

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

**SARAH MELLO LEITE MORETTI**

**Uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore na  
cultura da cana-de-açúcar**

**Piracicaba**

**2013**



**SARAH MELLO LEITE MORETTI**

**Uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore na  
cultura da cana-de-açúcar**

**Dissertação apresentada ao Centro de Energia  
Nuclear na Agricultura da Universidade de São  
Paulo para obtenção do título de Mestre em  
Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e  
no Ambiente**

**Orientador: Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu  
Junior**

**Piracicaba**

**2013**

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

**Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP**

Moretti, Sarah Mello Leite

Uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com pode de árvore na cultura da cana-de-açúcar / Sarah Mello Leite Moretti: orientador Cassio Hamilton Abreu Junior. - - Piracicaba, 2013.

112 p.: il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Biodegradação 2. Compostagem 3. Esgotos sanitários 4. Fertilizantes orgânicos  
5. Química do solo 6. Uso de resíduos urbanos I. Título

CDU 631.879.2

À minha mãe,

**Conceição Aparecida de Mello Leite**, por me escutar, ter batalhado e batalhar sem medir esforços para que tudo fosse possível, me ensinando a ter cada vez mais força.

Ao meu pai,

**Vanderlei Cesar Leite**, pelo carinho, pelo caráter, por me admirar, por batalhar, por ensinar que a alegria está na simplicidade.

Ao meu irmão,

**Diogo de Mello Leite**, por me entender mesmo sem precisar falar, me ajudar, me dar força, e ser motivo de sua admiração.

Ao meu esposo,

**João Paulo Moretti**, por me ajudar a seguir na busca daquilo que gosto, pelo apoio, pelo companheirismo, pelos momentos de descontração, pelo amor.

**DEDICO**



## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus o dom da Vida e a força nos momentos difíceis, sem os quais nada se realizaria.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo, a estrutura para realização dos meus trabalhos e a Comissão de Pós-Graduação do Centro o auxílio.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) o financiamento à pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) a concessão da bolsa de mestrado.

À Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Pólo Centro Sul, da cidade de Piracicaba, o apoio durante a realização do estudo, a todos os funcionários simbolizados pelo senhor Umair Cominato, conhecido como “amizade” (*in memoriam*).

Aos funcionários e a diretoria da Estação de Tratamento de Esgoto da SABESP/Franca, o auxílio na execução do processo de compostagem.

Ao Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu Junior a orientação, amizade e apoio para execução desse trabalho.

À Dra. Edna Ivani Bertoncini, os ensinamentos passados durante esses anos de convivência, as experiências que me permitiu viver, as pessoas que me permitiu conhecer, a amizade, o intenso e admirável apoio às minhas atividades de pesquisa.

Ao Engenheiro Agrônomo Milton Pucci e ao senhor João, agradeço a ajuda na execução do projeto, os momentos de descontração e a amizade construída.

Ao Dr. André Cesar Vitti, o auxílio, os ensinamentos, principalmente durante as atividades de campo, e a amizade.

Ao Prof. Dr. Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni, o apoio laboratorial para realização de análises do projeto.

Ao Prof. Dr. Arnaldo Antonio Rodella a prontidão em ajudar e ensinar, auxiliando nos momentos de dificuldade.

À bióloga Henriqueta Maria Gimenes Fernandes, do laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, o apoio nas análises laboratoriais, os ensinamentos e a amizade construída.

À bióloga Cleusa Cabral, o apoio técnico para a realização do projeto e a amizade oferecida.

Aos colegas de pós-graduação: Carolina, Cristiane, Thiago, Renato, Pöpl, Elcio, André, Riviane, Fernando, Danielle, Jeane, e a todos com quem pude trocar experiências.

Aos meus amigos de graduação que mesmo longe estão sempre ao meu lado de alguma forma: Keila, Dariane, Renata Brito, Renata Lanza, Danilo, Paulo, Rafael e Arthur.

A minha família, meus pais Conceição e Vanderlei, por tudo que fizeram para que meus desejos se tornassem realidade, ensinando-me a caminhar e a conquistar. Ao meu irmão Diogo, o amor, a compreensão, a amizade e a admiração. Aos meus sogros Mafalda e Eliseu, a acolhida, a admiração, a compreensão, o amor, e por ter-me com uma filha.

Ao meu esposo João Paulo, a paciência, a compreensão nos momentos de desespero, o apoio incondicional, e os conselhos.

