por elementos tóxicos. Ainda que os problemas advindos da sobrecarga de nitrogênio possam ser controlados pelo uso de taxas de aplicação anuais equivalentes às demandas de nitrogênio pelas culturas receptoras, a fitotoxicidade, atribuída aos metais pesados, é conhecida como difícil de ser predita, razão pela qual tem influência decisiva na vida útil do sítio onde o lodo está sendo aplicado. Oliveira (2000) destaca esta preocupação ao relatar que o N contido no lodo de esgoto pode restringir a taxa de aplicação mais do que os teores de metais pesados, devido à mineralização de sua carga orgânica e subsequente lixiviação do nitrato.

Cabe salientar que a pressão pela necessidade da adequação do problema de resíduo não pode considerar a disposição no solo, especialmente no caso da reciclagem agrícola, como uma forma de eliminar um problema urbano. As experiências negativas de uma prática inadequada podem inviabilizar esta alternativa no futuro, face às resistências que podem gerar na sociedade, decorrentes dos potenciais danos ambientais, agronômicos e sanitários. Sendo assim, é fundamental uma avaliação prévia criteriosa das características e possíveis contaminantes do lodo de esgoto (Andreoli, 1998).

2.2 CONTAMINANTES DO LODO DE ESGOTO

2.2.1 Metais tóxicos

De acordo com Pires et al. (2005), a presença de metais tóxicos no lodo de esgoto é um dos principais temas quando se considera o impacto ambiental gerado pela adição desse resíduo ao solo. As principais preocupações relacionam-se com a possibilidade desses metais entrarem na cadeia alimentar, de redução da produtividade agrícola, de acúmulo no solo, de alteração da atividade microbiana e de contaminação dos recursos hídricos.

Conforme Melo et al. (1997), são considerados metais pesados os elementos que possuem massa específica maior que 5 g cm^{-3} , ou, segundo Malavolta (1994), com

número atômico maior que 20. De acordo com Miyazawa et al. (2001), o termo metal tóxico, atualmente, é utilizado genericamente para os elementos químicos que contaminam o meio ambiente e podem provocar diferentes níveis de danos à biota, sendo enquadrados nesse conceito os seguintes elementos químicos: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb), selênio (Se) e zinco (Zn). Estes elementos são encontrados naturalmente no solo, em concentrações que variam de mg kg^{-1} a g kg^{-1} , as quais são inferiores às consideradas tóxicas para os diferentes organismos vivos. Dentre eles, As, Co, Cr, Se e Zn são essenciais a diversos organismos vivos.

De acordo com Raij (1991), o Ni e o Cr são tóxicos, principalmente para as plantas. O Cd é tóxico para as plantas e animais, inclusive para o homem, o Pb e o Hg são tóxicos para o homem. No entanto, os elementos que apresentam maiores riscos ambientais são Cd, Cu, Ni e Zn (Logan & Chaney, 1983; Valadares et al., 1983).

Os metais pesados contidos nos lodos de esgoto podem ser divididos em duas categorias, dependendo do risco que eles representam. São considerados metais que oferecem pequeno risco, o Mn, Fe, Al, Cr, As, Se, Sb, Pb e o Hg. Os metais potencialmente perigosos aos homens e aos animais são o Zn, Cu, Ni, Mo e o Cd. Dentre esses, alguns são micronutrientes essenciais para as plantas (Cu, Fe, Mn, Mo e Zn), e outros benéficos (Co e Ni). Para que os efluentes líquidos e os lodos possam ser convenientemente destinados, são necessários a caracterização do afluente e o estabelecimento dos limites dentro dos quais determinados constituintes podem ser aceitos para que não ocorra a inibição do crescimento de microorganismos (Silva et al., 2001b; Tsutiya, 2001).

Sabe-se, ainda, que os esgotos sanitários das cidades incluem, quase sempre, uma parcela de despejos industriais, em geral de pequenas fábricas, postos de serviços, oficinas, ou mesmo de fábricas de maior porte que se localizem próximas ou nos centros urbanos, contribuindo com seus efluentes para a rede pública de coleta de esgotos. Nas regiões metropolitanas, como acontece nas cidades do Rio de Janeiro e de São Paulo, a contribuição de despejos industriais pode chegar a 30% da carga de esgotos. Neste caso, as indústrias responsáveis por esses lançamentos devem ser identificadas e intimadas a tratar seus efluentes (Sanepar, 1997).

Além disso, o lodo de esgoto pode contribuir para a contaminação do solo com metais tóxicos, pois estes não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo. A decomposição do

material orgânico adicionado ao solo, a mineralização e a nitrificação também podem ser inibidas em locais contaminados por metais tóxicos (Tsutiya et al., 2002).

O uso do solo como depurador de resíduos orgânicos contendo metais tóxicos, conforme Bertoncini et al. (1997), tem causado preocupações quanto à persistência destes elementos, sua disponibilidade para as plantas e a possível contaminação das águas subterrâneas. O risco associado aos metais pesados do lodo está ligado principalmente ao fato do solo ser capaz de armazená-los. Embora sejam cumulativos no solo, diversos fatores interferem na dinâmica de sua disponibilidade, tais como o pH, a capacidade de troca catiônica (CTC), a textura e o teor de matéria orgânica. Desta forma, dependendo das condições ambientais, os metais podem estar presentes no solo em formas não disponíveis para as plantas. Neste caso, a sua transferência para a cadeia alimentar dependerá das características de cada solo e do tipo de planta, visto que as espécies vegetais têm capacidades variáveis de absorção de íons (Prosab, 1999).

Outro motivo de preocupação, conforme Jordão & Pessoa (1995), é que metais potencialmente tóxicos e compostos orgânicos são freqüentemente adicionados a diversos processos produtivos para controlar o desenvolvimento de bactérias e algas, e evitar a corrosão nas torres de refrigeração, sendo, em geral, cromatos, fosfatos, polifosfatos, combinação de cromatos e fosfatos, fenóis clorados, compostos de cobre, de cloro, ácido sulfúrico etc. Embora a concentração desses aditivos deva ser geralmente suficientemente baixa para evitar problemas tóxicos no efluente, nem sempre isto ocorre.

De acordo com Ramalho et al. (1999), esses metais tóxicos acumulados no solo podem tornar-se disponíveis para absorção pelas plantas e entrar na cadeia alimentar humana. Entretanto, para Mattiazzo et al. (2001), ainda não foi estabelecido um método que estime, eficientemente, os teores fitodisponíveis de metais tóxicos em solos e espécies vegetais diferentes.

O melhor método para se estimar a fitodisponibilidade de metais tóxicos originários de lodo de esgoto, atualmente, ainda é determinar as concentrações dos metais absorvidos pelas plantas, além de ser a principal via de entrada na cadeia alimentar (Pires et al., 2005).

Todos os metais pesados, nutrientes ou não, formam compostos pouco solúveis com uma série de ânions facilmente encontrados no solo, principalmente carbonato, fosfato e silicato. Entretanto, o fator principal de imobilização desses metais é a formação de complexos polidentados (quelatos) com os componentes húmicos do solo. As zonas poluídas por metais pesados são classificadas com base no seu teor de matéria orgânica.

Assim sendo, um solo é considerado poluído quando o teor de metais pesados atinge níveis três a cinco vezes superiores aos teores originais para solos onde o teor de matéria orgânica está entre 1% e 1,5%, e cinco a 20 vezes superiores aos teores originais quando o teor de matéria orgânica está entre 3% e 4% (Prosab, 1999). Portanto, o uso seguro do lodo de esgoto na agricultura requer o monitoramento desses metais, tanto no lodo quanto no solo e nas plantas (Chagas, 2000).

Em trabalho realizado com a cultura do milho (*Zea mays*), Andreoli et al. (2003) observaram que doses crescentes de lodo de esgoto (0 Mg ha⁻¹, 12 Mg ha⁻¹, 24 Mg ha⁻¹ e 36 Mg ha⁻¹), divididas em duas aplicações, não influenciaram os teores de Cd, Cr e Ni nos solos, nas folhas e nos grãos, que permaneceram abaixo dos respectivos níveis mínimos de detecção. Porém, no solo, houve aumentos nos teores dos elementos cobre e zinco.

Em um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, Silva et al. (2001a) observaram que os teores dos metais tóxicos das amostras de solo tratados com 20 Mg ha⁻¹ e 40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto foram maiores que os da testemunha, porém, menores que os valores considerados perigosos para o ambiente. Resultados semelhantes também foram observados por Tamanini et al. (2005) que, em trabalho realizado com a cultura do milheto (*Pennisetum americanum*), com aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto no solo, concluíram que os níveis de metais tóxicos não apresentaram prejuízos ou acúmulo desses elementos ao solo, mesmo com a adição de elevadas doses do lodo de esgoto. Observaram, ainda, que os teores de Zn foram os únicos que apresentaram aumentos estatisticamente significativos, e que Cu e Zn apresentaram elevação em seus teores nas plantas, porém, se mantiveram em níveis adequados para culturas forrageiras.

Resultados semelhantes também foram obtidos por Godoi (2006) que, avaliando dosagens crescentes de lodo de esgoto (20, 40 e 60 Mg ha⁻¹) aplicados em uma área degradada, observou redução na disponibilidade de Cd, Cr e Pb no solo em todos os tratamentos e que a disponibilidade de K e Ni não foi afetada. Concluiu, ainda, que o lodo de esgoto favoreceu o aumento dos níveis de matéria orgânica, pH e CTC do solo.

Objetivando verificar o efeito da aplicação do lodo de esgoto em alguns atributos químicos de um Argissolo cultivado com cana-de-açúcar por dois anos, Chiba et al. (2008) não observaram efeitos deletérios na qualidade do solo em termos de contaminação com metais pesados.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama, órgão que integra o Sistema Nacional de Meio Ambiente, baseado nos riscos potenciais que os metais pesados podem aferir

à saúde e ao meio ambiente, estabeleceu, através da Resolução nº 375/2006 (Conama, 2006), limites máximos de concentrações para substâncias inorgânicas presentes no lodo de esgoto para o uso agrícola (Tabela 1). Assim, o lodo de esgoto só poderá ser considerado apto a ser utilizado agronomicamente se for previamente analisado e constatado o atendimento dos padrões estabelecidos nesta resolução.

Tabela 1. Concentração máxima de elementos tóxicos permitida no lodo de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.

Elementos químicos	Concentração máxima (mg kg ⁻¹ , base seca)	Elementos químicos	Concentração máxima (mg kg ⁻¹ , base seca)
Arsênio	41	Mercúrio	17
Bário	1.300	Molibdênio	50
Cádmio	39	Níquel	420
Chumbo	300	Selênio	100
Cobre	1.500	Zinco	2.800
Cromo	1.000	-	-

Fonte: Conama (2006).

Embora os metais pesados, de modo geral, possam vir a ser tóxicos às plantas e aos animais, em concentrações reduzidas que habitualmente aparecem nos esgotos domésticos, não se têm notícias de problemas de toxidez aguda ou crônica na disposição dos mesmos, ao contrário do que acontece com os esgotos industriais (Tamanini, 2004). Isto ocorre, pois, durante a permanência dos metais no solo podem prevalecer formas do elemento que se caracterizam por não serem totalmente disponíveis às plantas, considerando, assim, a sua capacidade de adsorção devido à formação de quelatos com a matéria orgânica (Marques et al., 2000; Silva et al., 2001b).

De acordo com Marques et al. (2000), a concentração e o acúmulo de metais tóxicos nos tecidos da planta dependem de sua disponibilidade na solução do solo, já que a concentração desses na raiz e na parte aérea aumenta com a elevação da sua concentração na solução do solo, e a fitotoxidez dos metais varia também conforme as espécies vegetais. Bingham et al. (1993), citados por Ramalho (1996), avaliaram os efeitos do Cd em solos tratados com lodo de esgoto e observaram que plantas de espinafre, soja e alface sofreram injúrias com níveis de 4 mg kg⁻¹ a 13 mg kg⁻¹ de Cd no solo, enquanto que plantas de tomate e de repolho toleraram níveis de, aproximadamente, 170 mg kg⁻¹ de Cd no solo, sem apresentar sintomas de fitotoxidez.

2.2.2 Agentes patogênicos

Os microorganismos encontrados no lodo de esgoto podem ser saprófitas, comensais, simbiontes ou parasitos. Apenas a última categoria é patogênica e considerada capaz de causar doença no homem e nos animais. Dentre os organismos patogênicos, cinco grupos podem estar presentes no lodo: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias (Silva et al., 2001b). Os microorganismos patogênicos do lodo de esgoto refletem de maneira direta o estado de saúde da população contribuinte no sistema de esgotamento e, para seu uso seguro na agricultura, supõe a utilização de uma tecnologia que elimine ou diminua sensivelmente a presença desses microorganismos, aliada ao controle de qualidade e a adequação do tipo de uso agrícola às suas características microbiológicas (Sanepar, 1997).

Para Bastos & Mara (1993), os lodos de esgoto contêm os mais variados microorganismos patogênicos. Porém, a simples presença do agente infeccioso nos lodos utilizados na agricultura não implica, necessariamente, na imediata transmissão de doenças, caracterizando, apenas, um risco potencial. O risco real de um indivíduo ser infectado depende da combinação de uma série de fatores, dentre os quais a resistência dos organismos patogênicos ao tratamento de esgotos e às condições ambientais; patogenicidade; dose infectiva; suscetibilidade e grau de imunidade do hospedeiro; e grau de exposição humana aos focos de transmissão. Assim, para que um microrganismo presente em um efluente utilizado na agricultura chegue a provocar doença, teria que resistir aos processos de tratamento de esgotos empregados e sobreviver no meio ambiente em número suficiente para infectar um indivíduo suscetível.

A quantidade de agentes patogênicos no lodo de esgoto depende de sua origem, da época do ano e do processo de tratamento ao qual foi submetido, das condições sócio-econômicas da população, das condições sanitárias, da região geográfica e da presença de indústrias agro-alimentares (Lopes et al., 2005). De acordo com Feix & Wiert, citados por Silva et al. (2001b), a quantidade de patógenos presentes no lodo não é estática e pode variar em função do tempo (mês, ano, estação do ano), da amostragem feita, da região e do processo de tratamento a que o esgoto tenha sido submetido, conforme pode ser observado na Tabela 2.

Quando o lodo de esgoto não tratado é aplicado ao solo, os microorganismos patogênicos ficam na sua superfície e na superfície dos vegetais, e o seu tempo de sobrevivência varia em função de sua capacidade, textura e pH do solo, incidência de luz

solar, temperatura ambiente, método de aplicação do lodo, capacidade de retenção de água e da fauna microbiana do solo (Santos, 2001). Os raios solares incidindo diretamente sobre os microorganismos produzem sua dessecação, reduzindo seu tempo de sobrevivência. O lodo aplicado em superfície sem incorporação resulta na redução do tempo de sobrevivência do microorganismo pela incidência direta dos raios solares (Rosaz, 1991).

Tabela 2. Concentração de agentes patogênicos em lodo de esgoto tratado por diferentes processos.

Agente Patogênico	Tipo de lodo	Nº de patógenos
Ovos de helmintos	Lodo primário	$10^3 - 10^4 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo digerido	$10^2 - 10^3 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo semi desidratado	$10^1 - 10^3 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo de tratamento aeróbio, semi desidratado	$10^2 - 7,5 \cdot 10^4 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo anaeróbio	$6,3 \cdot 10^3 - 1,5 \cdot 10^4 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
Cistos de protozoários	Lodo primário	$7,7 \cdot 10^4 - 3 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo digerido	$3 \cdot 10^4 - 4,1 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo semi desidratado	$7 \cdot 10^1 - 10^2 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
Bactérias	Lodo	$10^1 - 8,8 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
	Lodo ETE de Belém (Curitiba)	$10^8 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$
Vírus	Lodo primário	$3,8 \cdot 10^3 - 1,2 \cdot 10^5 \text{ L}^{-1}$
	Lodo digerido	$10^1 - 10^3 \text{ L}^{-1}$
	Lodo biológico	$10^1 - 8,8 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$

Fonte: Feix & Wiart, citados por Silva et al. (2001b).

O tempo de sobrevivência dos microorganismos patogênicos no solo e nos vegetais, segundo a Organização Mundial de Saúde – OMS (1989) pode ser observado na Tabela 3.

Conforme Colodro (2005), os riscos à saúde humana ocorrem devido aos fatores seguintes: alta frequência de parasitismo encontrado no lodo; sobrevivência longa no meio externo para os helmintos (ovos de *Ascaris* sp podem sobreviver até sete anos); dose infectante (um ovo ou cisto de helmintos é suficiente para infectar o hospedeiro, no caso, o próprio homem). Borchert (1975) observou que os ovos de *Taenia saginata* podem permanecer viáveis

nas fezes humanas por um período de 71 dias, nas águas residuárias das cidades por 16 dias, nas águas dos córregos por 33 dias e nas pastagens por 159 dias.

Tabela 3. Microorganismos patogênicos encontrados em lodo de esgoto e seus respectivos tempos de sobrevivência no solo e nos vegetais, sob condições de temperatura ambiente entre 20 °C e 30 °C.

Microorganismos	Tempo de sobrevivência	
	Solo ^(*)	Vegetais
Vírus entéricos	<100 dias (<20)	<60 dias (<15)
Bactérias		
<i>Escherichia coli</i>	<70 dias (<20)	<30 dias (<15)
<i>Salmonella sp</i>	<70 dias (<20)	<30 dias (<15)
<i>Vibrio cholerae</i>	<20 dias (<10)	<5 dias (<2)
Protozoários		
<i>Entamoeba histolytica</i> (cistos)	<20 dias (<10)	<10 dias (<2)
Helmintos		
<i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos)	Meses	<60 dias (<30)
<i>Necator americanus</i> larvas	<90 dias (<30)	<30 dias (<10)
<i>Taenia saginata</i> (ovos)	Meses	<60 dias (<30)
<i>Trichuris trichiura</i> (ovos)	Meses	<60 dias (<30)

^(*) Os valores fora dos parênteses referem-se aos máximos observados na literatura, e os valores entre parênteses aos mais habitualmente verificados.

Fonte: Organização Mundial de Saúde (OMS) (1989).

Os principais organismos que poderiam vir a causar doenças em homens e animais, após a aplicação de lodo de esgoto digerido no solo, são *Salmonella* spp., *T. saginata*, *Sarcocystis* spp. e *Cysticercosis* spp. (Pike & Davis, 1984).

Segundo Ilhenfeld et al. (1999), o uso do lodo de esgoto sem desinfecção, ou com desinfecção ineficiente, resulta na geração de uma fonte de disseminação desses organismos, e a empresa geradora do resíduo poderá ser responsabilizada legalmente por eventuais riscos aos quais a população ou o ambiente estejam submetidos. Andraus et al. (2001) destacam que o risco de infecção por bactérias patogênicas no lodo de esgoto tratado é pequeno, porém, pode ser potencializado com o aumento da utilização desse lodo aplicado no solo. Conforme estes autores, as bactérias patogênicas de maior risco no lodo de esgoto são

Campylobacter jejuni; *Escherichia coli*; *Leptospira* spp.; *Salmonella* spp.; *S. enteritides*; *S. typhi*; *S. paratyphi* A, B, C; *Shigella* spp.; *Vibrio cholerae* e *Yersinia* spp.

A liberação de esgoto de origem humana *in natura* nos rios e o uso desse material como fertilizante, pode contribuir para a disseminação das cisticercoses. Pássaros ciscadores, como as gaiivotas, podem facilitar a disseminação, uma vez que os ovos de *T. saginata* podem passar pelos seus tratos digestivos e ainda permanecerem viáveis (Smyth, 1994). Para Acha & Szyfres (1996), um fator muito importante na disseminação e manutenção desses parasitas nos rios é o uso cada vez mais freqüente de detergentes, que impedem a destruição natural de seus ovos.

Conforme Malta (2001), o solo é um meio inóspito para a maioria dos organismos existente no lodo de esgoto, em decorrência da intensa atividade microbiológica de seres bastante adaptados ao meio pedológico. Por esta razão, a maioria dos patógenos apresenta um curto período de sobrevivência no solo, após a incorporação do lodo. Os ovos de helmintos são exceção a esta regra por possuírem, no seu ciclo biológico normal, uma fase de sobrevivência obrigatória no solo, devendo ser os principais alvos de preocupações.

A persistência dos patógenos no solo, segundo Chagas (2000), é comumente aumentada em baixas temperaturas, pH neutro e barreiras físicas contra radiações ultravioleta. Ainda, conforme este mesmo autor, a capacidade de movimentação dos patógenos está relacionada à movimentação da água interflocular do lodo e de águas que transpassem estes flocos, condicionadas pela umidade do lodo e do solo e pela capacidade de retenção do solo.

Ao serem depositados no terreno, os organismos (bactérias, ovos de helmintos ou cistos de protozoários) permanecem na superfície do solo e dos vegetais, sendo o tempo de sobrevivência dependente do próprio organismo. Os ovos de *Ascaris* sp são os mais resistentes e, por isso mesmo, utilizados para o monitoramento da qualidade do tratamento de lodo em solos. A granulometria e o pH do solo afetam a sobrevivência desses organismos. Em solos arenosos o tempo de sobrevivência de helmintos é menor (Hays, 1977).

A utilização do lodo não esterilizado, como adubo orgânico em culturas com ciclo de vida curto, cujas partes comestíveis tenham contato direto com o solo e que sejam consumidas *in natura*, apresenta grande risco para a saúde humana e animal. Para reduzir esse risco, o lodo deve ser tratado com os processos de digestão anaeróbia, calagem ou compostagem, antes de ser utilizado. A compostagem, quando bem controlada, pode melhorar as características físico-químicas do lodo urbano, podendo este ser posteriormente empregado para os mais variados fins. O teor de matéria seca deve ser superior a 20% para se obter maior porcentagem de redução de ovos de helmintos (Soccol et al., 2001).

Com vistas à reciclagem agrícola do lodo de esgotos, conforme Fernandes et al. (1996), um critério puramente microbiológico não parece satisfazer a uma análise mais ampla dos riscos do processo frente a uma possível contaminação ambiental e humana. A questão que permanece aberta à discussão está ligada aos níveis máximos de sobrevivência que poderiam ser admitidos nos lodos a serem dispostos, sem colocar em risco a saúde pública, considerando todos os aspectos ambientais do problema. Ainda, de acordo com os autores, as conseqüências seriam totalmente diferentes, dependendo das espécies de patógenos presentes. A análise do risco sob esta ótica é bastante complexa porque envolveria considerar vários aspectos: eficiência do tratamento do lodo, tipo de solo, cultura e clima, bem como possíveis alterações que podem ocorrer com os microorganismos no ambiente (decaimento, multiplicação, latência, entre outros), rotas de transmissão, presença de hospedeiros intermediários, formas de infecção, doses infectantes, exposição e susceptibilidade dos hospedeiros.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama, nº 375/2006 (Conama, 2006), estabeleceu limites máximos de concentração de patógenos para que o lodo de esgoto tenha uso agrícola, classificando-o em dois tipos: A e B (Tabela 4). Cabe destacar que a referida resolução definiu, através do § 1º do art. 11, que “decorridos cinco anos a partir da data de publicação desta Resolução, somente será permitida a aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado classe A, exceto sejam propostos novos critérios ou limites baseados em estudos de avaliação de risco e dados epidemiológicos nacionais, que demonstrem a segurança do uso do lodo de esgoto Classe B”.

Tabela 4. Classes de lodo de esgoto ou produto derivado e limites toleráveis de agentes patogênicos.

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes termotolerantes: $<10^3$ NMP ¹ /g de ST ² Ovos viáveis de helmintos: $< 0,25$ ovo/g de ST <i>Salmonella</i> : ausência em 10 g de ST Vírus: $< 0,25$ UFP ³ ou UFF ⁴ /g de ST
B	Coliformes termotolerantes: $<10^6$ NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos: < 10 ovos/g de ST

¹ NMP: Número Mais Provável; ² ST: Sólidos Totais; ³ UFP: Unidade Formadora de Placa; ⁴ UFF: Unidade Formadora de Foco.

O lodo de esgoto pode sofrer desinfecção parcial para alguns agentes patogênicos e total para outros, principalmente pelo tratamento à base de cal. Nesse processo, a cal é adicionada ao lodo de modo a elevar seu pH a um valor maior ou igual a 12. Esta condição de pH alto cria um meio que não permite a sobrevivência da maioria dos microorganismos, não ocorrendo a putrefação do lodo, a geração de maus odores e, em consequência, vindo a eliminar os riscos à saúde (Vaz & Gonçalves, 2002; Colodro, 2005).

2.3 EFEITOS DO LODO DE ESGOTO NAS CARACTERÍSTICAS DO SOLO

O efeito da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades dos solos, segundo Chagas (2000), muitas vezes é subestimado. Os lodos digeridos afetam mais os atributos físicos do que a sua fertilidade, principalmente devido aos seguintes fatores: capacidade de reter a umidade; formação de camada protetora que reduz ou elimina a erosão pelo vento e pela chuva; melhoria das condições de abertura de sulcos no terreno; melhoria da estrutura do solo quanto às condições de aeração, pelo aumento do volume de vazios; redução das perdas de nutrientes, pela maior dificuldade no escoamento superficial; condições favoráveis para a proliferação de microorganismos e macrorganismos desejáveis na agricultura, como as minhocas. Experiências com uso de lodo de esgoto demonstraram seus benefícios para diversas culturas e para algumas características químicas e propriedades físicas do solo (Berton et al., 1989; Melo et al., 1994; Oliveira et al., 2002).

2.3.1 Atributos físicos do solo

A adição de lodo de esgoto provoca importantes alterações nos atributos físicos do solo, em decorrência do aumento do conteúdo de matéria orgânica, produzindo efeitos positivos na agregação das partículas, na porosidade, na densidade, na capacidade de retenção e infiltração de água e na temperatura e aeração do solo. A influência da aplicação do lodo sobre a densidade do solo ocorre porque a matéria orgânica e os cátions presentes (Ca^{2+} e Al^{3+} dentre outros) promovem a agregação de partículas e determinam aumento no volume do solo, causando redução na sua densidade (Ortega et al., 1981; Tsutiya et al., 2002; Melo & Marques, 2000; Barbosa et al., 2002).

O lodo de esgoto, sendo rico em matéria orgânica, aumenta a retenção de umidade em solos arenosos e melhora a permeabilidade e a infiltração nos solos argilosos e, por

determinado tempo, mantém uma boa estrutura e estabilidade dos agregados na superfície (Bettiol & Camargo, 2000). De acordo Mello et al. (1989), a matéria orgânica, comum no lodo de esgoto, retém, em forma trocável, cátions essenciais e não essenciais às plantas. Isso evita ou reduz muito as perdas dos mesmos por percolação na água gravitacional.

Alguns estudos comprovam que a aplicação do lodo de esgoto no solo aumenta a capacidade de infiltração e retenção de água, devido ao aumento da porosidade total do solo e da diminuição da sua densidade (Bonnet, 1995; Boeira & Souza, 2007; Alves et al., 2007), bem como, aumenta o teor de matéria orgânica no solo (Bataglia et al., 1983) e a formação de agregados das partículas do solo (Andreoli & Pegorini, 2000).

Em trabalho avaliando a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto em diferentes formas de preparo de solo, Kladivko & Nelson (1979) constataram um aumento significativo na porosidade, sendo de 7,5% da testemunha para 21,4% para a dose de 86 Mg ha⁻¹. Analisando a porosidade ao longo do tempo, observaram decréscimo, sendo de 21,4% aos dois meses e 14,2% aos 12 meses após a aplicação do lodo.

Avaliando as condições físicas de um Latossolo Vermelho, quatro anos após a aplicação de lodo de esgoto, Jorge et al. (1991) observaram um aumento na quantidade de agregados com diâmetros médios superiores a 1,0 mm no tratamento com lodo, além de um acréscimo no índice de agregação de 0,76 para 1,44 mm. A estabilidade dos agregados maiores que 2,0 e 4,0 mm foi reduzida com a adição de calcário ao lodo, indicando a destruição desses agregados, uma vez que a adição do corretivo promoveu a elevação do pH e do teor de cálcio do solo, reduzindo, com isso, o teor de alumínio trocável, cátion com maior poder de floculação. Ainda de acordo com os mesmos autores, outros atributos físicos influenciados positivamente pelo lodo foram a taxa de infiltração da água no solo, o volume de poros e a capacidade de retenção de água, que é afetada pelo número e distribuição dos poros e pela superfície específica.

Em trabalho realizado por Souza et al. (2005), com o objetivo de avaliar o efeito do lodo de esgoto na estabilidade de agregados e resistência à penetração de um Latossolo Vermelho distrófico e um Latossolo Vermelho eutroférico, foi observado um aumento na agregação do solo na camada de 0 cm - 10 cm com a aplicação de 50 Mg ha⁻¹. Concluíram, ainda, que não houve influência sobre a resistência do solo à penetração e umidade dos dois solos.

O crescimento das raízes foi avaliado por Sopper (1993) em áreas com aplicação de lodo, sendo observado um rápido estabelecimento e crescimento de milho comum, milho

doce, soja e sorgo, obtendo-se uma maior porcentagem de cobertura e maiores produtividades decorrentes do melhor desenvolvimento das raízes. Resultados semelhantes também foram verificados por Bottega & Nascimento (2001), que observaram aumento na penetração de raízes em decorrência do aumento da porosidade do solo, e por Vega et al. (2005), que concluíram que doses elevadas de lodo de esgoto contribuíram para aprofundar o sistema radicular da pupunheira (*Bactris gasipaes* Kunth), bem como proporcionaram maiores quantidades de raízes absorventes em relação às raízes totais em função da redução da densidade do solo.

2.3.2 Atributos químicos do solo

Regiões de clima tropical e subtropical apresentam predominância de solos muito intemperizados, com baixos conteúdos de matéria orgânica e nutrientes disponíveis (Brady, 1989). Nessas situações, o uso agrícola de resíduos, como o lodo de esgoto, pode ser vantajoso, pois são resíduos predominantemente orgânicos (Andrade, 1999). O lodo de esgoto tem grande interesse agrícola pelo seu conteúdo em nutrientes minerais, principalmente nitrogênio, fósforo e micronutrientes e, especialmente, pelo seu teor em matéria orgânica, cujos efeitos no solo se fazem sentir a longo prazo, melhorando sua resistência à erosão e à seca, ativando a vida microbiológica do solo e, possivelmente, aumentando a resistência das plantas às pragas (Sanepar, 1997).

A concentração dos nutrientes no lodo de esgoto varia conforme o tipo de esgoto e tratamento que este recebe, conforme exemplificado na Tabela 5, sendo, muitas vezes, necessária a complementação com outras fontes de fertilizantes, orgânicos ou minerais, de acordo com as necessidades nutricionais específicas das culturas. De modo geral, o lodo de esgoto apresenta quantidades apreciáveis de N, Cu, Zn e Mn, e menores de B, Mo e Cl. Quando tratados com cal, apresentam também altos teores de Ca e Mg. (Andreoli & Fernandes, 2001; Tsutiya, 2001).

Sob o ponto de vista de nutrição nitrogenada das plantas, não importa qual a fonte escolhida para adubação (orgânica ou mineral), desde que ela seja usada adequadamente e seja capaz de disponibilizar N às plantas, em formas minerais (Tsutiya, 2001). Vieira et al. (2004) observaram que a aplicação de fertilizante nitrogenado na cultura do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) pode ser substituída por quantidade adequada de lodo de esgoto. Segundo Boeira (2004), durante a mineralização de resíduos orgânicos no solo, um dos produtos

é o amônio (NH_4^+), que pode ser retido pelo solo, absorvido pelas plantas ou convertido em nitrato (NO_3^-). O nitrato, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, lixiviado para fora da zona de absorção das raízes ou ser convertido a nitrogênio gasoso (N_2) e perdido para a atmosfera.

Tabela 5. Teores médios de nutrientes e carbono em diversos lodos de esgoto utilizados em experimentos agrícolas (matéria seca).

Nutrientes	Estações de tratamento de esgoto				
	Barueri, SP ¹ (Lodo ativado)	Franca, SP ¹ (Lodo ativado)	Belém, PR ² (Lodo ativado)	UASB, PR ² (Anaeróbio)	Sul, DF ³ (Aeróbio)
N	0,225	0,915	0,419	0,222	0,535
P	0,148	0,181	0,370	0,067	0,170
K (g kg ⁻¹)	0,001	0,035	0,036	0,095	0,018
C org	2,100	3,400	3,210	2,010	6,250
Ca	0,729	0,213	0,159	0,083	0,268
Mg	-	-	0,060	0,030	0,041
B	-	118,00	-	-	22,00
Fe	-	42.224,00	-	-	20.745,00
Cu (mg kg ⁻¹)	703,00	98,00	439,00	89,00	186,00
Zn	1.345,00	1.868,00	864,00	456,00	1.060,00
Mn	-	242,00	-	-	143,00
Mo	23,00	9,00	-	-	-

Fonte: ¹Tsutya (2001); ²SANEPAR (1997); ³Silva et al. (2000)

Em trabalho desenvolvido por Simonete et al. (2003), em casa de vegetação, para avaliar os efeitos da aplicação de lodo de esgoto nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo e na produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes em plantas de milho, utilizando doses crescentes de lodo (0, 10, 20, 30, 40 e 50 Mg ha⁻¹), foi observado que houve aumento da CTC e dos teores de MO, P, K, Ca, Mg, SO₄, Al e H+Al do solo e redução do pH. Ainda, de acordo com os autores, a redução de pH pode estar associada às reações de nitrificação do N amoniacal, à provável oxidação de sulfitos e à produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo por microorganismos. Neste mesmo trabalho também foi verificado um aumento na produção de matéria seca da parte aérea das plantas de milho.

Em estudo com diferentes doses de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho com milho, Silva et al. (2000) observaram que a dose de $5,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ foi suficiente para manter a produção da cultura em 4.700 kg ha^{-1} , sendo que o efeito residual manteve esse nível de produção por mais três anos. Esses autores determinaram a dose de 19 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto como a que proporcionou a produtividade máxima do milho. Estes resultados corroboraram as pesquisas de Da Ros et al. (1993) que observaram o aumento da produtividade de milho e da associação aveia-ervilha em plantio subsequente, denotando o efeito residual do lodo de esgoto, além de elevar os teores de N e P do solo.

O uso agrícola do lodo de esgoto também foi avaliado por Lemainski & Silva (2006) que em trabalho realizado com o objetivo de se avaliar, em dois anos agrícolas consecutivos, o potencial de resposta do milho ao lodo de esgoto úmido comparativamente a fertilizante mineral misto, em um Latossolo Vermelho distrófico argiloso, concluíram que a utilização desse resíduo como fertilizante na cultura do milho mostrou-se agronomicamente viável, destacando que o lodo de esgoto foi, em média, 21 % mais eficiente do que o fertilizante mineral. Observaram, ainda efeitos benéficos do uso do lodo de esgoto, não só imediatos (primeiro cultivo) como também, efeitos residuais (segundo cultivo).

Trabalho semelhante foi desenvolvido por Barbosa et al. (2007) que avaliaram a produtividade do milho safrinha, em um Latossolo Vermelho eutroférico, após dois anos de aplicação consecutiva desse resíduo tratado com calcário dolomítico na dose de 50 % do peso de lodo seco em dosagens crescentes de 6 Mg ha^{-1} , 12 Mg ha^{-1} , 24 Mg ha^{-1} e 36 Mg ha^{-1} (peso de matéria seca) e verificaram que houve efeito residual do uso do lodo de esgoto e que a dose de 36 Mg ha^{-1} promoveu produtividade superior à das doses de 6 Mg ha^{-1} e 12 Mg ha^{-1} .

Foi verificado por Favaretto et al. (1997) que, em tratamentos com maiores dosagens de lodo de esgoto, houve decréscimo no teor de carbono orgânico do solo, atribuindo esta ocorrência a uma provável maior atividade biológica do sistema logo após a adição do resíduo. Estes resultados não são concordantes com os verificados por Kladviko & Nelson (1979) que verificaram incremento do teor de matéria orgânica no solo.

Em trabalho realizado por Barros et al. (2002), aplicando-se diferentes doses de lodo de esgoto, observou-se aumento dos teores de nitrogênio no solo, na matéria seca e no conteúdo do elemento em plantas de milho e de feijão, concluindo que o lodo de esgoto pode substituir, parcialmente, a fertilização nitrogenada no cultivo dessas espécies. Resultados semelhantes também foram encontrados por Lobo & Grassi Filho (2007) que,

em pesquisa desenvolvida com o cultivo de girassol, concluíram que o nitrogênio proveniente da adubação mineral pode ser totalmente substituído pelo nitrogênio proveniente do lodo de esgoto, tendo havido um aumento significativo na produtividade, tanto no grão e no rendimento de óleo, como na produção de matéria seca.

O uso do lodo de esgoto na cultura do algodoeiro herbáceo foi avaliado por Pedroza et al. (2005), tendo concluído que a partir da dose de lodo de esgoto equivalente a 450 kg ha^{-1} de N houve decréscimo das variáveis estudadas (produção do algodão em caroço, peso do capulho, número de capulhos, porcentagem de fibra, peso de pluma, peso de 100 sementes, fitomassa da parte aérea, fitomassa da raiz, fitomassa total e relação fitomassa da parte aérea/fitomassa da raiz). Conforme os autores, os decréscimos verificados nessas variáveis eram esperados, uma vez que quaisquer nutrientes só são considerados essenciais às plantas quando se encontram na solução do solo em forma assimilável e numa concentração ótima que possa assegurar o seu melhor aproveitamento. Uma das leis básicas da fertilidade do solo, a lei do máximo, estabelece que qualquer fator de produção, quando em excesso, tende a aumentá-la ou até a diminuí-la.

Para Corrêa et al. (2005), há a necessidade de se considerar a fração de mineralização potencial do N orgânico contido no lodo de esgoto, para o estabelecimento de sistemas de uso agrônômico desse resíduo como fertilizante nitrogenado, visando minimizar riscos por contaminação de mananciais de água com nitrato, reforçando, assim, as conclusões de Oliveira (2000) e Boeira (2004).

Em um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, Silva et al. (2001a) observaram que a adição de lodo de esgoto no solo promoveu diminuição da sua acidez e o fornecimento, principalmente de Ca, P, S e Zn. Entretanto, seus efeitos foram de curta duração, restringindo-se a um ano agrícola. O uso de lodo de esgoto como fonte de nutrientes para a cana-de-açúcar também foi avaliado por Nogueira et al. (2007) que, utilizando um Latossolo Vermelho distroférico, concluíram que, de maneira geral, esse resíduo apresentou desempenho comparável à fertilização mineral. O fornecimento de nutrientes pelo lodo de esgoto para a cultura de cana-de-açúcar também foi constatado por Melo & Marques (2000).

O aproveitamento do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as culturas de arroz, aveia, trigo, pastagens, feijão, soja, girassol, café e pêssego, entre outras, foi estudado por Bettiol & Camargo (2000), tendo comprovado ser este resíduo uma alternativa à adubação mineral.

Cultivando *Eucalyptus grandis*, em solo tratado com três diferentes doses de lodo de esgoto (10 Mg ha⁻¹, 20 Mg ha⁻¹ e 40 Mg ha⁻¹) e em solo fertilizado com adubo mineral, Guedes (2005) observou que a disponibilidade de P, Ca e Zn no solo fertilizado com lodo de esgoto foi maior que no solo adubado quimicamente, tendo concluído que se evidencia maior capacidade em manter a sustentabilidade produtiva do ecossistema quando se aplica este resíduo no solo como fonte de nutrientes.

Resultados promissores quanto ao potencial do uso do lodo de esgoto para o cultivo de eucalipto também foram obtidos por Gonçalves et al. (2000), Trigueiro & Guerrini (2003) e Freier et al. (2006). No entanto, Barreiros et al. (2007) verificaram que a aplicação de lodo de esgoto contribuiu para a redução da densidade básica da madeira, fato que, conforme os autores, foi compensado pelo aumento de produtividade.

Avaliando parcelas cultivadas com milho que receberam doses crescentes de lodo de esgoto (54, 108 e 216 Mg ha⁻¹, de lodo úmido) com e sem calcário e adubação mineral completa, Silva et al. (2002) observaram que os resultados indicaram que a menor dose utilizada (54 Mg ha⁻¹) teve efeito residual até o terceiro ano após a aplicação, com produtividade média de 4.700 kg ha⁻¹ de grãos de milho. Resultados semelhantes foram encontrados por Pereira Júnior et al. (1997).

Em experimentos com soja, conduzidos em solo fertilizado com doses crescentes de lodo de esgoto, Vieira et al. (2005) verificaram que as maiores produtividades, tanto no primeiro como no segundo ano agrícola, foram obtidas nas parcelas tratadas com as duas maiores doses de lodo de esgoto (3 Mg ha⁻¹ e 6 Mg ha⁻¹), tendo constatado, também, que a necessidade de P, nessa cultura, pode ser suprida pelo lodo de esgoto e que a adição deste resíduo no solo não provocou aumento dos teores de Fe, Zn, Cu, Cd, Pb e Ni nos grãos da soja. Entretanto, concluíram que a aplicação do lodo de esgoto pode promover perdas de NO³⁻ para o ambiente.

Foi verificado por Oliveira et al. (1993) que o aumento das doses de lodo de esgoto no solo promoveu absorção significativa de N, P, Ca e Mg em plantas de sorgo granífero. Silva (1995) também pôde comprovar, em experimento realizado com cana-de-açúcar, ser o lodo de esgoto adequado como corretivo do complexo coloidal do solo, além de servir como fonte de Ca, P, S e Zn, promovendo um aumento linear na produtividade de biomassa e de açúcar.

Aumentos nos teores de carbono orgânico e da CTC do solo tratado com lodo de esgoto foram observados por Melo et al. (1994) e por Dias et al. (2007). Esta constatação também foi feita por Bezerra et al. (2002) que, realizando estudos em áreas degradadas

com processos de revegetação, observaram que a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto promoveu aumentos significativos no teor de carbono orgânico e na CTC do solo, além de ter influenciado positivamente nos níveis de N, P, Fe, Cu e Zn. No caso do Zn, Araújo & Nascimento (2005) verificaram que a adição de doses crescentes de lodo de esgoto aumentaram os teores de Zn extraídos por DTPA. Entretanto, houve diminuição de sua mobilidade.

Segundo Oliveira et al. (2002), o aumento nos teores de C orgânico em solos que recebem lodo de esgoto depende da dose aplicada, da taxa de decomposição e de características intrínsecas aos diferentes lodos. Em regiões tropicais, os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre o C orgânico, quando ocorrem, são temporários (Carmo, 2001; Vaz & Gonçalves, 2002), embora alguns estudos tenham constatado, em longo prazo, aumentos lineares desses teores no solo com a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto (Oliveira et al., 2002).

Com o objetivo de se avaliar o efeito residual do lodo de esgoto, Galdos et al. (2004), usando diferentes doses deste resíduo, observaram que a aplicação deste resíduo em solo cultivado com milho aumentou a produção da cultura no segundo ano, comparativamente aos tratamentos sem aplicação do lodo de esgoto e com adubação mineral e, ainda, que não houve efeito deste resíduo sobre os teores de P no solo, mas houve incremento dos teores do nutriente nas folhas. Constataram, também, o aumento dos teores de metais no solo (Cu, Ni e Zn) e na planta (Zn).

De acordo com Nascimento et al. (2004), que avaliaram os efeitos da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto nas características químicas do solo, este resíduo promoveu a diminuição do pH e o aumento dos teores de matéria orgânica, N total, P, K, Na, Ca e Mg e, ainda, aumentou a produção de matéria seca das plantas de milho e de feijoeiro. Entretanto, Silva et al. (2001a) salientam que a complementação potássica é frequentemente apontada como imprescindível para a obtenção de boas produtividades, uma vez que o lodo de esgoto é pobre quanto a esse elemento.

2.3.3 População microbiana do solo

Como a microbiota do solo é a principal responsável pela decomposição dos compostos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia do solo, a biomassa microbiana e sua atividade têm sido apontadas como as características mais sensíveis às alterações na qualidade do solo, causadas por mudanças de uso e práticas de manejo, como

as promovidas pela aplicação de resíduos orgânicos (Debosz et al., 2002). De fato, a aplicação de lodo de esgoto pode afetar diretamente a biomassa microbiana, pois esta se relaciona ao teor e à qualidade da matéria orgânica (Trannin et al., 2007).

Segundo Tsutiya et al. (2002), o lodo de esgoto, sendo rico em matéria orgânica, que funciona como fonte de energia, de carbono e de nutrientes, deve favorecer o crescimento da população microbiana do solo, além de melhorar a capacidade de aeração e de retenção de água, características favoráveis para o crescimento da maioria dos microorganismos do solo. Sopper, citado por Dionísio et al. (2001), demonstrou que, num solo siltoso, quando se comparou uma parcela testemunha com solos tratados com mais de 370 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto por seis anos, houve aumentos significativos nas populações de bactérias e fungos do solo. Entretanto, Lopes (2001) alerta que a aplicação de lodo de esgoto provoca um distúrbio na fisiologia da microbiota do solo e que aplicações sucessivas de altas doses podem levar a alterações significativas na capacidade metabólica dos solos.

Em solos degradados, onde há perda de horizontes orgânicos, conforme citado por Andreoli et al. (1999), a principal fonte de carbono para utilização microbiana é a biomassa das plantas. Entretanto, enquanto não se verifica a acumulação de matéria orgânica no solo, a atividade microbiana e o crescimento da vegetação permanecem em baixos níveis. Melo (1994) relata que os solos remanescentes de áreas degradadas se constituem de um substrato compactado, pouco produtivo, em decorrência da remoção de espessas camadas do solo original, suportando uma vegetação rarefeita e desordenada, e que, em geral, essa degradação progride, alterando suas características físicas, químicas e biológicas. Nestes casos, o lodo de esgoto promove um estímulo ao aumento da população microbiana do solo, em função da adição de nutrientes, matéria orgânica e de microorganismos oriundos do próprio lodo de esgoto (Fliebach et al., 1994; Colodro et al., 2007).

Foi constatado, por Millner et al. (1981), o aumento das comunidades de bactérias e actinomicetos como resposta à incorporação de lodo de esgoto no solo. No entanto, Leoni & Ghini (2003), avaliando a potencialidade do lodo de esgoto na indução de supressividade *in vitro* a *Phytophthora nicotianae*, observaram que a incorporação do lodo de esgoto ao solo não alterou as comunidades de fungos, actinomicetos e bactérias, quando avaliada mediante a contagem de colônias em placas, indicando a necessidade de maiores estudos sobre a questão.

Conforme observado por Andraos & Keil (1998), o lodo de esgoto promoveu um aumento na quantidade de bactérias no solo, principalmente na camada até 20 cm, onde há maior exploração pelo sistema radicular de gramíneas e disponibilidade de matéria orgânica. Verificaram, ainda, que ocorreu uma variação populacional de bactérias entre os períodos do ano, sendo que na primavera houve um aumento substancial da população devido aos fatores climáticos mais adequados.