Aos meus avós, especialmente minha avó Rita, que ensina sem querer que persistir é necessário, e que a dor pode vir a se tornar reflexo do sucesso.

A todos que não citei e pude conviver e que de alguma forma contribuíram para meu crescimento.

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes.”  
(Martin Luther King).*



## RESUMO

MORETTI, S. M. L. **Uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore na cultura da cana-de-açúcar.** 2013. 112 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

Após a regulamentação do uso agrícola do lodo de esgoto no Brasil em 2006, houve maior restrição quanto aos limites de metais pesados e patógenos. Portanto, a maioria dos lodos gerados no Brasil necessita de pós-tratamento para uso agrícola. O processo de compostagem do lodo pode assegurar seu uso em solos. A cana-de-açúcar ocupa extensas áreas mecanizadas e é grande receptora de resíduos orgânicos. O objetivo desse trabalho foi verificar melhorias proporcionadas a um lodo de esgoto compostado com poda de árvore e confrontar o uso do lodo *in natura* e compostado na cana-de-açúcar. Foram montadas pilhas de compostagem de lodo de esgoto digerido anaerobicamente e poda de árvore triturada, com relação C/N inicial igual a 30/1, mantendo a compostagem com revolvimento mecânico por 120 dias. Monitorou-se a temperatura, a quantidade de patógenos e realizou a caracterização físico-química e química dos resíduos. Para verificar as taxas de decomposição dos resíduos em Nitossolo Háptico álico, argiloso, realizou-se ensaio de respirometria. No ensaio I, utilizaram-se duas doses de lodo (21,2 e 42,4 t ha<sup>-1</sup>) e três de composto (69,4; 138,9; 277,8 t ha<sup>-1</sup>). No ensaio II, utilizaram-se quatro doses de lodo (120; 240; 360; 480 t ha<sup>-1</sup>). Foi realizado um teste para obter as taxas de mineralização de nitrogênio dos resíduos. Em colunas de PVC foi adicionado o mesmo solo, três doses de lodo (3,6; 7,2; 14,4 t ha<sup>-1</sup>), e três de composto (7,2; 14,4; 28,8 t ha<sup>-1</sup>), periodicamente as colunas foram lixiviadas e realizadas as determinações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> colorimetricamente. O experimento de campo foi conduzido com o mesmo solo, aplicando os resíduos uma vez sob sistema de cana crua de segundo corte, cultivar IAC-1099. Utilizaram-se três doses de lodo (46,2; 92,4; 184,8 t ha<sup>-1</sup>) e três de composto (52,5; 105; 210 t ha<sup>-1</sup>). Conduziram-se os tratamentos testemunha, e com fertilização mineral (120 kg ha<sup>-1</sup> de N e 120 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O). Nas parcelas tratadas com resíduos adicionaram-se 120 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. Avaliaram-se o efeito do uso dos resíduos na terceira e quarta soqueira, por meio da determinação da produtividade e das variáveis tecnológicas. Na quarta soqueira foram quantificados os teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo, folha e caldo. Os parâmetros físico-químicos e químicos do composto estiveram de acordo com a legislação agrícola. Houve eliminação dos ovos de helmintos viáveis e redução de coliformes totais. No teste de respirometria, a taxa de 30% estabelecida pela legislação foi atingida somente pela maior dose

de lodo. No teste de mineralização as doses que apresentaram taxas iguais às estabelecidas pela legislação não atenderam a necessidade em N da cultura. As doses que atenderam a necessidade em N, por apresentar altas taxas de mineralização, foram menores que as doses agrícolas recomendadas. No campo, a maior dose de resíduos proporcionou menor perda de produtividade entre os ciclos. Os teores dos elementos estudados estiveram dentro dos padrões de qualidade de solo, assim como os teores dos elementos na folha. No caldo os teores estiveram na ordem de ppb.

Palavras-chave: Compostagem. Decomposição. Elementos tóxicos. Lodo sanitário. Patógenos. *Saccharum* spp.