A adição do lodo de esgoto ao solo, segundo Heckman et al. (1987), pode estimular a nodulação em plantas de soja, aumentando a sobrevivência e a multiplicação dos rizóbios no solo. Este efeito também foi constatado por Vieira et al. (2004) que, em trabalho desenvolvido com feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), observaram que a aplicação de lodo de esgoto pode estimular a nodulação e fixação simbiótica de N₂ pelas estirpes nativas de rizóbio.

2.4 ÁREAS DEGRADADAS

O surgimento de áreas degradadas, no Brasil, tem aumentado consideravelmente, ao longo dos anos, ocasionando inúmeros prejuízos ao meio ambiente. A degradação, na maioria das vezes, está relacionada às atividades antrópicas, como construção de estradas e barragens, mineração e áreas agrícolas mal manejadas (Duda et al., 1999). Conforme Glufke (1999), a preocupação em recuperar áreas degradadas está conectada a fatores como a recomposição da paisagem, a conservação de recursos hídricos, a fixação e a conservação da fauna e da flora, a preservação de encostas, a contenção da erosão, a prevenção de assoreamento dos cursos d'água e o cumprimento da legislação ambiental vigente.

De acordo com Corrêa (2005), a conceituação de área degradada é ampla e diversa na literatura especializada. Genericamente, qualquer alteração do meio natural pode ser considerada uma forma de degradação. Dessa forma, pode ser área degradada aquela que diminui sua produtividade por causa de manejos agrícolas inadequados, aquela que teve a cobertura vegetal removida, aquela que recebeu excesso de fertilizantes e agrotóxicos, a que teve seu solo poluído ou, finalmente, aquela área que perdeu seus horizontes superficiais do solo por causa da erosão ou da mineração.

Parte das principais áreas intensamente degradadas pela atuação antrópica decorre da inadequação das práticas de estabelecimento de mineração e de áreas remanescentes da construção de usinas hidrelétricas. Pela utilização indevida da paisagem e dos ecossistemas envolvidos, a degradação progride, alterando as características físicas, químicas e biológicas dos solos envolvidos. Os solos remanescentes de áreas degradadas se constituem de um substrato compactado, pouco produtivo, em decorrência da remoção de espessas camadas do solo original, suportando uma vegetação rarefeita e desordenada; em geral, essa degradação progride, alterando suas características físicas, químicas e biológicas (Melo, 1994).

Considerando-se que a maior intensidade de atividade biológica ocorre na camada superficial do solo, conclui-se que a sua exposição aos processos erosivos, com remoção

de materiais devido ao uso e, ou, manejo inadequados, provoca redução de sua qualidade (Habte, 1989).

O processo de recuperação do solo de uma área degradada deve ter como princípio básico o retorno de condições mínimas para o estabelecimento e crescimento de plantas. No entanto, a recuperação destas áreas deve garantir também um nível de renda compatível com o investimento requerido para a sua recuperação, fazendo necessária a adoção de tecnologias simples, de baixo custo e apropriadas ao uso dos produtores rurais (Macedo, 1992). Este processo é lento e está relacionado à capacidade de restabelecimento do solo. Para tanto, são empregadas técnicas de biorremediação, termo que designa uma série de processos de biotratamento, em que os microorganismos têm vital importância e assumem a função de biorremediadores, na degradação de agentes poluidores (Siqueira et al., 1994), e de facilitadores de programas de revegetação e reflorestamento de solos degradados (Thorne et al., 1998).

A baixa capacidade de retenção de água e de íons, reduzindo a disponibilidade de água às plantas, constitui importante limitação à capacidade produtiva dos solos. O manejo adequado deve prever o enriquecimento e a manutenção, pelo maior tempo possível, da matéria orgânica no solo, o que pode ser conseguido com a aplicação de resíduos orgânicos e com a prática da adubação (Pereira et al., 1992). Conforme Bezerra et al. (2006), a aplicação de lodo melhora os aspectos de fertilidade do solo degradado.

Estudando a recuperação de uma cascalheira no Distrito Federal, em 600 ha de área de materiais para a construção da cidade de Brasília, Pinto (1998) utilizou gramínea e lodo nesse processo, tendo em vista o seu rápido crescimento e grande consumo de Nitrogênio disponível, controlando, assim, o risco ambiental pela contaminação do lençol freático por nitrato. Conforme Gonçalves et al. (2000), a fertilização de povoamentos florestais com lodo de esgoto tem como ponto positivo o fato de que os produtos dessas culturas não são voltados para a alimentação humana ou animal, reduzindo, portanto, os riscos de contaminação do homem.

O lodo puro manteve uma umidade mínima necessária à sobrevivência de árvores por até seis semanas, com doses de 66% e 80% do volume da cova, aplicadas a um solo degradado por atividade de mineração e com um teor de água de 8,5 % na época da seca, segundo (Corrêa & Melo Filho, 1998). A umidade do substrato foi suficiente para manter as plantas vivas até a quarta semana (15% e 17%, respectivamente). A manutenção lenta da umidade por um tempo prolongado foi considerada importante para situações como a encontrada em solos dos cerrados, sujeitos a períodos de estiagem embutidos no período chuvoso, conhecidos como “veranico”.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS

O experimento foi instalado em parcelas de 8 m x 4 m (Figura 1). Foram estudados oito tratamentos, com quatro repetições, sendo: T1 - testemunha; T2 - calagem + adubação mineral (40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ + 40 kg ha⁻¹ K₂O); T3 - lodo de esgoto (20 Mg ha⁻¹); T4 - lodo de esgoto (20 Mg ha⁻¹) + bio-estimulador; T5 - lodo de esgoto (40 Mg ha⁻¹); T6 - lodo de esgoto (40 Mg ha⁻¹) + bio-estimulador; T7 - lodo de esgoto (60 Mg ha⁻¹); T8 - lodo de esgoto (60 Mg ha⁻¹) + bio-estimulador. Em cada repetição foram plantadas três mudas de cada uma das seguintes espécies florestais: mutamba (*Guazuma ulmifolia*); aroeira (*Myracrodruon urundeuva*); paineira (*Chorisia speciosa*) e pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), no espaçamento de 1,5 m entre plantas na linha e 2,0 m entre linhas, distribuídas aleatoriamente, conforme sorteio efetuado previamente.



Figura 1. Característica da área degradada e demarcação das parcelas dos tratamentos com adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianápolis, GO. Dezembro/2004.

As mudas das espécies arbóreas foram plantadas nas parcelas do experimento no dia 28 de novembro de 2006. As plantas foram avaliadas no dia 28 de maio de 2008, quanto aos seguintes parâmetros vegetativos: altura total, diâmetro na altura do colo e sobrevivência das plantas. A altura total e o diâmetro na altura do colo das plantas foram obtidos, respectivamente, com uma trena e um paquímetro metálico, graduados em milímetros. Os índices de sobrevivência foram obtidos com a contagem do número total de plantas vivas em cada tratamento.

Os valores médios iniciais para a altura e o diâmetro na altura do colo das plantas estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Valores médios iniciais da altura e do diâmetro na altura do colo das espécies florestais mutamba (*Guazuma ulmifolia*); aroeira (*Myracrodruon urundeuva*); paineira (*Chorisia speciosa*) e pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), cultivadas em solo degradado fertilizado com adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2006.

Variável	Espécies florestais			
	Mutamba	Aroeira	Paineira	Pau-de-óleo
Altura (cm)	13,8	16,0	48,0	10,7
Diâmetro (cm)	0,4	0,5	1,1	0,3

Os parâmetros de solo foram avaliados conforme metodologia de análise estabelecida pela Embrapa (1997) e foram os seguintes: pH, matéria orgânica, CTC, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cádmio, cromo, níquel, chumbo, cobre, ferro, manganês e zinco. Foram realizadas duas coletas de solo, nas profundidades de 0-15 cm e 15-30 cm, tendo sido a primeira coleta realizada em 5 de novembro de 2004, antes, portanto, da implantação do experimento, e a segunda coleta, com o objetivo de avaliar os efeitos residuais dos tratamentos, em 7 de junho de 2008, aos 41 meses após a incorporação do lodo de esgoto e da adubação mineral.

No tratamento T2 foi feita calagem no dia 14 de dezembro de 2004, quando foi aplicada e incorporada a dose de 1.937,5 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico (PRNT de 92,3%) (Figura 2). A incorporação do lodo de esgoto e da adubação mineral ao solo, nos tratamentos que receberam estes insumos, foram realizadas manualmente, no dia 28 de janeiro de 2005. A adubação mineral, referente ao tratamento T2, consistiu na aplicação, em cada parcela, de 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 40 kg ha⁻¹ K₂O. A fonte de fósforo utilizada foi o termofosfato Yoorin com os seguintes componentes: P₂O₅ (17,5 dag kg⁻¹), ácido cítrico (16,0 dag kg⁻¹), Ca (20,0 dag kg⁻¹),

B ($0,1 \text{ dag kg}^{-1}$), Mn ($0,12 \text{ dag kg}^{-1}$), Mo ($0,006 \text{ dag kg}^{-1}$), Mg ($7,00 \text{ dag kg}^{-1}$), Zn ($0,55 \text{ dag kg}^{-1}$) e Cu ($0,05 \text{ dag kg}^{-1}$). O cloreto de potássio foi a fonte de K.



Figura 2. Operação de distribuição do calcário dolomítico, em parcela do tratamento T2 (adubação mineral), no experimento de recuperação de solo degradado, com aplicação de adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianópolis, GO. Dezembro/2004.

Nos tratamentos T4, T6 e T8 foram aplicados, com a utilização de bomba-costal, 50 ml, por parcela (32 m^2), correspondendo a $15,625 \text{ L ha}^{-1}$, de um bio-estimulador, que tem como proposta estimular as atividades biológicas que ocorrem durante a degradação da matéria orgânica presente no lodo de esgoto, tanto industrial quanto doméstico. Este produto, conforme informações do fabricante, é composto por macro e micronutrientes, surfactantes, hormônios, enzimas naturais, polissacarídeos, ácidos orgânicos, vitaminas e elementos que atuam reduzindo a toxicidade de esgotos.

No entorno de todas as mudas de espécies arbóreas realizou-se a retirada das plantas invasoras manualmente (coroamento), ao longo de todo o período de duração do experimento, em um raio aproximado de 0,50 cm. Durante o interstício de maio a outubro de 2007, que corresponde à época seca na região, as plantas foram irrigadas usando-se uma carreta-tanque rebocada pelo trator. Para o combate às formigas cortadeiras foi utilizado, em todos os tratamentos, iscas à base de sulfluramida (Mirex-S), na dose de 8 a 10 g m^{-2} de formigueiro.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS UTILIZADAS

As mudas das espécies arbóreas utilizadas no experimento foram produzidas em tubetes, com substrato composto por uma mistura de vermiculita, húmus, carvão, calcário e adubo bio-ativo, tendo suas sementes sido semeadas em março de 2006. A reposição dos nutrientes para as plantas no viveiro foi realizada semanalmente, através da irrigação, com a formulação (NPK) 20-0-20 e micro-nutrientes. Não foi utilizado nenhum tipo de agrotóxico e a irrigação foi aplicada diariamente até o dia 4 de novembro de 2006. Após essa data, a irrigação passou a ser aplicada em dias alternados, de dois em dois dias, até a data da expedição das mudas do viveiro, que ocorreu em 16 de novembro de 2006.

As quatro espécies arbóreas usadas foram selecionadas por serem de ocorrência natural na região dos cerrados. Foram obtidas a partir de sementes selecionadas de uma mesma árvore matriz, reduzindo assim a variabilidade genética entre as plantas e, conseqüentemente, o erro amostral. Possuem as seguintes características, conforme Lorenzi (1992):

a) Mutamba (*Guazuma ulmifolia*)

- Família Sterculiaceae;
- Nomes comuns: mutambo; fruta-de-macaco; embira; embiru; envireira;
- Características morfológicas: altura de 8 m a 16 m, com tronco de 30 cm a 50 cm de diâmetro. Folhas simples, com pubescência estrelada em ambas as faces, de 10 cm a 13 cm de comprimento;
- Fenologia: Floresce a partir do final do mês de setembro, prolongando-se até o início de novembro. Os frutos amadurecem nos meses de agosto e setembro;
- Distribuição geográfica: em quase todo o país, desde a Amazônia até o Paraná, principalmente na floresta latifoliada semidecídua.
- Informações ecológicas: Planta semidecídua, heliófita, pioneira. Produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis.

b) Aroeira (*Myracrodruon urundeuva*)

- Família: Anacardiaceae;
- Nomes comuns: urundeúva, aroeira, aroeira-do-sertão, aroeira-do-campo, aroeira-da-serra;
- Características morfológicas: altura de 6 m a 14 m no cerrado e na caatinga e até 25 m em solos mais férteis da floresta latifoliada semidecídua, com tronco de 50 cm-80 cm de diâmetro;

- Fenologia: floresce durante os meses de junho e julho, geralmente com a planta toda despida de folhagem.
- Distribuição geográfica: ocorre desde o Ceará (caatinga) até o estado do Paraná e Mato Grosso do Sul. É mais freqüente no nordeste do país, oeste dos estados da Bahia, Minas Gerais, São Paulo e sul dos estados de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e Goiás.
- Informações ecológicas: Planta decídua, heliófita, característica de terrenos secos e rochosos. Ocorre em agrupamentos densos, tanto em formações abertas e muito secas até em formações muito úmidas e fechadas.

c) Paineira (*Chorisia speciosa*)

- Família: Bombacaceae
- Nomes comuns: paineira-rosa, árvore de paina, paineira-branca, paina-de-seda;
- Características morfológicas: planta aculeada de 15 m a 30 m de altura, com tronco volumoso de 80 cm a 120 cm de diâmetro. Folhas compostas digitadas;
- Fenologia: floresce a partir de meados de dezembro, prolongando-se até abril. A maturação dos frutos ocorre durante os meses de agosto a setembro com as árvores totalmente despidas de folhagem;
- Distribuição geográfica: Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás, São Paulo, Mato Grosso do Sul e norte do Paraná, na floresta latifoliada semidecídua da bacia do Paraná.
- Informações ecológicas: Planta decídua, heliófita, característica da floresta latifoliada semidecídua. Ocorre tanto no interior da floresta primária densa como em formações secundárias.

d) Pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*)

- Família: Leguminosae-Caesalpinoideae (Caesalpinaceae);
- Nomes comuns: copaíba, óleo – de – copaíba, copaíba – vermelha, oleiro;
- Características morfológicas: altura de 10 m a 15 m, com tronco de 50 cm a 80 cm de diâmetro. Copa globosa densa; folhas compostas com três a seis jugos;
- Fenologia: floresce durante os meses de dezembro a março. Os frutos amadurecem em agosto e setembro com a planta quase totalmente despida de folhagem;
- Distribuição geográfica: Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Paraná.
- Informações ecológicas: Planta decídua ou semidecídua, características das formações de transição do cerrado para a floresta latifoliada semidecídua. Ocorre tanto na mata primária como nas formações secundárias. Produz anualmente grande quantidade de sementes, amplamente disseminada por pássaros.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO EXPERIMENTO

A área experimental está localizada à altura do km 124 da BR-060, margem direita, no sentido Goiânia-Brasília, no interior do Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco, nas coordenadas geográficas de 16°32'44" de Latitude S, 49°08'44" de Longitude W. Gr. e 769 m de altitude, no município de Goianápolis, Estado de Goiás (Figura 3).



Figura 3. Vista geral da área do experimento de recuperação de solo degradado, com aplicação de adubo mineral e doses crescentes de lodo de esgoto, localizado à margem da Rodovia BR 060, km 124. Goianápolis, GO. Dezembro/2004.

O clima no local, conforme definido por Köppen, classifica-se no grupo de climas tropicais chuvosos, como Aw-savana, tendo o caráter sub-úmido, com duas estações bem definidas: uma seca, com duração de quatro a cinco meses, e outra chuvosa, ocorrendo do final de setembro a abril. A temperatura máxima situa-se entre 34 °C e 36 °C, e a mínima entre 0 °C e 4 °C. A isoterma anual varia entre 20 °C e 22 °C, com precipitação média anual variando de 1.500 mm a 2.000 mm.

3.4 CARACTERIZAÇÃO PEDOLÓGICA DO LOCAL

O local onde foi conduzido o experimento é uma antiga área de extração de solo, utilizada durante a duplicação da Rodovia BR 060. Nesta área ocorre uma mistura de

fragmentos de diferentes granulometrias, provenientes da desagregação mecânica de rochas com material terroso, pela ação de máquinas e equipamentos. O solo original de ocorrência nessa área é um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico.

As análises iniciais do solo foram realizadas conforme metodologia de análise estabelecida pela Embrapa (1997), para as profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm, e indicaram os seguintes resultados, respectivamente: areia (67% e 78%), silte (22% e 12%), argila (11% e 10%), matéria orgânica (0,12% e 0,13%), pH (4,2 e 4,3), CTC ($2,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$ e $2,8 \text{ cmolc dm}^{-3}$), M (48,7% e 49,9%), V (16,0% e 15,2%), P ($2,17 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,9 \text{ mg dm}^{-3}$), K ($30,7 \text{ mg dm}^{-3}$ e $32,0 \text{ mg dm}^{-3}$), Ca ($1,3 \text{ cmolc dm}^{-3}$ e $1,3 \text{ cmolc dm}^{-3}$), Mg ($0,3 \text{ cmolc dm}^{-3}$ e $0,3 \text{ cmolc dm}^{-3}$), H + Al ($2,2 \text{ cmolc dm}^{-3}$ e $2,4 \text{ cmolc dm}^{-3}$), Al ($0,42 \text{ cmolc dm}^{-3}$ e $0,45 \text{ cmolc dm}^{-3}$), Cd ($0,15 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,15 \text{ mg dm}^{-3}$), Cr ($2,0 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,5 \text{ mg dm}^{-3}$), Ni ($1,5 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,0 \text{ mg dm}^{-3}$), Pb ($1,2 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,2 \text{ mg dm}^{-3}$), Cu ($0,1 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,1 \text{ mg dm}^{-3}$), Fe ($37,1 \text{ mg dm}^{-3}$ e $37,2 \text{ mg dm}^{-3}$), Mn ($23,7 \text{ mg dm}^{-3}$ e $19,7 \text{ mg dm}^{-3}$) e Zn ($1,2 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,3 \text{ mg dm}^{-3}$).

3.5 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO DE GOIÂNIA

A caracterização dos esgotos sanitários que chegam à Estação de Tratamento de Goiânia (ETE), foi realizada pela empresa Saneamento de Goiás, S/A - Saneago, a partir de uma série de amostragens e análises de laboratório dos esgotos conduzidos pelos interceptores João Leite, Cascavel, Botafogo e Macambira. Os resultados obtidos das análises indicaram: Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO: 300 mg L^{-1} ; Sólidos Suspensos Totais -SST: 250 mg L^{-1} . Estas características evidenciam que o esgoto coletado em Goiânia é, tipicamente, de origem sanitária, sem a interferência de efluentes industriais, portanto, com grande potencial para uso agrônômico.

3.6 CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DO ESGOTO

O esgoto recebido na Estação de Tratamento de Esgoto-ETE de Goiânia é tratado pelo processo denominado Tratamento Primário Quimicamente Assistido (CEPT, da terminologia inglesa “Chemical Enhanced Primary Treatment”), seguido de Lodo Ativado. O esgoto bruto conduzido pelo interceptor Anicuns chega à ETE passando, inicialmente, por uma grade grosseira de limpeza manual, com malha de 7,5 cm. Essa unidade tem a função de reter sólidos de grandes dimensões, os quais poderiam prejudicar o funcionamento das bombas e demais equipamentos que realizam o tratamento do esgoto.

Após o gradeamento, o esgoto é recalcado a uma altura manométrica de 25 m para as unidades de tratamento preliminar. A elevatória de esgoto bruto é uma estrutura semi-enterrada que abriga quatro conjuntos motor-bomba, de eixo vertical prolongado, com potência de 600 cv cada. O esgoto passa por um gradeamento fino, com malha de 1,3 cm, de limpeza mecanizada, e o material sólido retido é transportado em esteira para ser acumulado em um contêiner que, posteriormente, é conduzido ao aterro sanitário. Em seguida, o esgoto segue para o processo de desarenação. As caixas de areia são do tipo aeradas, onde o ar é insuflado com o objetivo de gerar um movimento turbilhonar na massa líquida, ocorrendo a separação da areia que sedimenta no fundo, e do líquido que, juntamente com a matéria orgânica, segue para o tratamento.

Concluído o tratamento preliminar, os esgotos são encaminhados aos decantadores primários, que são de formato circular, com 42 metros de diâmetro cada. Nessas unidades, ocorre a separação da matéria sólida por sedimentação e a remoção de material graxo (escuma) por flotação. Com a adição de coagulante e polímero, o projeto prevê uma remoção de DBO na faixa de 50% e de SST em torno de 80% somente nessa fase. A matéria sólida sedimentada no fundo dos decantadores primários constitui o denominado lodo primário, que é bombeado para o edifício de tratamento de lodo, onde passa por processos de desaguamento e estabilização.

Após a decantação primária, o efluente primário clarificado verte para a calha coletora de cada decantador e é conduzido aos tanques de aeração. Nesses tanques ocorre a mistura do esgoto e do lodo ativado proveniente dos decantadores secundários na presença de ar, favorecendo a remoção de matéria orgânica. O efluente dos tanques de aeração é rico em biomassa e é encaminhado para os decantadores secundários. Nos decantadores secundários, a clarificação do efluente é obtida através da sedimentação da biomassa, que se constitui do lodo secundário, o qual é recirculado para os tanques de aeração. O lodo secundário excedente é recalcado para os processos de adensamento, desaguamento e estabilização.

O lodo primário é bombeado até um tanque de armazenamento, de onde é recalcado para as centrífugas para o desaguamento. Antes de chegar às centrífugas, o lodo é acondicionado quimicamente por meio da adição de um polímero para favorecer a separação dos materiais sólido e líquido. O lodo secundário, com um teor de sólidos menos elevado, é adensado em centrífugas, também com a utilização de polímeros, antes de ser conduzido até o tanque de armazenamento, onde é misturado ao lodo primário para posterior desaguamento em centrífugas.

O lodo desaguado, com teor de sólidos em torno de 30%, denominado “torta”, é transportado em esteira até um misturador, onde recebe cal virgem visando a elevação do pH a 12. Após a estabilização química, a torta é acumulada em contêiner antes de ser transportada para seu destino final.

3.7 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO UTILIZADO

Foram separadas, em 16 de novembro de 2004, 15 Mg de lodo de esgoto, na fase final de tratamento na ETE de Goiânia, tendo este resíduo sido tratado conforme recomendação de Ilhenfeld et al. (1999), com 50% de seu peso com cal virgem (óxido de cálcio), passando, assim, a ser denominado de lodo calado, que ficou armazenado na ETE por um período de 60 dias. Após este período, o lodo foi analisado para sua caracterização biológica em relação à presença e aos quantitativos de helmintos e de protozoários (Tabela 7).

Tabela 7. Caracterização biológica, para helmintos e protozoários, do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto-ETE de Goiânia. Dezembro/2004.

Parâmetros	Viabilidade	Contagem		Nº de ovos (g MS ⁻¹)
		Primeira	Segunda	
<i>Ascaris</i> spp.	Viável	0	0	0,00
	Inviável	3	2	0,09
<i>Toxocara</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	2	1	0,05
<i>Toxocara trichiura</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	0	1	0,02
<i>Toxocara vulpis</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	0	1	0,02
<i>Trichuroidea</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	0	1	0,02
<i>Helmintus diminuta</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	2	2	0,07
<i>Helmintus nana</i>	Viável	0	0	0,00
	Inviável	0	0	0,00
<i>Taenia</i>	Viável	0	0	0,00
Totais de ovos de helmintos	Viável	-	-	0,00
	Inviável	-	-	0,27
Porcentagem de viáveis	-	-	-	0,00
Outros Protozoários (cistos)	-	-	-	0,20

As análises químicas do lodo de esgoto foram realizadas no LASF/UFG e indicaram os seguintes teores médios totais de metais tóxicos, em mg dm^{-3} : Cd = 0,47; Cr = 3,97; Ni = 30,35; Cu = 5,25; Zn = 3,17 e Pb = não detectável. O índice de coliformes fecais encontrado nas amostras de lodo de esgoto da ETE de Goiânia, utilizado no experimento, foi menor que $3,44 \text{ NMP g}^{-1} \text{ M.S}^{-1}$. Estes valores estão abaixo dos níveis críticos restritivos de qualidade do lodo de esgoto destinado para uso agrícola estabelecidos pela Resolução Conama 375/06 (Conama, 2006). Ainda, de acordo com esta resolução, o lodo de esgoto utilizado é classificado como lodo tipo A, em função da baixa concentração de patógenos.

Os demais parâmetros analisados no lodo, e seus respectivos valores médios foram: M.O. = 4,15 %; pH = 11,95; P = 14,05 mg dm^{-3} ; K = 57,75 mg dm^{-3} ; Ca = 31,65 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Mg = 0,1 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; Al = 0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; H + Al = 11,7 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; CTC = 43,55 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; M = 0%; V = 73,2%.

3.8 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Foi utilizado um delineamento experimental em blocos casualizados, com oito tratamentos e quatro repetições, totalizando 32 parcelas. Cada parcela ocupou uma área de oito metros de comprimento por quatro metros de largura (32 m^2). Este delineamento foi adotado considerando a uniformidade do terreno (Gomes, 1987). Para as variáveis de solo nas duas profundidades (0–15 cm e 15–30 cm) foram empregadas parcelas sub-divididas, sendo os tratamentos considerados como as parcelas, e as duas profundidades as sub-parcelas. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e, posteriormente, aplicou-se o teste Tukey, a 5% de significância.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ATRIBUTOS DO SOLO

4.1.1 pH

A aplicação do lodo de esgoto apresentou efeitos significativos e crescentes para o pH, proporcional às doses aplicadas. O aumento do pH está associado à alcalinidade intrínseca (pH 12,5) desse resíduo. No processo inicial de tratamento do lodo foram adicionadas elevadas quantidades de CaO, uma base forte, com o objetivo de reduzir o possível desenvolvimento de patógenos, além de facilitar o processo de desidratação, conforme recomendação de Ilhenfeld et al. (1999). Os resultados observados estão de acordo com Silva et al. (1995); Berton et al. (1989); Dias et al. (1996); Anjos & Mattiazzo (2000); Pires et al. (2002); Oliveira et al. (2002).

De acordo com Gomes et al. (2005), a diminuição da acidez provocada pela adição de lodos calados pode aumentar a disponibilidade de macronutrientes e reduzir o efeito tóxico do alumínio sobre as plantas. Entretanto, dependendo do poder de alcalinização do resíduo e das taxas de lodo aplicadas, o aumento do pH pode indisponibilizar micronutrientes pela formação de precipitados, quando a reação do solo alcançar valores de pH acima de 7,0.

Todos os tratamentos que receberam a aplicação de lodo de esgoto apresentaram valores de pH no limite máximo, ou mesmo, acima do limite máximo da faixa considerada adequada para solos agrícolas que é de 5,5 a 6,3, conforme Sousa & Lobato (2004), indicando, assim, um forte efeito residual e um excesso na dosagem inicial de CaO. Isto pode ser evidenciado através dos resultados observados no tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) para a profundidade de 0 cm - 15 cm, que apresentou um aumento no valor médio de pH de 80,95% em relação ao pH original do solo. O valor observado neste caso pode provocar tanto o desequilíbrio nutricional nas plantas como a precipitação de diversos nutrientes do solo, como P, Zn, Fe, Cu e Mn, prejudicando o desenvolvimento das plantas.

Por outro lado, o uso de lodos não calados pode favorecer a acidificação do solo. De acordo com Boeira & Souza (2007), ao adicionar-se lodo de esgoto ao solo ocorrem processos de decomposição da matéria orgânica que afetam duas propriedades relativas à acidez do solo: pH e poder tampão do solo, que é a sua resistência à variação de pH. A acidificação neste caso decorre da formação de ácidos orgânicos e reações de nitrificação de nitrogênio amoniacal já presente no lodo ou gerado na mineralização de nitrogênio orgânico.

O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não afetou o pH do solo, conforme pode ser observado na Tabela 8. Esta ocorrência, provavelmente, deveu-se à ausência de elementos alcalinizantes na composição deste produto. Em nenhum dos tratamentos foram observadas diferenças significativas entre os valores das duas profundidades avaliadas, dentro dos mesmos tratamentos, indicando não haver lixiviação de elementos neutralizantes. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

Tabela 8. Valores médios de pH no solo, inicial e aos 41 meses após aplicação de adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	4,2	4,3Ag	4,8Af	6,0Be	6,3Ade	6,8Acd	7,1Abc	7,4Aab	7,6Aa
15 - 30	4,3	4,3Ad	4,6Ad	6,2Ac	6,2Ac	6,9Ab	7,2Aab	7,3Aab	7,6Aa
Média	4,2	4,3f	4,7e	6,1d	6,2d	6,8c	7,1bc	7,3ab	7,6a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

4.1.2 Matéria orgânica

O lodo de esgoto apresentou efeitos significativos e crescentes para os níveis de matéria orgânica (MO) conforme aumento proporcional das doses aplicadas, indicando haver efeito residual mesmo após 41 meses da incorporação deste resíduo no solo (Tabela 9). Entretanto, os valores observados estiveram muito aquém dos estabelecidos como adequados pelo LASF/UFG, que devem variar entre 1,5% a 3,0%. Os baixos teores observados, provavelmente ocorreram devido às condições de clima e de solo do local do experimento, que favoreceram um intenso processo de mineralização da MO. Efeitos residuais

do lodo de esgoto nos teores de MO do solo também foram observados por Bastos & Mara (1993), Melo et al. (1994), Bezerra et al. (2002) e Nascimento et al. (2004).

Tabela 9. Teores médios de matéria orgânica no solo, em dag kg⁻¹, inicial e aos 41 meses após a aplicação de adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profun- didades (cm)	Teor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	0,13	0,12Ab	0,20Aab	0,17Aab	0,27Aab	0,37Aab	0,30Aab	0,47Aa	0,42Aab
15 – 30	0,12	0,12Aa	0,17Aa	0,17Aa	0,37Aa	0,25Aa	0,27Aa	0,42Aa	0,45Aa
Média	0,12	0,12b	0,19b	0,17b	0,32ab	0,31ab	0,29ab	0,45a	0,44a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

De acordo com Sommers et al. (1979), as características do lodo de esgoto e as condições de temperatura e umidade são mais determinantes da taxa de degradação da matéria orgânica do que o tipo de solo. Para Hattori & Mukai (1986), algumas características do lodo de esgoto, reconhecidamente importantes no estabelecimento da taxa de degradação, são: pH, conteúdo de nutrientes, teor de C, concentração de sais solúveis, teores de metais pesados e composição química da fração orgânica.

A manutenção de altos teores de matéria orgânica pela adição do lodo dependerá de aplicações sucessivas do resíduo (Oliveira et al., 2002), visto que os efeitos sobre os teores de carbono orgânico podem ser temporários em decorrência da rápida degradação da matéria orgânica oriunda do lodo de esgoto, quando comparado à de outros materiais orgânicos (Melo et al., 1994). Entretanto, os resultados observados no tratamento T7, demonstram que, mesmo com uma única aplicação de lodo de esgoto e após 41 meses, o teor da matéria orgânica no solo, na profundidade de 0 cm - 15 cm, foi 261,54% maior que o teor do tratamento testemunha (T1).

O tempo de degradação da matéria orgânica contida no lodo determinará seu efeito nas propriedades do solo. Considerando que grande parte dos solos de regiões tropicais são altamente intemperizados, com predomínio de argilas de baixa atividade e com abundante presença de óxidos de ferro e alumínio, a matéria orgânica passa a ter importância fundamental nas propriedades físico-químicas desses solos (Lepsch, 2002).

O uso do bio-estimulador não afetou os teores de MO do solo, indicando que este produto não interferiu na mineralização da MO. Não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre as duas profundidades avaliadas, bem como não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.3 Capacidade de Troca Catiônica

As doses crescentes de lodo de esgoto adicionadas ao solo promoveram aumentos significativos da Capacidade de Troca Catiônica (CTC), confirmando a ocorrência de efeitos residuais para este parâmetro, conforme pode ser verificado na Tabela 10.

Tabela 10. Valores médios da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) no solo, em $\text{cmmol}_c \text{dm}^{-3}$, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	2,60	3,80Ac	4,35Ac	7,97Aab	5,97Abc	7,32Aab	7,77Aab	7,57Aab	8,60Aa
15 – 30	2,80	3,52Bd	4,00Ad	6,52Abc	6,10Ac	6,47Ac	6,90Bab	8,05Aab	8,32Aa
Média	2,70	3,66d	4,17d	7,25abc	6,04c	6,90bc	7,34ab	7,81ab	8,46a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Os resultados obtidos nesta pesquisa estão de acordo com Melo et al. (1994), Bezerra et al. (2002), Simonete et al. (2003) e Chueiri et al. (2007). Esta constatação se explica pela introdução de cargas negativas na porção orgânica, promovida pelo aumento nos teores de MO, como sugerido pela correlação positiva entre os valores de CTC e matéria orgânica (0,49), no nível de 5% de significância. Esta correlação ocorre em virtude de compostos orgânicos, presentes na MO, apresentarem determinados grupamentos funcionais (COOH e OH) que podem desenvolver cargas superficiais negativas, quando da dissociação do H destes grupamentos. Segundo Seki (1995), a MO é a principal responsável pela CTC dos solos, atuando como reservatório de nutrientes para as plantas, como cálcio, magnésio e potássio.

O efeito residual do lodo de esgoto na qualidade do solo, indicado pela CTC, pode ser evidenciado pelo acréscimo de $3,66 \text{ cmmol}_c \text{dm}^{-3}$ para $8,46 \text{ cmmol}_c \text{dm}^{-3}$, no tratamento T8

(60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), no período de 41 meses de observação, demonstrando que se faz necessária a aplicação de 12,5 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto para aumentar em 1 cmmol_c dm⁻³ de solo a capacidade de troca de cátions. Este valor é significativamente menor que o citado por Gomes et al. (2005) que relatam a necessidade da aplicação de 33,33 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto para aumentar em 1 cmmol_c dm⁻³ de solo à CTC do solo.

A CTC do solo, em todos os tratamentos que receberam o lodo de esgoto, ficou dentro da faixa considerada como adequada pelo LASF/UFG, que é de 5 mmol_c dm⁻³ a 8 mmol_c dm⁻³. Entretanto, os valores observados, como era de se esperar, são inferiores ao de um solo de Cerrado em condições naturais, que é de aproximadamente 10 mmol_c dm⁻³, segundo Raij et al. (1997). A elevada CTC permite um maior armazenamento de elementos catiônicos, sendo este um importante parâmetro na avaliação da recuperação de um solo degradado. No caso do tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), foi observado um aumento de 230,77% nos valores médios da CTC do solo na profundidade de 0 cm - 15 cm. O aumento da CTC do solo, provocado pela adição de lodo de esgoto, aumenta a capacidade do solo em reter e fornecer elementos como Ca, Mg e K, essenciais para o desenvolvimento das plantas.

A correção da acidez do solo e o aporte inicial de nutrientes na forma mineral (tratamento T2) não produziram efeitos residuais na CTC do solo, provavelmente, devido aos baixos teores de MO verificados neste tratamento. Da mesma forma, a aplicação do bio-estimulador não afetou a CTC do solo, possivelmente, pelo fato deste insumo não interferir na mineralização da MO. Não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre as duas profundidades avaliadas. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.4 Fósforo

O lodo de esgoto adicionado ao solo degradado apresentou efeitos residuais significativos e crescentes nos teores de fósforo, conforme a elevação das doses de lodo de esgoto aplicadas. Estes resultados estão de acordo com os observados nos trabalhos desenvolvidos por Dias et al. (1996), Silva et al. (2001a), Vieira & Silva (2004) e Gomes et al. (2005). Os teores de fósforo obtidos no tratamento T7 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto) indicam que, para se aumentar o nível de P em 1 mg dm⁻³ de solo, são necessários 690 kg

ha⁻¹ de lodo de esgoto. Colodro (2005) verificou que para se obter este mesmo aumento nos primeiros 5 cm de solo, são necessários 375 kg ha⁻¹ de lodo de esgoto.

Considerando seu elevado teor de matéria orgânica, o lodo permite a redução da fixação do fósforo por óxidos amorfos, pois os radicais orgânicos bloqueiam os sítios de fixação. Raij (1998) apresentou resultados do incremento de fósforo no solo pela adição de lodo de esgoto da ordem de três vezes a quantidade máxima necessária recomendada para a maior parte das culturas de grãos, para uma dose de 32 Mg ha⁻¹. No caso do tratamento T7, foi observado um aumento de 2.213,64% nos teores médios de P no solo em relação aos valores médios iniciais, para a profundidade de 0 cm - 15 cm (Tabela 11).

Tabela 11. Teores médios de fósforo no solo, em mg dm⁻³, inicial e aos 41 meses após fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	2,2	2,4Ac	3,1Ac	18,0Abc	12,8Abc	18,0Abc	29,4Aab	50,9Aa	40,4Aab
15 – 30	1,9	2,5Ab	2,4Ab	15,4Aab	12,6Aab	13,2Aab	35,7Aa	37,0Aa	23,1Aab
Média	2,0	2,4d	2,7d	16,7bcd	12,7cd	15,6bcd	32,6ab	43,9a	31,7abc

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Os tratamentos T3 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto), T4 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) e T5 (40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto) apresentaram níveis de P considerados como adequados para um solo agrícola, que devem estar em uma faixa de 10 mg dm⁻³ a 30 mg dm⁻³, conforme LASF/ UFG. A elevação do teor de P nos tratamentos que receberam o lodo de esgoto pode ser explicada devido aos altos níveis deste elemento no resíduo orgânico incorporado. Os teores de fósforo observados nos tratamentos T6 (40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), T7 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto) e T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) extrapolaram a faixa considerada como adequada, indicando uma possível dose excessiva de lodo de esgoto para estes casos. O bio-estimulador não influenciou os níveis deste elemento no solo.

Não foram observados efeitos residuais nos níveis de fósforo no tratamento T2, com aplicação de calagem e adubação mineral, demonstrando que, após o período avaliado, os benefícios gerados pelo aporte inicial deste elemento não foram mais perceptíveis.

Este resultado indica que o fósforo, fornecido na forma mineral, sofreu forte sorção no solo. Conforme Sousa & Lobato (2004), quando uma fonte mineral de nutrientes é incorporada ao solo, após sua dissolução praticamente todo o P é retido na fase sólida, formando compostos menos solúveis. Também não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre os teores médios de fósforo nas duas profundidades avaliadas, bem como, não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.5 Potássio

A aplicação do lodo de esgoto, associado ou não com o bio-estimulador, não promoveu, em nenhuma das dosagens avaliadas, incrementos significativos nos teores de K do solo (Tabela 12), provavelmente, devido à baixa concentração deste elemento no resíduo e a sua alta solubilidade em água. Estes resultados estão de acordo com os observados por Ross et al. (1990) e Nascimento et al. (2004). Entretanto, em experimento realizado com a aplicação do lodo de esgoto por dois anos em um Latossolo Vermelho eutroférico, Barbosa et al. (2002) observaram que houve diminuição do potássio no solo. Os resultados obtidos nesta pesquisa também estão discordantes dos observados por Simonete et al. (2003) e Colodro (2005) devido, provavelmente, aos diferentes tipos de solo, duração do período de avaliação e tipos de resíduos utilizados.

Tabela 12. Teores médios de potássio no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	30,7	32,7Aa	36,2Aa	34,5Aa	41,7Aa	38,7Aa	38,2Aa	35,5Aa	33,0Aa
15 – 30	32,0	33,2Aa	38,4Aa	35,0Aa	42,5Aa	36,7Aa	37,5Aa	38,2Aa	31,2Aa
Média	31,3	33,0a	37,3 ^a	34,7a	42,1a	37,7a	37,9a	36,8a	32,1 ^a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

No tratamento T2 (calagem e adubação mineral) não houve efeitos residuais nos níveis de potássio, demonstrando que, após o período avaliado, os benefícios gerados pelo

aporte inicial deste elemento não foram mais perceptíveis, sugerindo que este elemento, fornecido na forma mineral, tenha sido lixiviado no solo. Oliveira et al. (1992) relatam que solos arenosos possuem menor reserva natural de potássio e alto potencial de perdas deste elemento por lixiviação.

A concentração de potássio no lodo de esgoto é pequena, pois, sendo solúvel em água, permanece na fase líquida do esgoto tratado. Desta forma, há necessidade de complementação com uma outra fonte do elemento (Tsutyia, 2001; Melo & Marques, 2000; Ross et al., 1990; Melo et al., 1997). Esta ocorrência pode ser evidenciada pelos resultados observados na presente pesquisa, pois em nenhum dos tratamentos realizados foi observado um nível de K considerado como adequado, conforme a recomendação do LASF/UFG, devendo este estar entre 60 mg dm^{-3} e 180 mg dm^{-3} . Embora esteja em baixas concentrações na maioria dos lodos de esgoto, o elemento potássio encontra-se na forma inorgânica, tornando-se prontamente disponível às plantas (Pierzynski, citado por Deschamps & Favaretto, 2001).

Não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre os teores de potássio das duas profundidades avaliadas. Estes resultados discordam dos encontrados por Gomes et al. (2005) que observaram a lixiviação do potássio, em pesquisa realizada com Latossolo Amarelo fertilizado com lodo de esgoto sem incorporação de CaO. Uma possível explicação para esta discordância é que, na ausência da calagem, cátions como Al^{3+} e H^+ podem deslocar íons de K^+ dos sítios de adsorção para a solução do solo, deixando-os passíveis de percolação às camadas mais profundas do solo. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade. O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não interferiu nos teores de potássio no solo.

4.1.6 Cálcio

A adição do lodo de esgoto promoveu efeitos significativos e positivos para os teores de cálcio no solo, decorrente dos altos teores deste elemento no resíduo orgânico, que, quando aplicado ao solo, torna-se prontamente disponível ao sistema solo-planta (Tabela 13). Além disso, a matéria orgânica, fornecida pelo aporte inicial deste resíduo, atua como reservatório de nutrientes para as plantas, como cálcio e magnésio (Seki, 1995). Estes resultados corroboram os obtidos por Jorge et al. (1991), Dias et al. (1996), Barbosa et al. (2002), Nascimento et al. (2004) e Ceolato (2007).

Tabela 13. Teores médios de cálcio no solo, em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	1,3	1,4Ac	2,4Ac	6,8Aab	4,9 Ab	6,3Aab	6,7Aab	6,4Aab	7,5Aa
15 – 30	1,3	1,3Ad	1,9Bd	5,5Abc	4,8Ac	5,4Abc	5,9Aabc	6,8Aab	7,2Aa
Média	1,3	1,3d	2,2d	6,2ab	4,8c	5,9bc	6,3ab	6,6ab	7,3a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Com exceção do tratamento T4 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), todos os demais tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto apresentaram níveis de cálcio maiores que os considerados como adequados pelo LASF/UFG para um solo agrícola (2 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ a 5 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). No caso do tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) verificou-se um acréscimo de 461,54% nos teores médios de Ca em relação ao solo original. Este fato indica para um possível excesso de CaO no tratamento inicial do resíduo, sugerindo que se deve preocupar mais com o elemento potássio, uma vez que estes dois elementos são antagônicos.

A aplicação da calagem e da adubação mineral (tratamento T2) não apresentou efeitos residuais nos teores de cálcio, demonstrando que, após o período avaliado, o aporte inicial deste elemento não foi mais perceptível. Este resultado era esperado, pois, considerando ser o solo da área experimental extremamente intemperizado, com baixo teor de argila, a adequada manutenção do Ca depende, em essência, do teor de matéria orgânica do solo. Ainda para este tratamento, foi observado um maior teor de Ca na profundidade de 0 cm - 15 cm em relação à faixa mais profunda (15 cm - 30 cm), provavelmente, devido a uma maior incorporação de calcário na camada superficial do solo. De acordo com Sousa & Lobato (2004), a manutenção de cálcio na camada arável do solo depende diretamente da geração de cargas negativas na superfície de minerais e constituintes orgânicos do solo.

Nos demais tratamentos não foram observadas diferenças significativas entre os teores de cálcio analisados nas duas profundidades. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.7 Magnésio

Foi observada uma tendência de redução nos teores totais de magnésio do solo a partir da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto. No caso do tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), a redução no teor médio de Mg no solo foi de 53,33% (Tabela 14).

Tabela 14. Teores médios de magnésio no solo, em cmol_c dm⁻³, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	0,30	0,25Ab	0,62Aa	0,20Ab	0,20Ab	0,22Ab	0,20Ab	0,20Ab	0,15Ab
15 – 30	0,30	0,22Ab	0,42Aa	0,20Ab	0,20Ab	0,20Ab	0,20Ab	0,17Ab	0,17Ab
Média	0,30	0,24b	0,52 ^a	0,20bc	0,20bc	0,21bc	0,20bc	0,19bc	0,16c

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

De acordo com Epstein (1975), na avaliação da capacidade potencial de fertilidade dos solos devem ser ajustadas as relações entre cátions para a cultura, em vista das interações competitivas entre diferentes íons nutrientes que influem na disponibilidade e possibilidade de absorção da célula através da membrana. Os resultados indicaram uma alta relação Ca/Mg, variando desde 24,2 : 1 para o tratamento T4, até a relação de 45,75 : 1, no tratamento T8. Em nenhum dos tratamentos realizados foi observado um nível de Mg considerado como adequado conforme recomendação do LASF/UFG, que deve estar entre 0,5 mg dm⁻³ e 1,5 mg dm⁻³. Também não foram observados processos de lixiviação deste elemento no solo.

As relações inadequadas de cálcio e magnésio resultam em desbalanços nutricionais, podendo induzir deficiências nas plantas e comprometimento de seu crescimento (Rosalem et al., 1984). No entanto, os baixos teores de Mg verificados podem, de acordo com a Lei do Mínimo de Liebig – Lei da Ecologia e da Fertilidade do Solo (Malavolta, 1990), limitar o desenvolvimento das plantas. Em todos os tratamentos que receberam o lodo de esgoto, os níveis de Mg estiveram abaixo dos indicados como adequados, que variam de 0,5 a 1,5 g kg⁻¹. Estes resultados observados estão em desacordo com os obtidos em pesquisas conduzidas por Simonete et al. (2003) e Colodro (2005) devido, provavelmente, às diferentes características dos solos e insumos avaliados.