## ABSTRACT

MORETTI, S. M. L. **Use of sewage sludge and compost of sewage sludge with pruning tree in sugarcane.** 2013. 112 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

In 2006, after the regulation of agricultural use of sewage sludge in Brazil, there was greater restriction as to limits for heavy metals and pathogens. Therefore, most of sewage sludge generated in Brazil requires pos-treatment for agricultural use. The sewage sludge composting ensures its use in soil. Sugarcane occupies large mechanized areas and it's great absorber of organic wastes. The aim of this study was to assess possible improvements in the characteristics of a sewage sludge composted with pruning and confront use of sewage sludge and sewage sludge compost in sugarcane. Two static piles with anaerobically digested sewage sludge and pruning tree were constructed with a C/N ratio initial equal to 30/1, leading composting for 120 days with mechanical mixing. During the process was monitored temperature, pathogens amount and were made chemical and physicochemical characterization. To check decomposition rates of wastes in a Hapludox haplic alic, clayey, the respirometry test was conducted. In test I, we used two doses of sludge (21.2 and 42.4 t ha<sup>-1</sup>) and three doses of compost (69.4, 138.9, 277.8 t ha<sup>-1</sup>). In test II we used four doses of sludge (120, 240, 360, 480 t ha<sup>-1</sup>). We conducted a mineralization test to check wastes mineralization rates. In PVC columns was added the same soil, three doses of sludge (3.6, 7.1, 14.3 t ha<sup>-1</sup>) and three doses of compost (7.2, 14.3, 28.7 t ha<sup>-1</sup>), periodically the columns were leached and determination of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> were made by method colorimetric. The field experiment was conducted on the same soil, applying wastes only time under straw of a no-burning system, at the beginning of third sugarcane ratoon. We used three doses of sludge (46.2, 92.4, 184.8 t ha<sup>-1</sup>) and three doses of compost (52.5, 105, 210 t ha<sup>-1</sup>). We carried out treatment control and treatment with mineral fertilization (120 kg N ha<sup>-1</sup> and 120 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O). In plots with waste was added 120 kg ha<sup>-1</sup> of K<sub>2</sub>O. We evaluated the effect of waste application in third e fourth ratoon by determination of productivity and technological analysis. In fourth ratoon, we evaluated the levels of Cu, Zn, Cr, Ni, Cd and Pb in soil, in sugarcane juice and leaf. The physicochemical and chemical parameters of compost were in agreement the agricultural legislation. There elimination of helminthes viable eggs and reduction of total coliforms. In respirometry test, only treatment with highest dose of sludge presented decomposition rate equal the rate established for the legislation, equal to 30%. In

mineralization test, treatments that presented rates equal the legislation not provide the amount required of N for plant. And treatments that provide the amount required in N, by presenting high mineralization rates, were lower than agricultural dose. In field experiment, the highest doses of wastes resulted in less loss of productivity between crops cycles. The contents of elements studied were within the soil quality standards, as well as the contents these elements on sheet. In sugarcane juice this elements were presented in level of ppb.

Keywords: Composting. Heavy metals. Mineralization. Pathogens. *Saccharum* spp.. Sanitary sludge.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Aspecto do lodo de esgoto e descarregamento do lodo no pátio de compostagem.	37
Figura 2 - Coleta de amostras para análises microbiológicas e químicas. ....	37
Figura 3 - Aspecto e coleta de poda de árvore para análises. ....	37
Figura 4 - Balizamento para definição do comprimento de 3 m e largura de 2 m da pilha de compostagem. ....	39
Figura 5 - Primeira camada de poda de árvore e primeira camada de lodo de esgoto. ....	39
Figura 6 - Próxima camada de poda de árvore e pilha de compostagem finalizada. ....	40
Figura 7 - Monitoramento do processo de compostagem: Medição diária de temperatura, irrigação e revolvimento das pilhas. ....	40
Figura 8 - Aspectos dos respirômetros e incubação dos frascos em BOD. ....	42
Figura 9 – Aspecto do ensaio de mineralização de nitrogênio com lixiviação. ....	46
Figura 10 - Preparo das amostras para determinação de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ . ....	46
Figura 11 - Descarregamento do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sob lona plástica. ....	49
Figura 12 - Transporte do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto para o canal. ....	49
Figura 13 - Aspecto da distribuição do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre a palhada nas menores doses (L3 e C3). ....	50
Figura 14 – Aspecto da distribuição do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre a palhada na aplicação das maiores doses (L5 e C5). ....	50
Figura 15 - Aspecto do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre o terreno após a primeira colheita (terceira soqueira). ....	50
Figura 16 - Queima acidental do canal no primeiro ano de avaliação. ....	52
Figura 17 - Pesagem dos colmos. ....	52
Figura 18 - Análise tecnológica: Clarificação do caldo, determinação do BRUX e POL do caldo de cana de açúcar. ....	53
Figura 19 - Coleta de solo e folhas de cana de açúcar para realização de análises. ....	54
Figura 20 - Evolução do pH em água <sup>(a)</sup> e em solução de $CaCl_2$ $0,01\ mol\ L^{-1}$ <sup>(b)</sup> durante o processo de compostagem. ....	56
Figura 21 - Evolução nos teores de C, N, matéria orgânica (MO) e relação C/N durante processo de compostagem. ....	58
Figura 22 - Distribuição de formas de N no lodo e compostos finais. ....	59
Figura 23 - Evolução das temperaturas médias da pilhas 1 <sup>(a)</sup> e pilha 2 <sup>(b)</sup> durante o processo de compostagem até fase mesófila. ....	61
Figura 24 - Evolução de C-CO <sub>2</sub> em função das doses de lodo de esgoto aplicadas no ensaio I. ....	66
Figura 25 - Evolução de C-CO <sub>2</sub> em função das doses de lodo de esgoto aplicadas no ensaio II. ....	66
Figura 26 - Evolução de C-CO <sub>2</sub> em função das doses de composto de lodo de esgoto aplicadas. ....	66