Os teores de Mg observados no tratamento T2, significativamente maiores que nos demais tratamentos, podem ser explicados devido aos altos níveis deste elemento no termofosfato Yoorin, que foi utilizado como fonte de fósforo neste tratamento. Ainda neste mesmo tratamento, verificou-se que os níveis observados deste elemento estão dentro da faixa recomendada pelo LASF/UFG. Não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre os teores de magnésio das duas profundidades avaliadas, bem como, não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade. O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não interferiu nos teores de magnésio do solo.

4.1.8 Cobre

A aplicação do calcário, associado à adubação mineral (tratamento T2), e a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto, promoveram o aumento no teor de cobre no solo, embora os resultados tenham ficado bem abaixo dos níveis estabelecidos por Silva et al. (2001b) para solos agrícolas, que são de 10 mg dm⁻³ a 466 mg dm⁻³. Este resultado pode ser evidenciado através do tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) que apresentou um aumento de 100% nos teores médios de cobre no solo em relação aos teores originais (Tabela 15). Aumentos nos teores de cobre a partir da incorporação de lodo de esgoto também foram verificados por Sanders et al. (1986), Bezerra et al. (2002) e Galdos et al. (2004).

Tabela 15. Teores médios de cobre no solo, em mg dm⁻³, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	0,1	0,1Aa	0,2Aa	0,1Aa	0,2Aa	0,2Aa	0,1Aa	0,2Aa	0,20Aa
15 – 30	0,1	0,1Aa	0,2Aa	0,1Aa	0,2Aa	0,2Aa	0,1Aa	0,2Aa	0,2Aa
Média	0,1	0,1b	0,2a	0,1ab	0,2ab	0,2 ^a	0,1ab	0,2ab	0,2a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Ao avaliar a fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco, em um Latossolo Vermelho, tratado com doses crescentes de lodo de esgoto, Martins et al. (2003) também

observaram o aumento linear nos teores destes elementos. McBride et al. (1997), estudando o efeito residual de metais pesados do lodo após 15 anos, em uma única aplicação de 240 Mg ha^{-1} , verificaram que os teores de Cu na solução do solo foram de dez a vinte vezes mais altos que os do tratamento testemunha, onde não foi aplicado o lodo de esgoto.

Entretanto, Gimenez et al. (1992) e Rodrigues et al. (2003) relatam que a disponibilidade do cobre é afetada pelo pH do solo, tendendo a diminuir com a sua elevação, sugerindo, também, que em condições alcalinas ele forme hidróxidos e se precipite. Concluem, portanto, que o pH e a matéria orgânica são os fatores que mais afetam direta ou indiretamente a biodisponibilidade deste elemento. Sendo assim, os resultados observados evidenciam a necessidade de pesquisas de médio e longo prazos dos efeitos da aplicação do lodo de esgoto no solo, pois, apesar dos significativos aumentos de pH promovidos pela aplicação deste resíduo, houve aumento nos teores de cobre no solo.

Observa-se que os resultados obtidos na presente pesquisa estão abaixo dos valores relatados, indicando que o lodo de esgoto utilizado não apresenta riscos de contaminação do solo por este elemento. Este resultado é de grande importância, pois o cobre pode ser altamente tóxico às plantas aquáticas e aos animais quando presente na forma iônica. O cobre, mesmo em concentrações consideradas baixas (de $0,02 \text{ mg dm}^{-3}$ a $0,08 \text{ mg dm}^{-3}$) na água, pode ser letal para diferentes espécies de peixes. A concentração de 1 mg dm^{-3} de cobre nas águas de irrigação é considerada limite para seu uso contínuo (Silva et al., 2001b).

4.1.9 Ferro

A aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto evidenciou uma tendência de aumento nos teores de ferro no solo, sendo que os tratamentos T6 e T7 apresentaram diferenças significativas em relação ao tratamento testemunha (T1) (Tabela 16). Aumentos nos teores disponíveis de ferro no solo após a aplicação do lodo de esgoto também foram observados por Bezerra et al. (2002), Pigozzo et al. (2002) e Simonete & Kiehl (2002).

Em todos os tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto foram verificados teores de ferro considerados como adequados para um solo agrícola (40 mg dm^{-3} a 80 mg dm^{-3}), indicando ser o lodo de esgoto uma possível fonte deste mineral para as plantas. O Fe é um catalisador que ajuda na formação da clorofila, age como um carreador de oxigênio e ajuda a formar certos sistemas respiratórios envolvendo enzimas (Lopes, 1989).

Tabela 16. Teores médios de ferro no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 – 15	37,1	27,8Ab	28,8Aab	65,9Aab	58,9Aab	52,0Aab	66,6Aab	77,5Aa	52,7Aab
15 – 30	37,2	27,3Aa	29,6Aa	52,6Aa	57,1Aa	39,2Aa	61,7Aa	68,2Aa	48,1Aa
Média	37,1	27,6c	29,2c	59,2abc	58,0abc	45,6bc	64,1ab	72,8a	50,4bc

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Não foram observados efeitos de lixiviação deste elemento nas duas profundidades avaliadas, concordando com Melo & Marques (2000) e com Messias et al. (2007). O bio-estimulador não afetou os níveis de ferro no solo, bem como, o tratamento T2 (correção da acidez do solo e aplicação de adubação mineral) não apresentou efeitos residuais no solo para este elemento. Uma possível explicação para este fato é a baixa capacidade de retenção de cátions apresentada pelo solo neste tratamento. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.10 Manganês

Não foram observados efeitos residuais da aplicação da adubação mineral e de doses crescentes de lodo de esgoto para o manganês, apesar de estes tratamentos apresentarem tendência de aumento nos teores deste elemento no solo (Tabela 17). O aumento nos teores de Mn no solo foi verificado por Simonete & Kiehl (2002) e por Pigozzo et al. (2004).

Em todos os tratamentos foram verificados níveis de Mn considerados como adequados para um solo agrícola, que varia de 20 mg dm^{-3} a 40 mg dm^{-3} , conforme o LASF/UFG. Entretanto, há de se ressaltar que solos com pH alcalino podem promover a deficiência de Mn, o que foi observado nos tratamentos T6, T7 e T8. Deficiências de Mn também podem ser observadas em consequência de um desequilíbrio com outros nutrientes, como o cálcio, o magnésio e o ferro (Lopes, 1989). O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não interferiu nos níveis de manganês do solo. Também não foram observados processos de lixiviação deste elemento nas duas profundidades avaliadas.

Tabela 17. Teores médios de manganês no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	23,7	24,4Aa	27,7Aa	26,2Aa	28,7Aa	26,5Aa	28,2Aa	28,5Aa	25,4Aa
15 - 30	19,7	22,1Aa	25,4Aa	24,8Aa	29,3Aa	22,5Aa	25,6Aa	26,7Aa	24,8Aa
Média	21,7	23,2a	26,5 ^a	25,5a	29,0a	24,5a	26,9a	27,6a	25,1a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

4.1.11 Zinco

Foram observados aumentos nos teores totais de Zn do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto (Tabela 18). Estes resultados são concordantes com Oliveira & Mattiazzi (2001), Bezerra et al. (2002) e Galdos et al. (2004). Todos os tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto apresentaram teores de Zn no solo acima da faixa estabelecida como adequada para solos agrícolas, que é de 2,0 mg dm^{-3} a 4,0 mg dm^{-3} .

Tabela 18. Teores médios de zinco no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	1,20	1,27Ab	1,37Ab	5,47Ab	4,37Ab	5,57Ab	8,05Aab	12,82Aa	6,57Aab
15 - 30	1,30	1,17Ab	1,30Ab	4,92Aab	4,62Aab	4,62Aab	6,12Aa	6,75Aa	6,65Aa
Média	1,20	1,22d	1,34cd	5,20b	4,50bc	5,10bc	7,09ab	9,79a	6,61ab

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

O aumento nos teores médios de Zn no solo através da aplicação do lodo de esgoto pode ser evidenciado pelo tratamento T7 (60 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto) que proporcionou um aumento de 715,83% em relação aos níveis deste elemento no solo original.

Entretanto, o teor total de Zn do solo não indica o quanto deste nutriente está disponível para as plantas, pois, em pH elevado, o Zn torna-se menos disponível. Baseados em diversos trabalhos científicos, Kabata-Pendias & Adriano (1995) concluíram que, em solos tratados com elevadas taxas de lodo de esgoto, mais de 50% do Zn estavam nas formas trocáveis e facilmente solúveis, aproximadamente 30% se encontravam associados com óxidos ou hidróxidos de Fe e Mn e o restante dividindo-se entre as formas orgânica e residual.

Não foram observados processo de lixiviação do Zn nas duas profundidades avaliadas, concordando, assim, com os resultados obtidos por Centurion & Camargo (2002), Araújo & Nascimento (2005) e Messias et al. (2007). No entanto, Amaral Sobrinho et al. (1997) observaram a movimentação do Zn em profundidade. Hue (1995) constatou que o Zn, entre os metais pesados, é o que apresenta maior potencial de lixiviação. Diante de resultados conflitantes, estes sugerem a necessidade da continuidade de pesquisas sobre os processos de lixiviação do Zn no solo. Lopes (1989) salienta que o Zn é adsorvido pelos colóides do solo, favorecendo a resistência à lixiviação.

A aplicação de calcário dolomítico e de adubo mineral contendo o elemento Zn como micronutriente (tratamento T2), não apresentou efeito residual para este elemento, provavelmente, devido à baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e aos baixos teores de matéria orgânica e de argila no solo verificados neste tratamento. Também não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.12 Cádmio

Os teores de cádmio no solo não sofreram alterações significativas com a aplicação de lodo de esgoto, evidenciando, assim, não ser este resíduo uma fonte potencial de contaminação do solo por este elemento. Os resultados observados são concordantes com os obtidos por Santos (2006). Foi observada, em todos os tratamentos que receberam este resíduo, uma tendência de redução nos níveis deste elemento no solo (Tabela 19), indicando, um papel imobilizador do lodo de esgoto, conforme relatado por Page et al. (1987). Este resultado é de grande relevância uma vez que aponta para a retenção de íons de cádmio, evitando o risco imediato de contaminação de plantas e mananciais.

Conforme Silva et al. (2001b), o cádmio é altamente tóxico às plantas e animais, podendo causar doenças crônicas com o incremento de proteínas na urina. Ainda, de acordo com os mesmos autores, os teores totais de cádmio em solos agrícolas variam de 2,8 mg dm⁻³ a

3,2 mg dm⁻³. Sendo assim, os níveis deste elemento, verificados na presente pesquisa, estão bem abaixo dos valores preconizados.

Tabela 19. Teores médios de cádmio no solo, em mg dm⁻³, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹								
		1	2	3	4	5	6	7	8	
0 - 15	0,15	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa
15 - 30	0,15	0,15Aa	0,10Aab	0,10Aab	0,07Ab	0,10Aab	0,10Aab	0,10Aab	0,10Aab	0,10Aab
Média	0,15	0,12a	0,10ab	0,10ab	0,08b	0,10ab	0,10ab	0,10ab	0,10ab	0,10ab

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Não foram observadas diferenças significativas, dentro dos tratamentos, entre as duas profundidades avaliadas. O papel imobilizador do lodo de esgoto está relacionado com as propriedades de natureza coloidal que a matéria orgânica apresenta. De acordo com Sparks (1995), a complexação de íons metálicos pelas substâncias húmicas é extremamente importante para a retenção e mobilidade dos contaminantes em solos e águas. Viessman & Hammer (1985) destacam que a mobilidade do cádmio é muito improvável em pH acima de 6, situação essa observada em todos os tratamentos que receberam o lodo de esgoto. Este efeito também foi verificado por Pierangeli et al. (2005) que demonstraram que a elevação do pH aumentou a adsorção de Cd. Não foram verificadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade. O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não interferiu nos teores de cádmio do solo.

4.1.13 Cromo

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de cromo em nenhum dos tratamentos avaliados, conforme pode ser observado na Tabela 20, indicando que o lodo de esgoto utilizado não pode ser considerado como uma fonte de contaminação do solo por este elemento, evidenciando que este resíduo não apresenta riscos ambientais nas condições avaliadas, estando estes resultados concordantes com os observados por Santos (2006). O teor médio de Cr em solos agrícolas varia de 4 mg dm⁻³ a 145 mg dm⁻³, segundo

Silva et al. (2001b). Foi observada uma tendência de redução nos teores de Cr no solo a partir da aplicação do lodo de esgoto.

Tabela 20. Teores médios de cromo no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	2,00	0,17Aa	0,17Aa	0,12Aa	0,15Aa	0,15Aa	0,15Aa	0,10Aa	0,15Aa
15 - 30	1,50	0,15Aa	0,15Aa	0,15Aa	0,12Aa	0,15Aa	0,12Aa	0,15Aa	0,13Aa
Média	1,75	0,16a	0,16 ^a	0,13 ^a	0,13a	0,15a	0,13a	0,12a	0,14a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Conforme Wittbrodt & Palmer, citados por Anjos (1999), o aumento do pH dos solos e a presença de substâncias húmicas e fúlvicas proporcionados pela adição de lodo de esgoto pode condicionar a redução do cromo à forma Cr^{+3} , menos móvel e menos tóxica. Uma vez em condições alcalinas ou pouco ácidas, o Cr^{+6} , reduzido à forma Cr^{+3} , pode ser precipitado como hidróxidos ou complexados junto às moléculas orgânicas ou, ainda, adsorvido às superfícies minerais, tornando-se, dessa forma, pouco móvel em um sistema equilibrado.

Os teores do cromo, nas duas profundidades avaliadas, não apresentaram diferenças significativas, evidenciando não haver lixiviação deste elemento. Estes resultados são concordantes com Oliveira & Mattiazzo (2001) que também não encontraram evidências de mobilidade do Cr ao final de dois anos agrícolas, em um Latossolo Amarelo distrófico. Esses autores atribuíram a imobilidade do Cr à sua presença na forma trivalente (Cr^{3+}), a qual poderia ter sido precipitada como hidróxidos em meio alcalino. O uso do bioestimulador não interferiu nos níveis de cromo no solo. Não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.14 Níquel

Os teores de níquel não diferiram significativamente entre si, entre os tratamentos, indicando que não ocorreu interferência nos teores desse elemento no solo a partir da aplicação

de doses crescentes de lodo de esgoto (Tabela 21). Também não foram verificadas diferenças significativas para este elemento nas duas profundidades avaliadas, corroborando, assim, os resultados observados por Centurion & Camargo (2002), porém, em desacordo com os verificados por Galdos et al. (2004).

Tabela 21. Teores médios de níquel no solo, em mg dm^{-3} , inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	1,5	1,4Aa	1,5Aa	1,3Aa	1,4Aa	1,4Aa	1,4Aa	1,2Aa	1,4Aa
15 - 30	1,0	1,4Aa	1,3Aa	1,3Aa	1,3Aa	1,4Aa	1,4Aa	1,2Aa	1,5Aa
Média	1,2	1,4a	1,4 ^a	1,3a	1,3a	1,4 ^a	1,4a	1,2a	1,4a

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Conforme Mello et al. (1989), normalmente, os solos contêm de 5 mg dm^{-3} a 500 mg dm^{-3} de Ni total. Entretanto, Mattigod & Page, citados por Abreu (2002), apontam que os teores totais de Ni no solo, geralmente, encontram-se na faixa de 10 mg dm^{-3} a 100 mg dm^{-3} . Comparativamente com as informações dessas duas fontes, os resultados observados neste trabalho indicam que, para este elemento, o lodo de esgoto utilizado não deve ser considerado um risco ambiental.

Segundo Revoredo (2005), o comportamento do níquel no solo, principalmente quando adicionado na forma de lodo de esgoto, ainda é bem pouco conhecido, e que apenas recentemente pesquisas vêm sendo desenvolvidas com este objetivo. Para Chang et al. (1987), o níquel pode expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar através das próprias plantas ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície.

O fator mais importante que determina a distribuição de Ni entre a fase sólida e a solúvel do solo é o pH, sendo a disponibilidade deste elemento inversamente relacionada com este índice (Uren, 1992). Portanto, considerando o elevado pH do solo em todos os tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto, pode-se concluir pela não ocorrência de fitotoxidez deste elemento na presente pesquisa. Os resultados verificados

indicam, ainda, que o uso do bio-estimulador não interferiu nos teores de níquel do solo. Não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade.

4.1.15 Chumbo

Apenas o tratamento T4 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) apresentou diferença significativa em relação ao tratamento T1 (testemunha), no entanto, observa-se uma tendência para a redução nos teores de chumbo no solo (Tabela 22).

Tabela 22. Teores médios de chumbo no solo, em mg dm⁻³, inicial e aos 41 meses após sua fertilização com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto Goianópolis, GO. 2008.

Profundidades (cm)	Valor médio inicial	Tratamentos ¹							
		1	2	3	4	5	6	7	8
0 - 15	1,2	0,80Aa	0,77Aa	0,72Aa	0,65Aa	0,65Aa	0,62Aa	0,62Aa	0,70Aa
15 - 30	1,2	0,82Aa	0,65Aa	0,77Aa	0,47Aa	0,67Aa	0,65Aa	0,65Aa	0,70Aa
Média	1,2	0,81a	0,71ab	0,75ab	0,56b	0,66ab	0,63ab	0,64ab	0,70 ab

¹As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na mesma linha, e pelas mesmas letras maiúsculas na mesma coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Não foram verificadas diferenças significativas entre as duas profundidades avaliadas, indicando a ausência de lixiviação do chumbo, o que está de acordo com as observações de Oliveira (1998). Zimdahl et al., citados por Kabata-Pendias & Pendias (1984), demonstraram que os solos têm, preferencialmente, grande capacidade para imobilização de Pb e que a fração orgânica é grandemente responsável pela fixação do metal, como foi observado.

Conforme Mello et al. (1989), os solos contêm de 2 mg dm⁻³ a 200 mg dm⁻³ de Pb, em condições naturais. Abreu et al. (2002), citando informações de Mattigod & Page, ressaltam que os teores de Pb nos solos geralmente estão na faixa de 10 mg dm⁻³ a 100 mg dm⁻³. Inferindo-se destas informações, constata-se que os teores médios de Pb encontrados na presente pesquisa situam-se abaixo do limite inferior estabelecido.

Os resultados obtidos nesta pesquisa asseguram a qualidade ambiental do lodo de esgoto utilizado, para este parâmetro, e é de grande significância, pois, conforme Oliveira (1998), o chumbo pode ser danoso aos mamíferos, podendo, inclusive, causar

deficiência mental em crianças. Além disso, de acordo com Aas, citado por Mavropoulos (1999), o solo é considerado um dos depósitos principais de chumbo, pois ao alcançá-lo, este contaminante pode ali permanecer indefinidamente.

O chumbo, no solo, pode estar sob diversas formas: relativamente insolúvel (sulfato, carbonato ou óxido), solúvel, adsorvido, adsorvido e precipitado como sesquióxido, adsorvido em matérias orgânicas coloidais ou complexado no solo. Ainda, a acidez do solo influencia a mobilidade do metal, que pode sofrer modificações, formar compostos menos solúveis e tornar-se menos disponível em pH mais elevado. Não foram observadas interações significativas entre os fatores tratamento e profundidade. O uso do bio-estimulador associado ao lodo de esgoto não interferiu nos teores de chumbo do solo (Aas, citado por Mavropoulos, 1999).

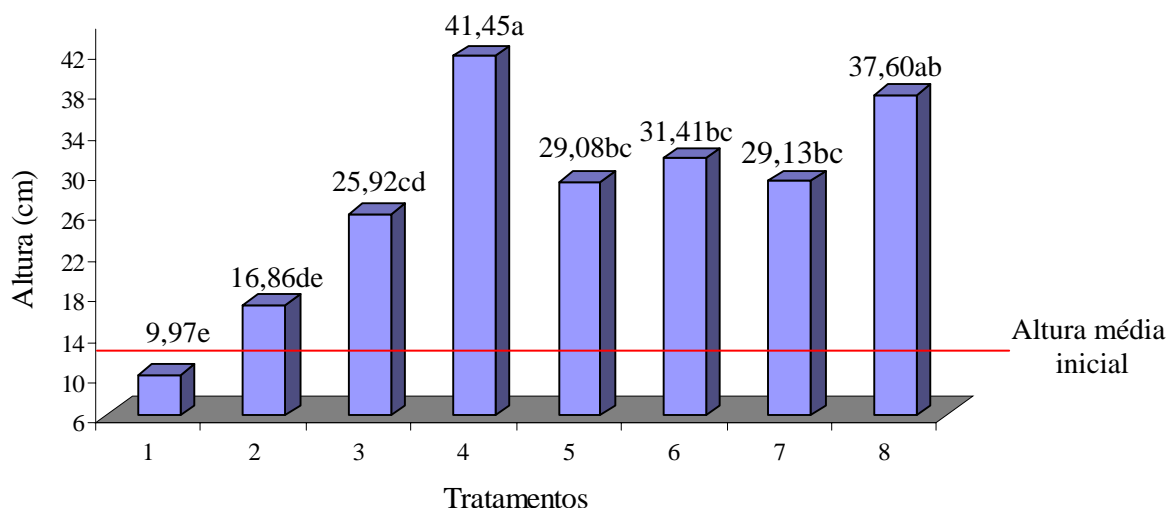
4.2 PARÂMETROS VEGETATIVOS

4.2.1 Mutamba (*Guazuma ulmifolia*)

Todos os tratamentos que receberam o lodo de esgoto apresentaram resultados de altura significativamente maiores que o tratamento T1 (testemunha), indicando que, mesmo após 41 meses de aplicação desse resíduo, seus efeitos benéficos para as plantas de mutamba ainda foram perceptíveis. Este resultado é de grande significado, pois o crescimento inicial das espécies vegetais se constitui em uma das principais características para a definição das espécies que serão selecionadas para a recuperação de ecossistemas degradados. Os resultados observados são concordantes com os obtidos por Vaz (2000) e Barbosa et al. (2007). De acordo com os últimos autores, este efeito positivo no crescimento das árvores deve-se à contínua e adequada disponibilidade de nutrientes do lodo de esgoto no decorrer do processo de mineralização.

Comparativamente com o valor observado na testemunha (T1), não verificou-se efeitos residuais para o tratamento T2 (tratamento mineral), indicando que os efeitos benéficos da aplicação inicial de calcário e de nutrientes de origem de fontes inorgânicas foram em baixos níveis e pouco pronunciados até o final do período avaliado. Este fato pode ser explicado pelas características químicas e físicas do solo que, por ser de textura arenosa, apresenta baixos teores de matéria orgânica e baixa porcentagem da Capacidade de Troca Catiônica (CTC), favorecendo, assim, a perda de nutrientes.

Os maiores valores médios para a altura de plantas de mutamba foram observadas nos tratamentos T4 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) e T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), demonstrando que o lodo de esgoto associado ao bio-estimulador proporcionou efeitos residuais mais favoráveis ao crescimento das plantas em relação à sua aplicação de forma isolada (Figura 4). No caso do tratamento T4, o crescimento observado foi 315,75% maior que o tratamento testemunha (T1). Esta ocorrência pode ser uma indicação de que o bio-estimulador tenha favorecido as atividades biológicas do solo e, conseqüentemente, melhorado a disponibilidade de nutrientes, influenciando positivamente na altura das plantas.



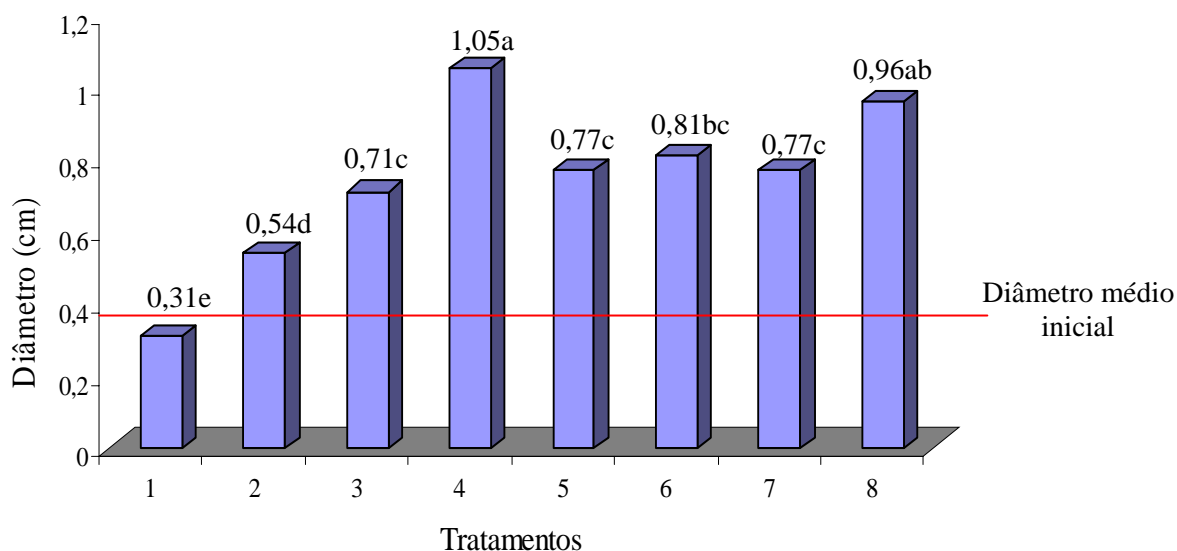
As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 4. Valores médios da altura de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

O tratamento T1 (testemunha) apresentou média final de altura menor do que a média inicial devido ao secamento das ponteiros de grande parte das plantas, indicando que o solo experimental, nessas condições, é muito inadequado para o estabelecimento da mutamba.

Os valores médios do diâmetro na altura do colo das plantas de mutamba, nos tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto, foram maiores que o diâmetro médio na altura do colo das plantas obtido no tratamento testemunha (T1), indicando, assim, um efeito residual significativo para este parâmetro (Figura 5). Uma possível explicação para os resultados obtidos é que a incorporação de matéria orgânica afeta diretamente a

manutenção do potencial produtivo do solo em função do aumento do C orgânico proporcionado pela adição do lodo de esgoto.



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 5. Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Para Sturion & Antunes (2000), o diâmetro das plantas tem sido considerado como um dos melhores, senão o melhor, indicador de padrão de qualidade das plantas. As mudas de pequeno diâmetro e muito altas são classificadas como de qualidade inferior às menores, quando comparadas com aquelas de maior diâmetro de colo. Um maior diâmetro de colo está associado a um desenvolvimento mais acentuado da parte aérea, favorecendo a sobrevivência e o desenvolvimento da muda após o plantio definitivo. Scalon et al. (2002) observaram, no crescimento inicial de mudas de espécies florestais nativas, a importância do diâmetro do colo como característica valiosa na avaliação do potencial da muda para a sobrevivência e o crescimento após o plantio. De acordo com Carneiro, citado por Scalon (2002), as plantas com maior diâmetro apresentam porcentagem de sobrevivência mais elevada, principalmente pela maior capacidade de formação e de crescimento de novas raízes.

Os maiores diâmetros na altura do colo das plantas foram verificados nos tratamentos T4 (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador) e T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), demonstrando que a associação destes dois insumos contribuiu para o aumento do diâmetro na altura do colo das plantas, favorecendo o desenvolvimento

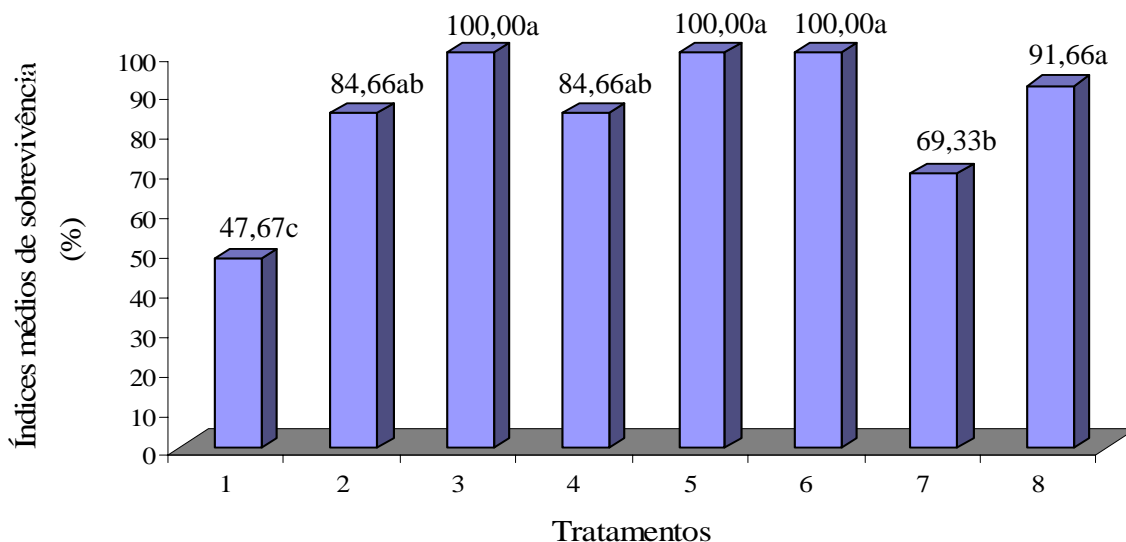
de microorganismos de solo que beneficiaram o sistema solo-planta. O aumento observado no diâmetro médio na altura do colo das plantas do tratamento T4, de 238,71% superior em relação ao tratamento testemunha (T1), evidencia os efeitos benéficos desta associação.

No tratamento T1 (testemunha) foi observada uma redução no diâmetro médio final na altura do colo das plantas em relação ao diâmetro médio inicial, resultado este, coincidente com o verificado para o parâmetro altura, reforçando, assim, a incompatibilidade da mutamba com o solo original da área.

Embora tenha apresentado resultados menos significativos que os tratamentos que receberam o lodo de esgoto, o tratamento T2 (adubação mineral) também apresentou efeitos residuais para esta variável. O menor efeito residual neste caso, em relação aos tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto, pode ter sua explicação no fato de que este resíduo favorece um maior disponibilização de carbono orgânico às plantas e, conseqüentemente, um maior desenvolvimento do diâmetro médio final.

O outro fator avaliado foi o índice de sobrevivência das plantas de espécies arbóreas, que é um indicador de grande importância para a recuperação de áreas degradadas, pois, o que se deseja, é o maior número de pontos com pelo menos uma planta, o que vai garantir a boa densidade do povoamento. Entretanto, apesar da mutamba ser uma espécie indicada para recuperação de áreas degradadas, conforme Lorenzi (1992), os resultados de índices de sobrevivência observados no tratamento T1 (testemunha) reforçam a possibilidade de que esta planta tem uma alta vulnerabilidade às condições originais do solo avaliado. Entretanto, todos os tratamentos que receberam o lodo de esgoto apresentaram efeitos residuais positivos para a sobrevivência das plantas, indicando que este resíduo promoveu alterações no solo favoráveis à manutenção do estande inicial de plantas.

Os resultados obtidos nesta pesquisa corroboram com os observados por Silva et al. (2002), que verificaram a ocorrência de efeitos residuais do lodo de esgoto por três anos, com a aplicação de uma única dose. A associação do bio-estimulador com o lodo de esgoto na dosagem mais elevada, no tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto) favoreceu significativamente o índice de sobrevivência das plantas (Figura 6). Para o tratamento T4, com dosagem menor (20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto), houve uma tendência de redução neste índice quando houve a associação com o bio-estimulador (tratamento T3). Uma possível explicação para este comportamento foi a ocorrência de formigas cortadeiras (*Atta* spp.) em plantas de algumas parcelas.



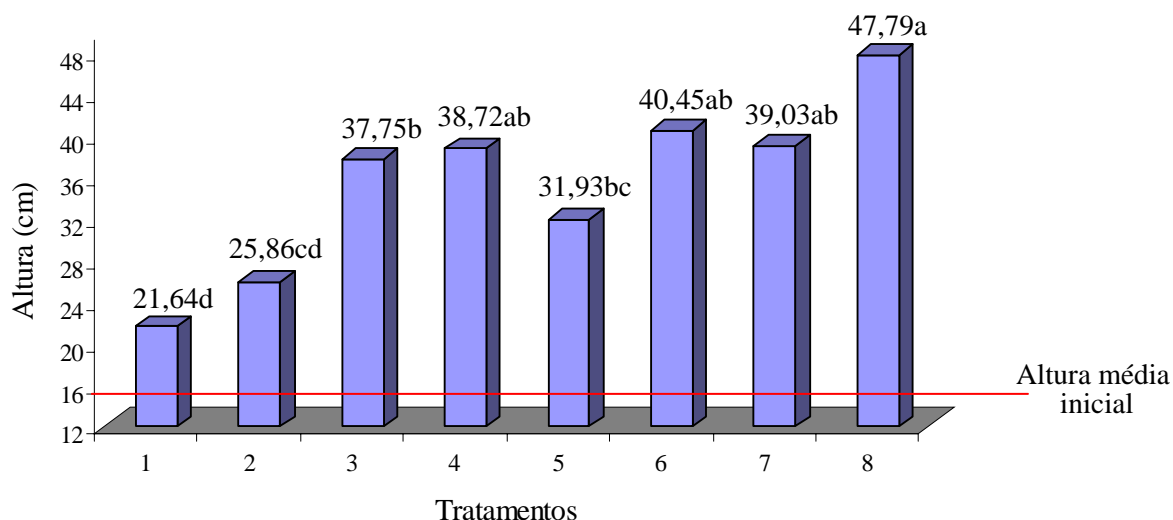
As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 6. Índices médios de sobrevivência de plantas de mutamba (*Guazuma ulmifolia*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

A aplicação do calcário e da adubação mineral também promoveu efeitos residuais significativos nas plantas de mutamba. Este resultado deve-se, provavelmente, à ação do calcário que estimulou a atividade microbiana e favoreceu a disponibilidade de nutrientes. Efeitos residuais positivos do calcário, após três anos de sua aplicação, também foram observados por Prado (2003). Estes efeitos podem ser ainda mais duradouros, como os verificados por Mello et al. (2006), que constataram efeitos residuais do calcário na redução da saturação do alumínio e no aumento da saturação de bases, mesmo após 23 anos de sua aplicação.

4.2.2 Aroeira (*Myracrodruon urundeuva*)

O lodo de esgoto promoveu, em todas as dosagens avaliadas, efeitos residuais favoráveis ao crescimento das plantas de aroeira. Foi observada uma tendência de aumento na altura das plantas conforme o aumento das dosagens de lodo de esgoto, demonstrando, assim, a melhoria das condições do solo em doses mais elevadas (Figura 7). Uma evidência dos efeitos benéficos da aplicação do lodo de esgoto pode ser observada no tratamento T8 (60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), que promoveu um aumento de 198,67% maior em relação ao tratamento testemunha (T1).



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

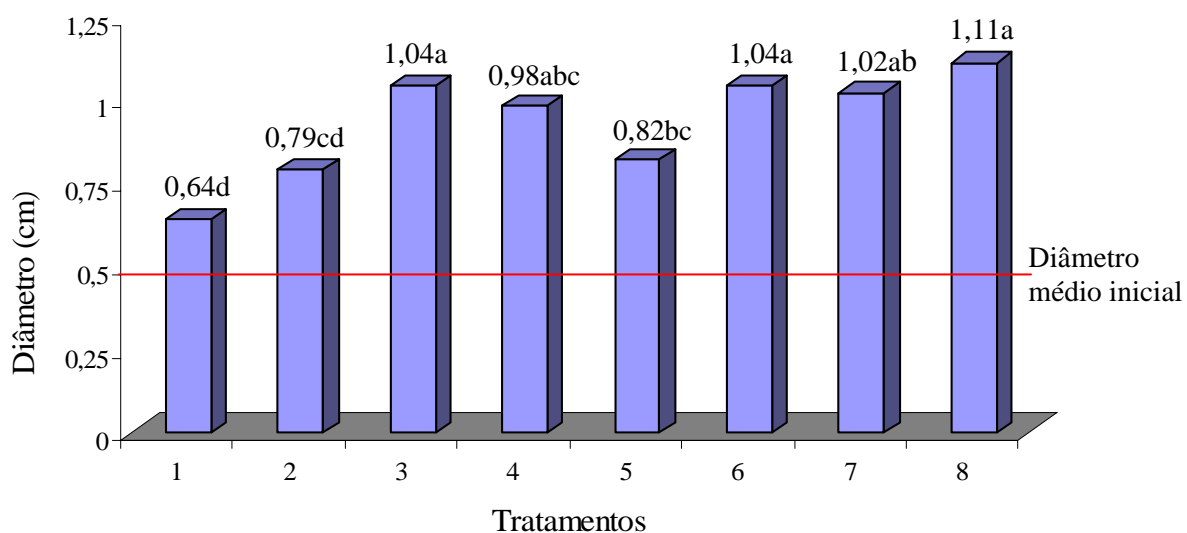
Figura 7. Valores médios da altura de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado fertilizado, com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Estes resultados indicam que o aporte de matéria orgânica nos tratamentos que receberam o lodo de esgoto favoreceu a fertilidade do solo, além de, provavelmente, gerar outros benefícios, como maior retenção de água e aumento da biodiversidade do solo. Esta mesma tendência de aumento da altura das plantas de aroeira, também foi verificada em todos os tratamentos em que o lodo de esgoto foi associado com o bio-estimulador, evidenciando que este produto potencializa os efeitos residuais benéficos do resíduo.

Não foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos T2 (calagem + adubação mineral) e o tratamento T1 (testemunha), indicando que a correção inicial da acidez do solo e aplicação de nutrientes inorgânicos não produziu efeitos benéficos para as plantas de aroeira ao final do período avaliado. Esta ocorrência indica que o fator de limitação do desenvolvimento da altura das plantas não tenha sido o pH do solo e que os nutrientes inorgânicos fornecidos tiveram seus efeitos praticamente anulados ao final do experimento, provavelmente, em função das características do solo, de textura arenosa, que promove uma baixa retenção de nutrientes. Entretanto, o resultado observado no tratamento T1 (testemunha) indica a capacidade da aroeira de se desenvolver mesmo em solos com baixa disponibilidade de nutrientes, já que houve uma evolução de 35,25% na altura das plantas para este caso.

Todos os tratamentos onde ocorreu a aplicação do lodo de esgoto, com exceção do T5 (40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto), apresentaram efeitos residuais favoráveis ao

desenvolvimento do diâmetro na altura do colo das plantas de aroeira, provavelmente, em função do aporte de carbono orgânico fornecido por este resíduo às plantas. Os resultados verificados no tratamento T8, que propiciaram um aumento de 73,43% no diâmetro médio das plantas, evidenciam os efeitos benéficos do lodo de esgoto. Segundo Poggiani et al. (2000), o lodo de esgoto apresenta vantagens em relação à adubação mineral devido à forma lenta e contínua de liberação de nutrientes para o solo e para o sistema radicular das plantas, sendo que em culturas de ciclos longos esta liberação lenta torna-se significativamente vantajosa. Na dose de 40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (T6), a associação deste resíduo com o bio-estimulador se mostrou significativamente superior à aplicação isolada do lodo de esgoto (Figura 8).



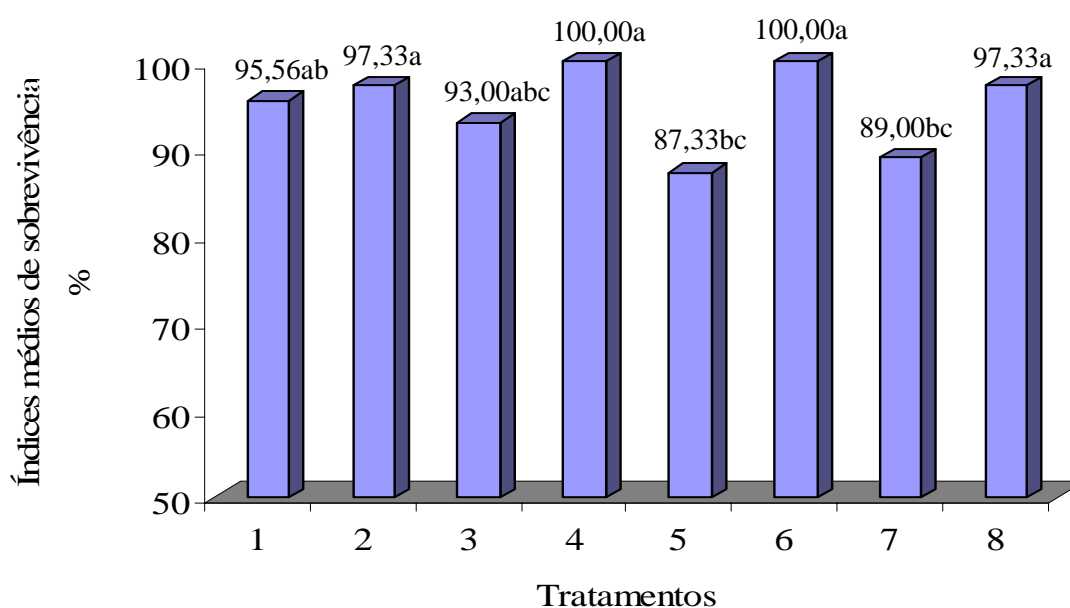
As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 8. Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

Não foram observados efeitos residuais da correção da acidez do solo e da aplicação de adubação mineral (tratamento T2), demonstrando que, em um período de 41 meses, esses insumos perderam seus efeitos. Por outro lado, a evolução no diâmetro na altura do colo das plantas observado no tratamento T1 (testemunha), de 28% em relação do diâmetro inicial na altura do colo das plantas, demonstra a capacidade de adaptação da aroeira a solos com baixos índices de fertilidade.

Os índices médios de sobrevivência de plantas de aroeira foram bastante satisfatórios em todos os tratamentos, evidenciando, assim, mais uma vez, a grande rusticidade

desta espécie. Estes resultados estão em conformidade com Lorenzi (1992). Não foram verificados efeitos residuais significativos da aplicação do lodo de esgoto, associado ou não com o bio-estimulador, em todas as dosagens avaliadas. Entretanto, na comparação entre os tratamentos com as mesmas dosagens de lodo de esgoto, verificou-se uma tendência de maiores índices de sobrevivência das plantas quando houve esta associação, indicando, assim, que o bio-estimulador pode favorecer a durabilidade dos efeitos residuais do lodo de esgoto (Figura 9).



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 9. Índices médios de sobrevivência de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

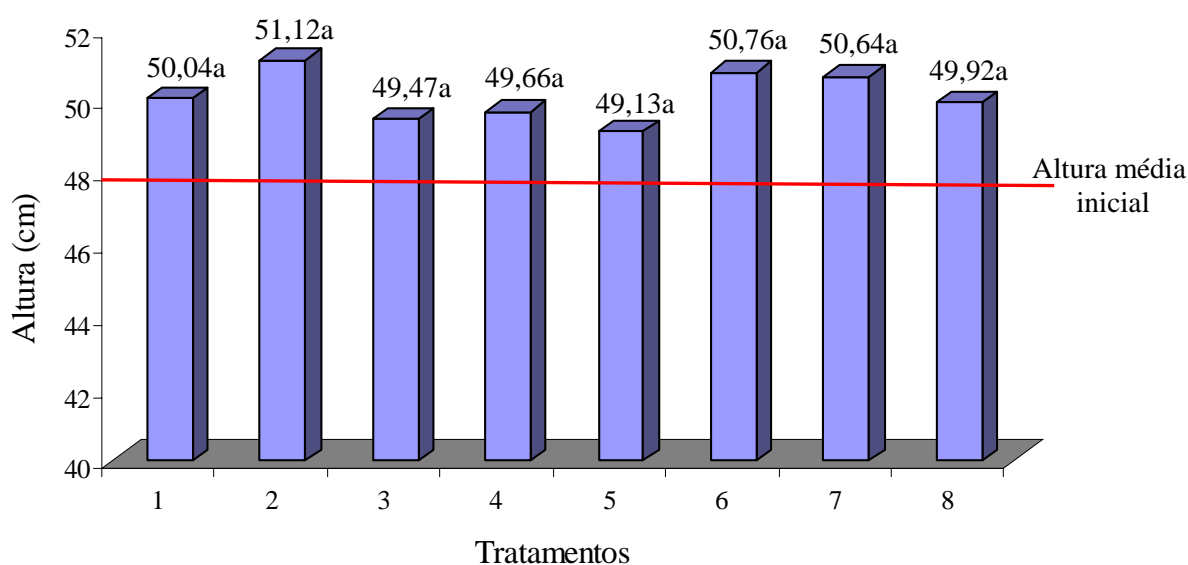
O tratamento T2 (calagem e adubação mineral) apresentou resultados semelhantes ao tratamento testemunha (T1) indicando, também, a não ocorrência de efeitos residuais destes insumos para o índice de sobrevivência das plantas de aroeira.

4.2.3 Paineira (*Chorisia speciosa*)

Não foram observadas diferenças significativas na altura de plantas de paineira entre os diversos tratamentos, indicando que esta espécie, nas condições do experimento, não teve seu desenvolvimento influenciado com a aplicação de diferentes doses de lodo de

esgoto, associado ou não com o bio-estimulador. A correção da acidez do solo e aplicação da adubação mineral (T2), também não proporcionaram efeitos residuais.

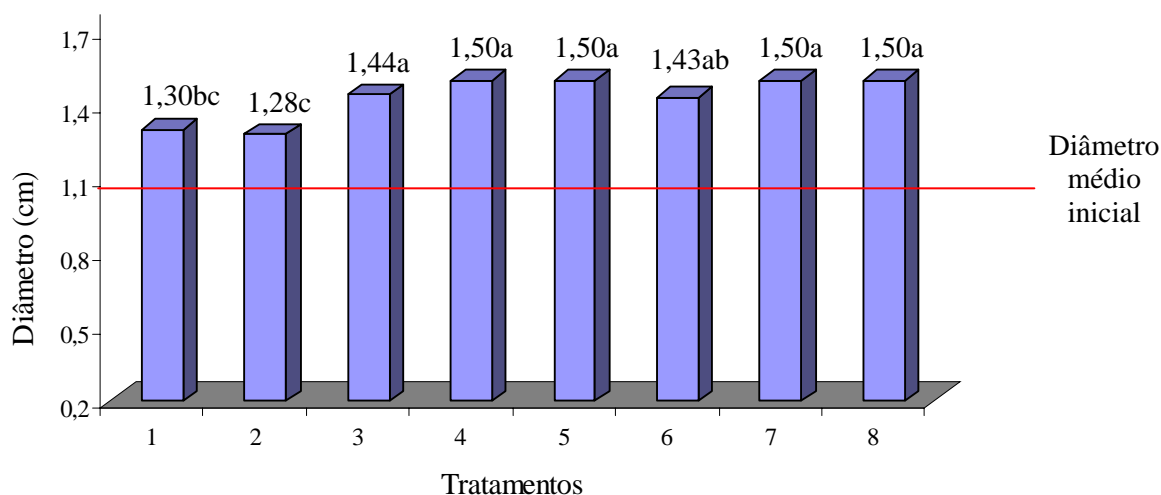
O maior índice de crescimento foi observado no tratamento T2 que apresentou uma evolução de apenas 6,5% em relação à altura média inicial das plantas (Figura 10). Os baixos índices de crescimento obtidos indicam que os tratamentos propostos não atenderam aos possíveis fatores de limitação ao crescimento desta espécie. Conforme Lorenzi (1992), esta espécie prefere solos férteis de planícies aluviais e fundos de vale, condições bastante distintas daquelas da área experimental avaliada.