Figura 27 - Simulação da evolução da liberação das formas minerais de nitrogênio ao longo de 05 meses. ....	77
Figura 28 - Produtividade da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha <sup>-1</sup> e 52,5 t ha <sup>-1</sup> ; T2 = 92,4 t ha <sup>-1</sup> e 105 t ha <sup>-1</sup> ; T3 = 184,8 t ha <sup>-1</sup> e 210 t ha <sup>-1</sup> .....	83
Figura 29 - POL % cana da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha <sup>-1</sup> e 52,5 t ha <sup>-1</sup> ; T2 = 92,4 t ha <sup>-1</sup> e 105 t ha <sup>-1</sup> ; T3 = 184,8 t ha <sup>-1</sup> e 210 t ha <sup>-1</sup> .....	83
Figura 30 - Produção de açúcar da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha <sup>-1</sup> e 52,5 t ha <sup>-1</sup> ; T2 = 92,4 t ha <sup>-1</sup> e 105 t ha <sup>-1</sup> ; T3 = 184,8 t ha <sup>-1</sup> e 210 t ha <sup>-1</sup> .....	83
Figura 31 - Concentração de Cu <sup>(a)</sup> , Zn <sup>(b)</sup> , Cr <sup>(c)</sup> , Ni <sup>(d)</sup> , Cd <sup>(e)</sup> , Pb <sup>(f)</sup> (base seca), no solo coletado na profundidade 0-0,20 m, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmida) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 184,8 t ha <sup>-1</sup> e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210 t ha <sup>-1</sup> , calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120 kg ha <sup>-1</sup> , de acordo com a resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo. ....	89
Figura 32 - Concentração de Cu <sup>(a)</sup> , Zn <sup>(b)</sup> , Cr <sup>(c)</sup> , Ni <sup>(d)</sup> , Cd <sup>(e)</sup> , Pb <sup>(f)</sup> (base seca), na folha de cana-de-açúcar, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmida) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 184,8 t ha <sup>-1</sup> e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210 t ha <sup>-1</sup> , calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120 kg ha <sup>-1</sup> , de acordo com a resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo. ....	94
Figura 33 - Concentração Cu <sup>(a)</sup> , Zn <sup>(b)</sup> , Cr <sup>(c)</sup> , Ni <sup>(d)</sup> , Cd <sup>(e)</sup> , Pb <sup>(f)</sup> (base seca), no caldo de cana-de-açúcar, depois de 550 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmia) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 132 t ha <sup>-1</sup> e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210 t ha <sup>-1</sup> , calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120 kg ha <sup>-1</sup> , de acordo com a resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo. ....	99