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 10. Valores médios da altura de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Em relação à variável diâmetro na altura do colo das plantas, todos os tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto, com exceção do tratamento T6 (40 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto + bio-estimulador), apresentaram resultados superiores ao do tratamento testemunha (T1), indicando a ocorrência de efeitos residuais do lodo de esgoto para a variável diâmetro na altura do colo das plantas (Figura 11). A associação do lodo de esgoto com o bio-estimulador não apresentou diferenças em nenhum dos tratamentos que receberam estes insumos. Para Ramos (1980), o aumento no diâmetro das plantas é consequência da multiplicação da camada de células que constitui o câmbio. Portanto, os resultados observados indicam que o lodo de esgoto favoreceu esta multiplicação para o caso da paineira.

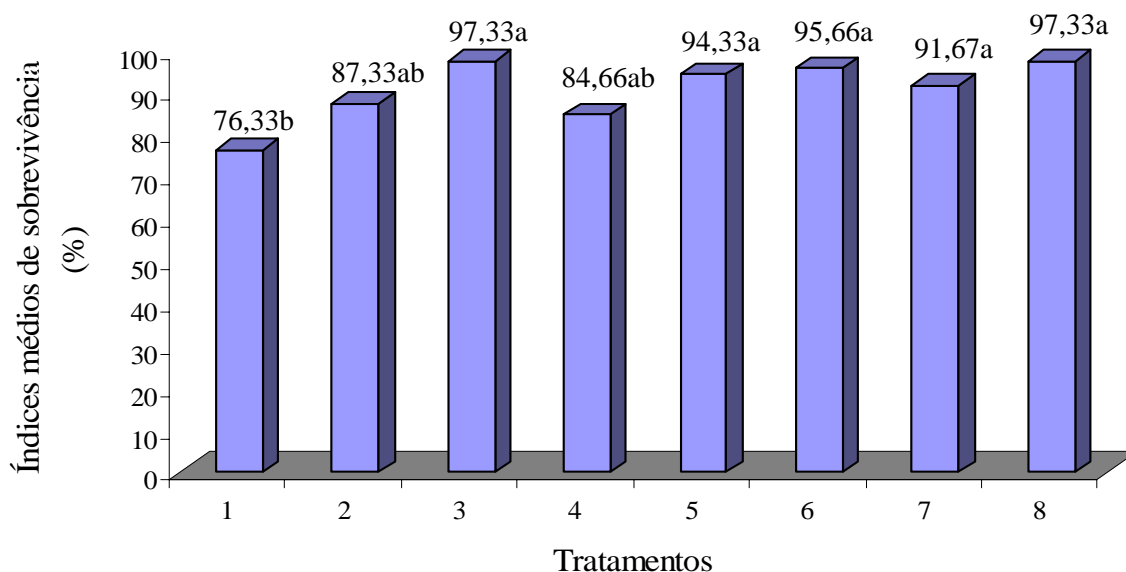


As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 11. Valores médios do diâmetro de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de biossólido. Goianápolis, GO. 2008.

Também não foram observados efeitos residuais da correção da acidez do solo e da aplicação da adubação mineral (T2). Este resultado sugere que a aplicação inicial de nutrientes na forma mineral não foi suficiente para promover alterações significativas nesta variável, ao final do período avaliado. Uma possível explicação para este resultado são as características físicas do solo que favorecem uma elevada perda de cátions. Conforme Correia et al. (2004), solos arenosos apresentam baixa CTC, quase que exclusivamente devido ao baixo teor de matéria orgânica, além de apresentarem uma excessiva drenagem, favorecendo a lixiviação de nutrientes, especialmente nitratos.

Todos os tratamentos que receberam a aplicação do lodo de esgoto apresentaram índices de sobrevivência das plantas superiores ao do tratamento testemunha (T1), indicando a ocorrência de efeito residual favorável desse resíduo neste parâmetro. Uma possível explicação para este fato é o aporte de matéria orgânica fornecido pela aplicação do lodo de esgoto, favorecendo as condições do solo em termos de retenção de cátions e, principalmente, de umidade. A matéria orgânica, conforme Rajj (1987), não é apenas uma fonte de nutrientes, pois suas propriedades coloidais, decorrentes da estrutura orgânica, são de grande importância, atuando na agregação de partículas e conferindo ao solo condições favoráveis de arejamento e friabilidade (Figura 12).



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

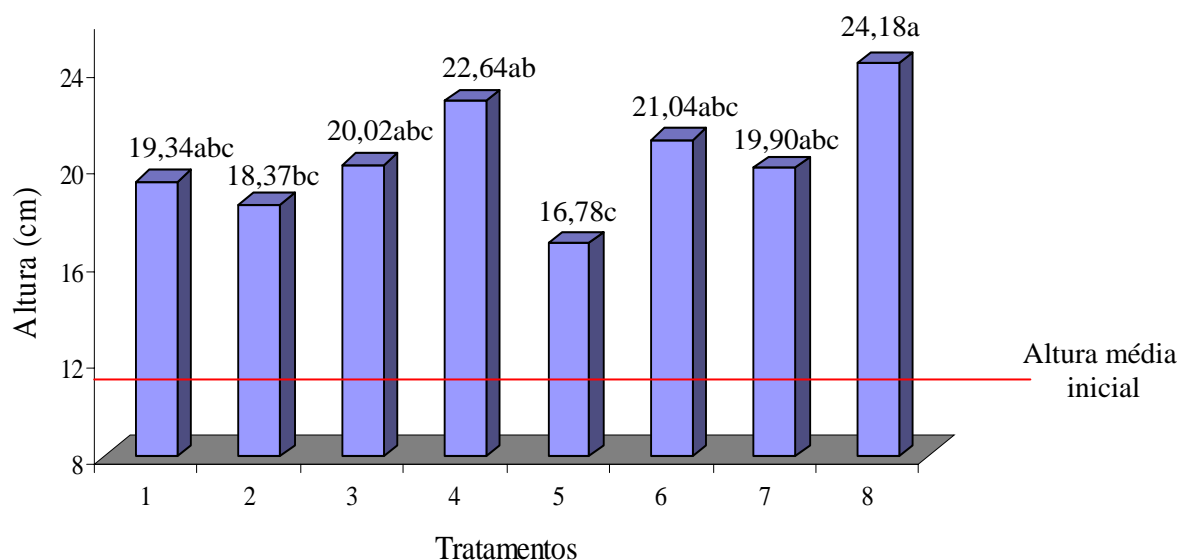
Figura 12. Índices médios de sobrevivência de plantas de paineira (*Chorisia speciosa*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

A correção da acidez do solo e a incorporação de fontes minerais inorgânicas (tratamento T2), não proporcionaram efeitos residuais relevantes. Uma possível explicação para este resultado é a baixa capacidade de retenção de cátions apresentada pelo solo experimental, que favorece a perda de nutrientes.

4.2.4 Pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*)

Não foram observadas diferenças significativas para a altura entre os tratamentos que receberam o lodo de esgoto e o tratamento T1 (testemunha), indicando que as diferentes doses deste resíduo, aplicadas no solo, não foram suficientes para produzir efeitos residuais benéficos ao crescimento das plantas de pau-de-óleo, no período avaliado. De acordo com Machado (1990), o pau-de-óleo cresce melhor em solos de matas ciliares e matas semidecíduas, que em solo de cerrado. Entretanto, a evolução na altura das plantas, observada no tratamento T1 (testemunha), de 80,75% em relação à altura média inicial, indica a capacidade que o pau-de-óleo possui para se desenvolver em condições de baixa fertilidade de solo (Figura 13).

Observou-se leve tendência de maiores alturas nos tratamentos em que o lodo de esgoto foi associado ao bio-estimulador (T4, T6 e T8), embora estatisticamente não significantes, sugerindo que o bio-estimulador pode, em prazos maiores que os avaliados, produzir efeitos benéficos ao crescimento desta espécie.

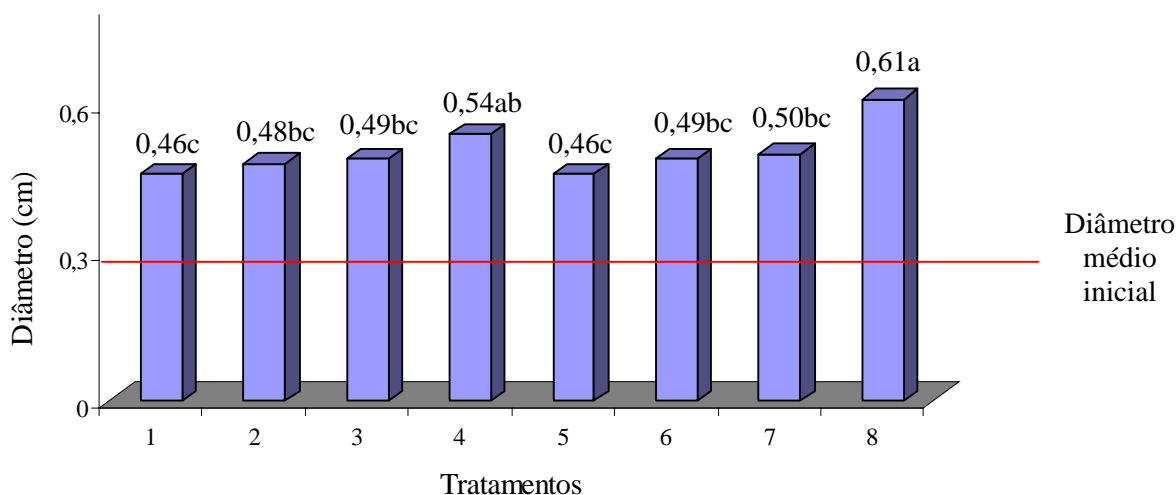


As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 13. Valores médios da altura de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

A aplicação de calcário para corrigir a acidez do solo e a adubação mineral (Tratamento T2) também não promoveram efeitos residuais significativos na altura das plantas desta espécie, indicando que, de forma semelhante aos tratamentos que receberam diferentes doses de lodo de esgoto, os fatores que favorecem este parâmetro não foram atendidos pelos tratamentos avaliados.

O uso de doses crescentes de lodo de esgoto, na forma dissociada do bio-estimulador, não produziu efeitos residuais que tivessem se manifestado na forma de incremento do diâmetro na altura do colo das plantas de pau-de-óleo. Entretanto, quando estes dois insumos foram associados, verificou-se uma tendência de aumento nos diâmetros das plantas, quando comparados entre as mesmas dosagens de lodo de esgoto. Este resultado indica a ocorrência de efeito residual do bio-estimulador, favorável ao aumento deste parâmetro. Uma possível explicação para os resultados obtidos é que o bio-estimulador tenha favorecido as atividades de microorganismos do solo e, conseqüentemente, a liberação de nutrientes a partir do lodo de esgoto aplicado. O tratamento T2 (adubação mineral) também não produziu efeitos residuais no diâmetro na altura do colo das plantas, provavelmente pela perda de nutrientes devido à baixa CTC do solo (Figura 14).



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

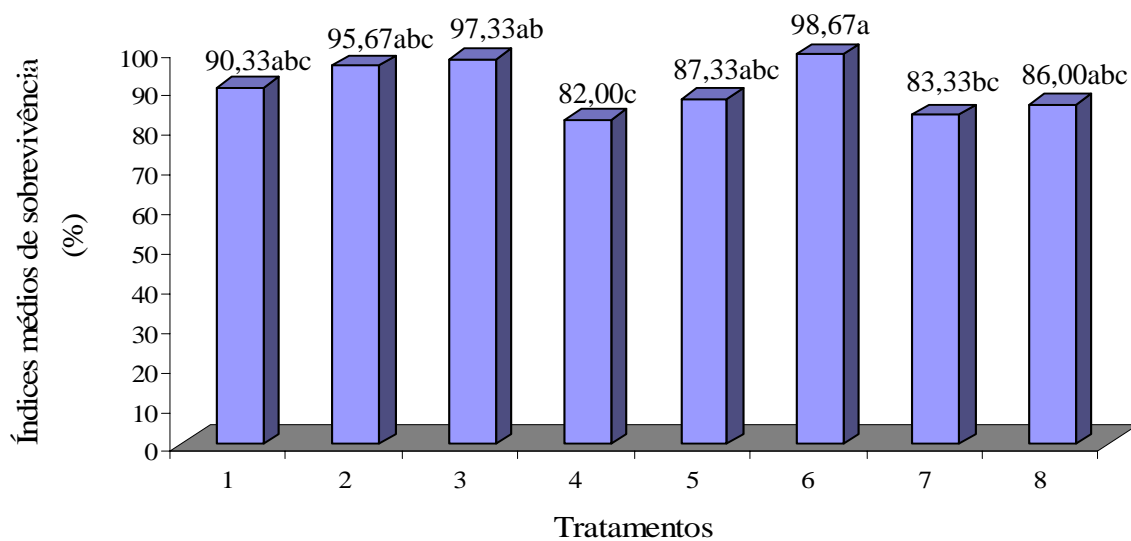
Figura 14. Valores médios do diâmetro na altura do colo de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianópolis, GO. 2008.

Os resultados verificados nos tratamentos T1 (testemunha) indicam que o diâmetro médio na altura do colo das plantas de pau-de-óleo aumentou 53,33% em relação ao diâmetro médio inicial das plantas, demonstrando a capacidade do pau-de-óleo de se desenvolver em solos com baixa fertilidade. Este resultado é de grande importância, pois a rusticidade das plantas é uma das principais características para a definição de espécies vegetais para recuperação de áreas degradadas.

Os índices de sobrevivência das plantas de pau-de-óleo não foram afetados pela incorporação de doses crescentes de lodo de esgoto, evidenciando, mais uma vez, sua pronunciada rusticidade (Figura 15).

Conforme Lorenzi (1992), esta espécie é adaptada a uma grande variação edafoclimática, e pode ser encontrada em vários estágios de sucessão, desde áreas totalmente degradadas até aquelas com dossel em fechamento. Os índices de sobrevivência observados reforçam a tese de que esta espécie vegetal é de grande importância para programas de recuperação de áreas degradadas.

A correção da acidez do solo com calcário dolomítico e a aplicação de adubo mineral (Tratamento T2), também não produziram efeitos residuais neste parâmetro, indicando que a espécie vegetal possui alto grau de tolerância às condições de ausência de efeito residual desses insumos no solo.



As médias seguidas com as mesmas letras não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 15. Índices médios de sobrevivência de plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*), aos 18 meses de idade, em solo degradado, fertilizado com adubo mineral e diferentes doses de lodo de esgoto. Goianápolis, GO. 2008.

5 CONCLUSÕES

A presente pesquisa permite concluir, para as condições experimentais adotadas, que:

- Ao final de 41 meses, verificou-se que a aplicação de doses únicas de lodo de esgoto promoveu aumentos significativos nos seguintes parâmetros analisados no solo: pH, CTC, matéria orgânica, fósforo, cálcio, ferro, cobre e zinco;
- Os efeitos residuais da aplicação de doses únicas de lodo de esgoto, para um prazo de observação de 41 meses, indicaram uma tendência de redução nos teores totais no solo dos seguintes elementos: magnésio, cádmio, chumbo, cromo;
- Os teores totais de potássio, manganês e níquel, no solo, não foram alterados após 41 meses da aplicação de doses únicas de lodo de esgoto;
- Os efeitos residuais do lodo de esgoto afetaram positivamente a altura, o diâmetro do colo das plantas e o índice de sobrevivência da mutamba (*Guazuma ulmifolia*); a altura e o diâmetro do colo das plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*); o diâmetro do colo e o índice de sobrevivência da paineira (*Chorisia speciosa*) e o diâmetro do colo das plantas de pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*) nos casos em que foi associado ao bio-estimulador.
- Os efeitos residuais do lodo de esgoto plantas não afetaram os índices de sobrevivência de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*); os índices de altura da paineira (*Chorisia speciosa*) e os índices de altura e sobrevivência do pau-de-óleo (*Copaifera langsdorffii*).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do número de cidades com sistemas adequados de tratamento de esgoto, no Estado de Goiás, ainda ser pequeno, é de suma importância a busca por alternativas de disposição final do lodo de esgoto que sejam viáveis economicamente e adequadas tecnicamente. Encontrar um destino sustentável para este resíduo ainda é um desafio para as empresas geradoras, bem como para seus colaboradores. Muitas vezes, o envio do lodo para um aterro sanitário torna-se a maneira mais prática de solucionar a questão do destino, mas esta via nem sempre se mostra a mais econômica, a mais segura ou a melhor escolha sob o aspecto ambiental.

A presente pesquisa indica que o lodo de esgoto gerado na Estação de Tratamento de Esgoto de Goiânia produz efeitos residuais positivos, do ponto de vista técnico e ambiental, para o uso em recuperação de áreas degradadas. Esta associação (lodo de esgoto e área degradada) pode reduzir significativamente a quantidade de passivos ambientais gerados pela sociedade moderna. Entretanto, este uso deve ser rigorosamente monitorado, principalmente nos aspectos que se referem à mobilidade dos metais pesados e às condições sanitárias do lodo. Estes elementos, potencialmente contaminantes, necessitam de ser neutralizados e controlados para garantir a segurança do uso agrícola do lodo.

No Estado de Goiás ainda não existem normas legislativas específicas que definam os valores limites de patógenos e de metais tóxicos para o uso agrícola do lodo de esgoto. Neste contexto, surge o desafio para os pesquisadores fornecerem subsídios científicos que possibilitem a elaboração de políticas públicas que assegurem a possibilidade de se transformar um passivo ambiental em fonte alternativa de nutrientes.

7 REFERÊNCIAS

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. **Tópicos em ciência de solo**, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 645 - 692, 2002.

ACHA, P. N.; SZYFRES, B. **Zoonosis y enfermedades transmisibles comunes al hombre y a los animales**. 2. ed. Washington: Organización Panamericana de la Salud, 1996. p. 763 - 774.

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n.4, p. 617 - 625, 2007.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, n. 2, p. 345 - 353, 1997.

ANDRADE, C. A. **Nitratos e metais pesados no solo e em plantas de *Eucalyptus grandis* após aplicação de biossólido da ETE de Barueri**. 1999. 65 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1999.

ANDRAOS, H. F.; KEIL, S. S. Levantamento populacional bacteriano em quatro tratamentos de solo, com a utilização de lodo de esgoto e adubação mineral. In: FertBIO 98, 1998, Caxambu. **Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma**. Lavras : UFLA/SBCS/SBM, 1998. p. 238 - 238.

ANDRAUS, S.; MEDEIROS, L. B.; BORGES, J. C.; SILVA, S. M. C. P.; TOLEDO, E. B. S. Agentes Patogênicos – Bactérias Entéricas. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**, 2. ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.

ANDREOLI, C. V. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola do lodo de esgoto**. Sanepar, 1998. 83 p.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. Aspectos metodológicos. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**, 2ª Ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.

ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; PEGORINI, E. S.; SOUZA, M. L. P. Efeito da aplicação de lodo de esgoto nos teores de metais pesados de solos, folhas e grão de milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Anais eletrônicos...** Ribeirão Preto, 2003. Disponível em: http://www.sanepar.com.br/sanepar/Gecip/Congressos_Seminarios>. Acesso em: 18 de dezembro de 2005.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; ILHENFELD, R. G. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. 97 p.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E.S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: **Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP : Embrapa. p. 281 -312, 2000.

ANDREOLI, C.V.; SOUZA, M. L. P.; COMIM, J. J.; GIOPPO, P. J.; CASTILHO, D. S. B. Bases para uso do lodo de esgoto da ETE-Belém. In.: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, Florianópolis, SC, 1994. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ. ABES, p. 389 - 419, 1994.

ANJOS, A. R. **Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para as plantas de milho** – Piracicaba, 1999. 191p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1999.

ANJOS, A. R. M. ; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p. 927 - 938, 2000.

ARAÚJO, J. C. T.; NASCIMENTO, C. W. A. Redistribuição entre frações e teores disponíveis de zinco em solos incubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 635 - 644, 2005.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Avaliações de propriedades físicas de um latossolo vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto por dois anos consecutivos. **Sanare**, Curitiba, v. 17, n.17, p. 94 - 101, 2002.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, n. 3, p. 601 - 605, 2007.

BARREIROS, R. M.; GONÇALVES, J. L. M.; SANGÍGOLO, C. A.; POGGIANI, F. Modificações na produtividade e nas características físicas e químicas da madeira de *Eucalyptus grandis* causadas pela adubação com lodo de esgoto tratado. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 103 - 111, 2007.

BARROS, D. A. S.; PEIXOTO, J. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; MELO, E. E. C. Conteúdo de nitrogênio e produção de biomassa em milho e feijoeiro em solos submetidos a doses de lodo de esgoto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25, 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: RBFSNP, 2002. CD-ROM.

BASTOS, R. K. X.; MARA, D. D. Avaliação de critérios e padrões de qualidade microbiológica de esgotos sanitários tendo em vista sua utilização na agricultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1993, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1993.

BATAGLIA, O. C.; BERTON, R. S.; CAMARGO, A. O. Resíduos orgânicos como fontes de nitrogênio para capim-braquiária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 277 - 284, 1983.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 187 - 192, 1989.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E.; ABREU, M. F. Extração de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em solos tratados com lodo de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: 1997.

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

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Lodo de esgoto na agricultura**: potencial de uso e problemas. 2005. Disponível em: <http://www.ietec.com.br/ietec/techoje/techoje/meioambiente/>. Acesso em: 15 de julho de 2008.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PÉREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELI, N. A. Avaliação do potencial de utilização do lodo de esgoto em processos de revegetação de áreas degradadas: uma alternativa para disposição final. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25, 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: RBFSNP, 2002. CD-ROM.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PÉREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELI, N. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 3, p. 469 - 476, 2006.

BOEIRA, R. C. **Uso de Lodo de Esgoto como Fertilizante Orgânico: Disponibilização de Nitrogênio em Solo Tropical**. Comunicado Técnico 12, Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3 p.

BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 581 - 590, 2007.

BONNET, B. R. P. **Diagnóstico da situação e posição preliminar de sistema de monitoramento dos impactos ambientais causados pelo uso agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. 1995. 73 f. Monografia (Especialização) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1995.

BORCHERT, A. **Parasitologia Veterinária**. Zaragoza, Espanha: Editorial Acríbia. 1975. 745 p.

BOTTEGA, J. C.; NASCIMENTO, E. B. Utilização do lodo de esgoto em pequenas propriedades agrícolas. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. (Orgs). **Reciclagem de biossólidos**: transformando problemas em soluções. 2. ed., Curitiba: Sanepar, Finep, 2001, 288 p.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades do solo**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.

CARMO, J. B. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo**. 2001. 105 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2001.

CENTURION, C. A.; CAMARGO, O. A. Translocação de Zn, Cu e Ni em latossolo que recebeu biossólido há quinze anos. **Revista Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, SP, v. 27, n. 1, 2002. p. 11 - 15.

CEOLATO, L. C. **Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um argissolo**. 2007. 52 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônômico, Campinas, SP, 2007.

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro**. 2000. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2000.