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização química do lodo de esgoto, poda de árvore e composto de lodo de esgoto e poda de árvore .....	58
Tabela 2 - Comparação dos teores de substâncias inorgânicas presentes no lodo de esgoto e no composto orgânico com os parâmetros máximos permitidos pelas legislações vigentes .....	60
Tabela 3 - Quantificação de coliformes totais e <i>E. coli</i> durante o processo de compostagem.	62
Tabela 4 - Viabilidade de ovos de helmintos no lodo e nos compostos.....	64
Tabela 5 - Parâmetros da equação de cinética de primeira ordem ajustados aos dados de liberação de CO <sub>2</sub> dos tratamentos com diferentes doses (base úmida) dos resíduos observados no ensaio I, e fração de degradação .....	68
Tabela 6 - Parâmetros da equação de cinética de primeira ordem ajustados aos dados de liberação de CO <sub>2</sub> do tratamento com doses (base úmida) de lodo de esgoto no ensaio II e fração de degradação .....	70
Tabela 7 - Fração de mineralização do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto .....	72
Tabela 8 - Estimativa do potencial de mineralização do nitrogênio pela equação de Stanford e Smith (1972).....	75
Tabela 9 - Valores médios de produtividade, POL% cana e teor de açúcar de colmos produzidos .....	80
Tabela 10 - Somatória da produtividade e quantidade de açúcar, obtidos na terceira e quarta soqueira de cana-de-açúcar.....	82
Tabela 11 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb (mg kg <sup>-1</sup> , base seca) no solo coletado na profundidade 0-0,20 m, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE) .....	85
Tabela 12 – pH, teores de metais pesados do solo da área em estudo e limites para teores de metais pesados no solo .....	90
Tabela 13 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb (base seca) na folha de cana-de-açúcar, de quarto corte, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE).....	91
Tabela 14 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb (base seca) no caldo de cana-de-açúcar de quarto corte, depois de 550 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE).....	95



## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	19
<b>2.</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	21
2.1.	Lodo de esgoto .....	21
2.2.	Uso agrícola de lodo de esgoto .....	22
2.3.	Processos de pós-tratamento de lodo de esgoto .....	25
2.4.	Processo de compostagem .....	26
2.5.	Fatores que interferem no processo de compostagem .....	28
2.6.	Benefícios do processo de compostagem do lodo de esgoto .....	30
2.7.	Cultura da cana-de-açúcar .....	32
<b>3.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	35
3.1.	Área experimental .....	35
3.2.	Caracterização do lodo de esgoto e poda de árvore .....	35
3.3.	Montagem e monitoramento do processo de compostagem .....	38
3.4.	Teste de respirometria .....	40
3.5.	Teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação .....	43
3.6.	Aplicação do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar .....	47
3.7.	Avaliação da produtividade da cana-de-açúcar e qualidade tecnológica dos colmos .....	51
3.7.1.	<i>Colheita da cana-de-açúcar e análise tecnológica</i> .....	51
3.7.2.	<i>Determinação de teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb em solo, folha e caldo de cana-de-açúcar de quarto corte</i> .....	53
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	55
4.1.	Caracterização físico-química e química do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore .....	55

<b>4.2.</b>	<b>Caracterização microbiológica do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore.....</b>	<b>61</b>
<b>4.3.</b>	<b>Teste de respirometria.....</b>	<b>64</b>
<b>4.4.</b>	<b>Teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação .....</b>	<b>71</b>
<b>4.5.</b>	<b>Produtividade e análise tecnológica da cana-de-açúcar.....</b>	<b>78</b>
<b>4.6.</b>	<b>Determinação de teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb em solo, folha e caldo de cana-de-açúcar de quarto corte .....</b>	<b>84</b>
4.6.1.	<i>Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo .....</i>	84
4.6.2.	<i>Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb na folha.....</i>	90
4.6.3.	<i>Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no caldo .....</i>	95
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>100</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>102</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto disposto em aterros sanitários constitui um passivo ambiental, além disso, a disposição do lodo de esgoto apresenta elevado custo de transporte (MURRAY et al., 2008) pelo seu elevado teor de água, cerca de 70% a 80%, dificultando a logística do transporte (SILVA et al., 2002). De acordo com as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, a disposição do lodo de esgoto em aterros sanitários será restringida, a partir do ano de 2014 devido à melhores alternativas de destino possíveis para esse resíduo orgânico. A mesma lei prevê melhorias no saneamento básico, como o aumento das estações de tratamento de esgoto no Brasil, logo, a geração desse resíduo será cada vez maior nos próximos anos (BRASIL, 2010).