CHANG, A. C.; HINESLY, T. D.; DONER, H. E.; DOWDY, R. H.; RYAN, J. A. Effects of long term sludge application on accumulation of trace elements by crops. In: PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. **Land application of sludge-food chain implications**. Chelsea: Lewis Publisher, cap.4, p.53 - 66, 1987.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 653 - 662, 2008.

CHUEIRI, W. A.; SERRAT, B. M.; BIELE, J.; FAVARETTO, N. Lodo de esgoto e fertilizante mineral sobre parâmetros do solo e de plantas de trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 11, n. 5, p. 502 - 508, 2007.

COLODRO, G. **Recuperação de solo de área de empréstimo com lodo de esgoto**. 2005. 102 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola: Água e Solo) – Universidade Estadual de Campinas, SP, 2005.

COLODRO, G.; ESPÍNDOLA, C. R.; CASSIOLATO, A. M. R.; ALVES, M. C. Atividade microbiana em um Latossolo degradado tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.2, p.195 - 198, 2007.

CONAMA, 2006. **Resoluções**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente-MMA. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama> >. Acesso em: 23 de agosto de 2008.

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: Manual para revegetação**. Brasília: Universa, 2005a. 186 p.

CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. M. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado**. Brasília: Paralelo 15, 1998. 178 p

- CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Modelling the risk of nitrate leaching from two soils amended with five different biosolid. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p.619 - 626, 2005.
- CORREIA, J. R.; REATTO, A.; SPERA, S. T. Solos e suas relações com o uso e manejo. In: SOUZA, D. M. G. & LOBATO, E. (Ed.) **Cerrado: correção do solo e adubação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416 p.
- DA ROS, C. O.; AITA, C.; CERITA, C. A.; FRIES, M. R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, n. 2, p. 257 - 261, 1993.
- 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 Ecology**, Amsterdam, v. 19, n. 3, p. 237 - 248, 2002.
- DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo de esgoto nas características químicas do solo. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de bio-sólidos: transformando problemas em soluções**, 2. ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.
- DIAS, F. L. F.; BELLINGIERI, P. A. SEKI, L. T. Efeito da aplicação de calcário, de lodo de esgoto e de vinhaça sobre as produtividades químicas de um solo cultivado com lodo granífero. **Cultura Agrônômica**, Ilha Solteira, v.5, p. 51 - 62, 1996.
- DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; BETTIOL, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido a aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 701 - 711, 2007.
- DIAS, F. L. F.; SILVA, F.C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p.831 - 840, 2001.
- DIONÍSIO, J. A.; RIOS, E. M.; MARTINS, K. F.; RESSETTI, R. R. Efeito do lodo de esgoto na densidade populacional de organismos do solo. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. (Orgs). **Reciclagem de bio-sólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.
- DUDA, G.P.; CAMPELLO, E.F.C.; MENDONÇA, E.S.; LOURES, J.L.; DOMINGOS, M. Avaliação de frações de matéria orgânica do solo para a caracterização de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p.723-728, 1999.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de Solo**. 2 ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Embrapa-CNPS. Documentos, 1).
- EPSTEIN, E. **Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectivas**. São Paulo: EDUSP, 1975. 431p.

FAVARETTO, N.; DESCHAMPS, C.; MOTTA, C. V. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade do solo e no crescimento e produtividade de milho. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: 1997. p. 143.

FERNANDES, F.; COELHO, L.O.; NUNES, C. W; SILVA, S. M. C. P. Aperfeiçoamento da tecnologia de compostagem e controle de patógenos. **SANARE**, Curitiba, v.5, n.5. 1996. p. 36 – 45.

FLIEBACH, A.; MARTENS, R.; REBER, H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 26, n. 9, p. 1201 - 1205, 1994.

FREIER, M.; MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M. Efeitos da aplicação de biossólido no crescimento inicial de *Eucalyptus citriodora* Hook. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 2, p. 102 - 107, 2006.

GALDOS, M. V.; DE 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, 2004.

GIMENEZ, S. M. N.; CHAVES, J. C. D.; PAVAN, M. A.; CRUSES, I. I. Toxicidade de cobre em mudas de caféiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, n. 3, p. 361 - 366, 1992.

GLUFKE, C. **Espécies florestais recomendadas para recuperação de áreas degradadas**. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 48p. 1999.

GODOI, E. L. **Potencial do biossólido da Estação de Tratamento de Esgoto de Goiânia, GO, na recuperação de área degradada**. 2006. 70 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

GOMES, F. P. **Curso de Estatística Experimental**. 12 ed., ESALQ-USP, Piracicaba - SP, 1987, 467 p.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; ACCIOLY, A. M. A. Alterações químicas em argissolo tratado com Lodo de esgoto. **Caatinga**, Mossoró, v.18, n.3, p.185 - 194, jul./set. 2005.

GONÇALVES, J. L. M.; VAZ, L. M. S.; AMARAL, T. M.; POGGIANI, F. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais : II. Efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento de árvores. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 179 – 195.

GUEDES, M. C. **Ciclagem de nutrientes após aplicação de lodo de esgoto (Biossólido) sobre latossolo cultivado com *Eucalyptus grandis***. 2005. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. 154 p.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 30, n.2, p. 267 - 280, 2006.

HABTE, M. Impact of simulated erosive on the abundance and activity of indigenous vesicular-arbuscular mycorrhizal endophytes in an oxisol. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v.7, p.164-167, 1989.

HATTORI, H.; MUKAI, S. Decomposition of sewage sludge in soil as affected by their organic matter composition. **Soil Science and Plant Nutrition**, Bunkejo – Ku, v. 32, n° 3 p. 421 - 432, 1986.

HAYS, B. D. Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludges. **Water Research**, Oxford, v.11, p.583 - 595, 1977.

HECKMAN, J. R.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Residual effects of sewage sludge on soybean, accumulation of soil and symbiotically fixed nitrogen. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, p.118 - 124, 1987.

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J. E. (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995.p. 168 – 199.

ILHENFELD, D. R. G. K.; ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. Higienização do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; ILHENFELD, D. R. G. K. (Ed.) **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura** – Rio de Janeiro: PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. p.34 - 45.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3.ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 1995. 681 p.

JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Condições físicas de um latossolo vermelho escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, n. 33, p.237 - 240, 1991.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D. C. Trace metals. In: RECHCIGL, J. E. (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.139 – 167.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press, Boca Raton, USA, 1984. 315 p.

KLADIVKO, E. J.; NELSON, D. W. Changes in soil properties from application of anaerobic sludge. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v.51, n.2, p.325 - 332, 1979.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Avaliação agronômica e econômica da aplicação de biossólido na produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.10, p.1477 - 1484, 2006.

LEONI, C.; GHINI, R. Efeito do lodo de esgoto na indução de supressividade *in vitro* a *Phytophthora nicotianae*. **Fitopatologia Brasileira**, Brasília, Jan./Feb. 2003, vol. 28, n° 1, p.67 - 75.

- LEPSCH, I. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Ed. Oficina de Texto, 2002. 178 p. LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis do lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Revista de la ciência del suelo y nutrición vegetal**, Temuco, Chile, v. 7, n. 3, p. 16 - 25, 2007.
- LOGAN, T. J.; CHANEY, R. In: PAGE, A. L.; GLEASON, T. L.; SMITH, J. E.; ISKANDAR, J. K.; SOMMERS, L. E. (Ed.). **Utilization of municipal wastewater and sludge on land**. Riverside : University of California, 1983. p. 235 - 326.
- LOPES, A. S. **Manual de Fertilidade do Solo**. ANDA/POTAFOS, São Paulo, 1989. 153 p.
- LOPES, E. B. M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. 2001. 77 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. G.; BERALDO, M. R. B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.23, n.1, p.143 - 147, jan.-mar. 2005.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, São Paulo: Ed. Plantarum, 1992. 370 p.
- LUDUVICE, M. L. Uso e disposição final de lodos orgânicos – Biossólidos: In: Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários, 1996, Brasília. **Anais...** Brasília: CAESB, 1996. p.58 - 96.
- LUDUVICE, M. L. Experiência da Companhia de Saneamento do Distrito Federal na reciclagem agrícola de biossólido. In: BETTIOL, W. ; CAMARGO, O. (eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, p.153 - 162, 2000.
- MACEDO, R.L.G. Sistemas agroflorestais com leguminosas arbóreas para recuperar áreas degradadas por atividades agropecuárias. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1, Curitiba, 1992. **Anais...** Curitiba, UFPR/UPEF, 1992. p.136-147.
- MACHADO, J. W. B. **Relação origem/solo e tolerância à saturação hídrica de *Copaifera langsdorffii* Desf.** 1990. 129 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990.
- MACHADO, M. F. S. **A situação brasileira dos biossólidos**. 2001. 828 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade de Campinas, Campinas, 2001.
- MACHADO, M. F. S.; FIGUEIREDO, R. F.; CORAUCCI-FILHO, B. Produção brasileira de lodos de esgotos. **Sanare**, Curitiba, v. 22, p.66 - 74, 2004.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1990, 251 p.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: Prodquímica, 1994, 153 p.

MALTA, T. S. **Aplicação de lodo de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras - RJ**. 2001. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Saúde Pública) - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2001.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais em mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p.121 - 132, 2000.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A. Copper, nickel and zinc phytoavailability in a oxisoil amended with sewage sludge and liming. **Scientia Agricola**, Piracicaba, São Paulo, v. 60, n. 4, p. 747 - 754, 2003.

MATTHEWS, P. Sustainability in biosolids management. **Water Science Technology**, Oxford, v.38, p.97 - 102, 1998.

MATTIAZZO, M. E.; BERTON, R. S.; CRUZ, M. C. P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M. E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq; Fapesp; Potafos, 2001. 599 p.

MAVROPOULOS, E. **A hidroxiapatita como absorvedor de metais**. 1999. 105f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 1999.

McBRIDE, M. B.; RICHARDS, B. K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J. J.; SAUVÉ, S. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. **Soil Science**, Baltimore, v. 162, p. 487 - 500, 1997.

MELLO, F. A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 3ª ed., 1989, 400 p.

MELLO, G. W. B.; BRUNETTO, G.; KAMISNKI, J.; NACHTIGALL, G. R.; FURLANETTO, V. **Modificação de atributos do solo pela calagem incorporada em um solo argiloso cultivado com macieira**. Comunicado Técnico 68, Bento Gonçalves, RS: Embrapa Uva e Vinho, 2006. 6 p.

MELO, E. F. R. Q. Alterações nas características químicas do solo de uma área degradada em recuperação. In: Balensiefer, M.; Araújo, A.J.; Rossot, N.C. In: Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2, 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p.371 - 81.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutriente para as plantas. In: **Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.109 - 141.

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, 1997, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos...**Rio de Janeiro: SBCS, 1997.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S. A. S. 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**, Campinas, v. 18, n. 3, p. 449 - 455, 1994.

MESSIAS, A. S.; SILVA, H. A.; LIMA, V. N.; SOUZA, J. E. G. Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, São Paulo, v. 3, n. 3, p. 193 - 211, 2007.

MILLNER, P.D.; LUMDSEN, R.D.; LEWIS, J.A. Controlling plant disease with sludge compost. **BioCycle**, Emmaus, v. 22 p.50 - 52. 1981.

MIYAZAWA, M.; GIMENEZ, S. M. N.; FERNADES, F.; OLIVEIRA, E. L.; SILVA, S. M. C. P. Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais pesados no solo e na planta. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**, 2. ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELOE, E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 385 - 392, 2004.

NEIVA, M. R. Reciclagem agrícola de biossólidos da ETE Cetrel - uma experiência ambientalmente correta. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 20. 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.477 - 479.

NOGUEIRA, T. A. R.; MARQUES, M. O.; FONSECA, I. M.; MENDONÇA, L. O. H. Nutrientes em cana-de-açúcar de 5º corte cultivada em solo tratado com lodo de esgoto e vinhaça por quatro anos consecutivos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 7, n. 2, p.7 - 19, 2007.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. 1998. 201f. Tese (Doutorado em Agronomia: Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

OLIVEIRA, F. A. SILVA, J. J. S.; VILELA, L.; SOUSA, D. M. G. Doses e métodos de aplicação de potássio na soja em solos dos cerrados da Bahia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 27, n. 11, p. 1485 - 1495, 1992.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de resíduos orgânicos e composto de lixo urbano num Latosso Vermelho amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P. A. Efeito da aplicação do lodo de esgoto em Latossolo Vermelho-escuro textura média e em sorgo granífero. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24, 1993, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBCS, 1993. p. 249.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, São Paulo, v. 58, n. 4, p.807 - 812, 2001.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p.505 - 519, 2002.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE - OMS, **Directrices sanitárias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura**. Série de Informes Técnicos, nº 778. Genebra: Organización Mundial de la Salud, 1989. 90 p.

ORTEGA, E.; NOGALES, R.; DELGADO, M. Modificación en la porosidad de un suelo por la adicción de un compost de basura urbana. **Anales de Edafología y Agrobiología**, Madrid, v. 15, p. 1735 - 1747, 1981.

PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. **Lando application of sludge: food chain implications**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987. 168 p.

PEDROZA, J. P.; BELTRÃO, N. E. M.; VAN HAANDEL, A. C.; GOUVEIA, J. P. G.; LEITE, J. C. A. Doses crescentes de biossólidos e seus efeitos na produção e componentes do algodoeiro herbáceo. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 5, n. 2, 2005. p. 2 - 5.

PEREIRA, J., BURLE, M.L., RESK, D.V.S. Adubos verdes e sua utilização no Cerrado. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, 1, 1992, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Fundação Cargill, 1992. p. 140.

PEREIRA JÚNIOR, A. B.; VALIM, M. C. A.; SOUZA, J. L.; GONÇALVES, R. F. Utilização de lodo gerado em processo anaeróbio tipo tanque Imhoff como insumo agrícola para a cultura de milho (*Zea mays* L.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. Foz do Iguaçu, 1997. **Anais...** Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. p. 462 - 474.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. M.; COSTA, E. T. S. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 523 - 532, 2005.

PIGOZZO, A. T. J.; GOBBI, M. A.; LENZI, E.; JORDÃO, V. R. Avaliação dos resíduos de rerrefino de óleo e de biossólido como fonte de micronutrientes no Latossolo Vermelho escuro. **Acta Scientiarum**, Maringá, PR, v. 24, n. 6, p. 1603 - 1608, 2002.

PIGOZZO, A. T. J.; GOBBI, M. A.; SCAPIM, C. A.; LENZI, E.; LUCAS JUNIOR, J.; BREDA, C.C. Disponibilidade de metais de transição no solo tratado com lodo de esgoto. **Acta Scientiarum**, Maringá, Pr, v. 26, n. 4, p. 443 - 451, 2004.

PIKE, E. B.; DAVIS, R. D. Stabilization and disinfection: their relevance to agricultural utilization of sludge. In: BRUCE, A. **Sewage sludge stabilization and disinfection**. Chichester U.K.: 1984. p. 61 - 91;

PINTO, M. T. Recuperação de Cascalheiras – uma alternativa complementar para a reciclagem de biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1, , 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 1998. p. 93-96.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um LATOSSOLO tratado com biossólido incorporado ou em superfície. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25, 2002, Rio de Janeiro-RJ, **Anais...**, Rio de Janeiro: SBCS. 2002, CD ROM.

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E.; GUILHERME, R. G.; MARCHI, G. **Extração de metais pesados fitodisponíveis em solos tratados com lodo de esgoto: uso de ácidos orgânicos**. Comunicado Técnico 28, Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2005. 5 p.

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BERNADETTI, V. Aplicação de biossólido em plantações florestais. In: BETTIOL, N.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 163 - 178.

PRADO, R. M. Efeito residual do calcário sob diferentes modos de incorporação antes da instalação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 7, n. 3, p. 478 - 482, 2003.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro; ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. 84 p.

RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba, POTAFOS, 1987. 142 p.

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

RAIJ, B. V. Uso agrícola de biossólidos. In: Seminário Sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, 1998, Curitiba, **Anais...** Curitiba, Editora, 1998. p 147 - 151.

RAIJ, B. V., CANTARELLA, H.; QUAGGIO J. A.; FURLANI, A. M. C. (Eds.). Adubação orgânica. In: **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**, 2. ed., Instituto Agrônomo, Campinas, 1997. p.30 - 35. (Boletim Técnico 100).

RAMALHO, J. F. G. P. **Metais pesados em solos com diferentes usos agrícolas no Estado do Rio de Janeiro**. 1996. 143f. Tese (Doutorado em Agronomia: Ciência do Solo)- Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1996.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X. Acúmulo de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso contínuo de adubação fosfatada e água de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 971 - 979, 1999.

RAMOS, V. H. V. **Efeitos do ácido giberélico e cycocel sobre porta-enxerto da mangueira (*Mangifera indica* L.) em viveiro**. 1980. 117f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1980.

REVOREDO, M. D. **Atributos químicos e bioquímicos de um latossolo tratado com lodo de esgoto contaminado com níquel e cultivado com sorgo**. 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2005.

RODRIGUES, R. P.; MORILLO, E.; MADRID, L.; UNDABEYTIA, T, MAQUEDA, C. Retention of copper by calcareous soil and its textural fractions influence of amendment with two agroindustrial residues. **European Journal of Soil**, Harpenden, v. 54, p. 401 - 409, 2003.

ROSALEM, C. A.; MACHADO, J. K.; BRINHOLI, O. Efeito das relações Ca/Mg, Ca/K e Mg/K do solo na produção de sorgo sacarino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19, n. 12, p. 1443 - 1448, 1984.

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.

ROSAZ, C. **Risques sanitaires liés a l'épandage des boues de stations d'épuration. Application la végétalisation des pistes de ski**. 1991. 124 f. Thèse (Docteur Vétérinaire)-Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, Université Claude Bernard de Lyon, Lyon, 1991.

SANDERS, J. R.; ADAMS, T.M.; CHRISRTENSEN, B. T. Extractability and bioavailability of zinc, nickel, cadmium and copper in three Danish Soil sampled 5 years after application of sewage sludge. **Journal of Science, Food and Agriculture**, London, v. 37, n. 12, p. 1155 - 1164, 1986.

SANEPAR. Companhia de Saneamento do Paraná: **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**, SANEPAR: Curitiba, 1997. 96 p.

SANTOS, A. D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo**. 2003.265 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Química de São Carlos - USP, São Carlos, 2006.

SANTOS, L. M. **Dinâmica da matéria orgânica e destino de metais pesados em dois solos submetidos à adição de lodo de esgoto**. 2006. 142 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2001.

SCALON, S. P. U; MUSSURY R. M.; RIGONI, M. R. Crescimento inicial de mudas de espécies florestais nativas sob diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.1, p.1 - 5, 2002.

SEKI, L. T. **Estudos de doses de calcário e lodo de esgoto na cultura da aveia branca (*Avena sativa* L.) cv. UFRGS 7, cultivada em Latossolo Vermelho Escuro.** Jaboticabal: FCAV/UNESP, 1995. 63 p.

SILVA, E. S.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido: a experiência de Brasília I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.487 - 495, 2000.

SILVA, F. C. **Uso agronômico de lodo de esgoto:** efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar. 1995.170 f. Tese (Doutorado em agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C.A. Características agrotecnológicas, teores de nutrientes e de metais pesados em cana-de-açúcar (soqueira), cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 1995, Viçosa. **Anais**. Viçosa: SBSC/UFV, 1995. p. 2279-2281.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELL, 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. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831 - 840, 2001a.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal: efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, n. 2, p. 487 - 495, 2002.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo In.: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V; FERNADES, F. **Lodo de esgotos:** tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 2001b. p. 69 - 121.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C. Extração e fitodisponibilidade de metais em resposta à adição de lodo de esgoto no solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, São Paulo, v.59, n.3, p.555 - 563, 2002.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187 - 1195, 2003.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. de S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. **Microorganismos e processos biológicos do solo:** perspectiva ambiental. Brasília: Embrapa - SPI, 1994. 142p. (Embrapa-CNPAP. Documentos, 5).

SMYTH, J. D. Family Taeniidae. In: **Introduction to animal parasitology**. 3. ed. Cambridge University Press, 1994. p. 326 - 330.

- SOCOL, V. T.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. (Org) **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. 2^a ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.
- SOMMERS, A.; NELSON, D. W.; SILVEIRA, D. J. Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. **Journal of environmental Quality**, Madison, v. 8, p. 287 - 294, 1979.
- SOPPER, W. E. **Municipal sludge use in land reclamation**. New York: Lewis, 1993. 163 p.
- SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Correção da acidez do solo. In: SOUZA, D. M. G. & LOBATO, E. (Ed.) **Cerrado: correção do solo e adubação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416 p.
- SOUZA, Z. M.; BEUTLER, A. N.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em Latossolos adubados por 5 anos com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n 1, p. 171 - 123, 2005.
- SPARKS, D.L. The Chemistry of soil acidity. **Environmental soil chemistry**, chapter 9. Academic Press, San Diego, 1995. 267 p.
- STURION, J. A.; ANTUNES, J. B. M. Produção de mudas de espécies florestais. In: GALVÃO, A. P. M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**. Brasília : Embrapa, 2000. cap.7, p.125 – 150.
- TAMANINI, C. R. **Recuperação de áreas degradadas com a utilização de biossólido e gramínea forrageira**. 2004. 196 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Ciências do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- TAMANINI, C. R.; ANDREOLI, C. V.; MOTTA, A. C. V.; CARNEIRO, C. Teor de metais pesados no solo e absorção pelo milho em área degradada tratada com altas doses de biossólido. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. p.1 – 16.
- THORNE, M.E.; ZAMORA, B.A.; KENNEDY, A. C. Sewage sludge and mycorrhizal effects on sear bluebunch wheatgrass in mine spoil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.1228-1233, 1998.
- TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 1173 - 1184, 2007.
- TRIGUEIRO, R. M.; GUERRINI, I. A. Uso de biossólido como substrato para produção de mudas de eucalipto. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, n. 64, p. 150 - 162, dez. 2003.

TSUTIYA, M. T. Tecnologias emergentes para a disposição final de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In.: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES, p.762 - 770, 1999.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos. 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**. São Paulo, SABESP, 2001. p.133 - 180.

TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. 2. ed., São Paulo: ABES/SP, 2002. 468 p.

UREN, N. C. Forms, reaction and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.48, p.141 - 203, 1992.

VALADARES, J. M. A. S.; GAL, M.; MILGELGRIN, V.; PAGE, A. L. **Some heavy metals in soils treated with sewage sludge: their effects on yield, and their uptake by plants**. Journal of Environmental Quality, Madison, v. 12, p. 49 - 57, 1983.

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto; efeito em atributos químico do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 747 - 758, 2002.

VAZ, L. S. **Crescimento inicial, fertilidade do solo e nutrição de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido**. 2000. 41 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

VEGA, F. V. A.; BOVI, M. L. A.; GODOY JUNIOR, G.; BERTON, R. S. Lodo de esgoto e sistema radicular da pupunheira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 2, p. 259 - 268, 2005.

VIEIRA, R. F.; SILVA, C. M. M. S. **Utilização do lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura de soja**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3 p.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M. PÉREZ, D. V.; SILVA, C. M. M. S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 9, p. 919 - 926, 2005.

VIEIRA, R. F.; TSAI, S. M.; TEIXEIRA, M. A. **Efeito do lodo de esgoto no crescimento e fixação simbiótica do N₂ em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004.18 p.

VISSMAN, W; HAMMER, M. J. Processing of sludges. In: **Water supply and pollution control**. 4 ed. New York. Harper & Row, 1985. Chap. 3, p. 609 - 661.