O uso agrícola do lodo de esgoto pode ser uma alternativa para destino da grande quantidade de material gerado, por ser um material rico em matéria orgânica e em nutrientes de planta, proporcionando melhorias ao solo e aumento na produtividade agrícola (BOVI et al., 2007; MELO et al., 2007; FRANCO et al., 2009). No entanto, estudos mostram que o uso agrícola do lodo de esgoto pode trazer prejuízos ao sistema solo-água-planta, pela presença de elementos potencialmente tóxicos (WALTER et al., 2006; SINGH; AGRAWAL, 2008), riscos de salinização do solo, lixiviação de nitrato (CORRÊA et al., 2006) e contaminação do solo e do produto colhido pela presença de organismos patogênicos (THOMAZ-SOCCOL, 1998).

Sendo assim, para o uso agrícola do lodo de esgoto de acordo com a Resolução nº 375 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2006) e para seu registro e de seus derivados junto ao Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2012), seguindo as instruções normativas nº 25 (BRASIL, 2009) e nº 27 (BRASIL, 2006) é necessário, para a maioria dos lodos gerados em condições brasileiras, realizar o pós-tratamento, a fim de reduzir a quantidade de patógenos com menores riscos à saúde pública. Ressalta-se que, também há um limite para o teor de metais pesados presentes nos resíduos de origem sanitária a ser considerado, para que se permita seu uso agrícola.

Utilizando o lodo de esgoto como fonte de nitrogênio e materiais estruturantes como resíduos da poda de árvore, como fonte de carbono, lignina e celulose, que ocupam grandes áreas em aterros sanitários e possuem elevado risco de auto-combustão, é possível, por meio do processo de compostagem, obter um material isento de patógenos, com teor de água em torno de 30% a 40%, diminuindo os riscos à saúde das pessoas envolvidas no transporte desse

material e proporcionando maior vantagem econômica no que se refere ao custo por unidade de nutriente transportado. Além disso, é possível obter um material orgânico passível de registro e comercialização como fertilizante orgânico de origem sanitária junto ao Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento.

O processo de compostagem do lodo de esgoto promove a redução de metais pesados (HUA et al., 2009), redução dos riscos de lixiviação de nitratos (CORRÊA et al., 2006), redução e eliminação de microrganismos patogênicos (KHALIL et al., 2011) e também promove o aumento real no teor de matéria orgânica, em solos sob condições tropicais pobres em matéria orgânica, devido ao aporte de substâncias húmicas (D'ORAZIO et al., 2006) formadas durante a fase final de humificação do processo de compostagem (90 a 120 dias).

A fertilização de culturas com materiais orgânicos, como a cana-de-açúcar, em solos pouco férteis gera economia em fertilizantes químicos, promove a construção da fertilidade do solo, e a liberação lenta de nutrientes para a cultura. Além disso, a cultura possui elevado potencial para o uso de resíduos orgânicos, em sua fertilização, por seu manejo e plantio serem realizados mecanicamente, além de não haver o consumo direto do produto colhido (BERTONCINI, 2008).

No entanto, poucos são os estudos realizados com o objetivo de comparar os efeitos do uso agrícola do lodo de esgoto *in natura* e compostado sobre a fertilidade do solo, nutrição da cultura e qualidade do produto colhido. Nesses estudos, é relatado o aumento na retenção de metais pesados pelo composto de lodo de esgoto quando comparado ao lodo de esgoto *in natura* (GICHANGI et al., 2012), aumento na produtividade da cultura (JAYAINGHE, 2012) e ausência de contaminação do solo por metais pesados (ZHAO et al., 2012).

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar os benefícios proporcionados pelo processo de compostagem do lodo de esgoto, avaliar o efeito do uso agrícola de doses de lodo de esgoto *in natura* e compostado sobre a produtividade e qualidade da cana-de-açúcar em soqueira de terceiro e quarto corte, e sobre os teores de alguns metais pesados no solo, folha e caldo de cana-de-açúcar, após 18 meses de suas aplicações. Concomitante, foram conduzidos os testes de respirometria e de mineralização de nitrogênio para verificar as taxas de decomposição do material orgânico e de mineralização do nitrogênio, em um Nitossolo háplico álico, argiloso. Assim, os resultados obtidos por meio deste estudo podem auxiliar no desenvolvimento de futuras normas que regem sobre o uso do lodo de esgoto e derivados, em solos agrícolas.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Lodo de esgoto**

Como resultado do tratamento do esgoto tem-se a geração de um resíduo semi-sólido, pastoso, de natureza predominantemente orgânica, chamado de lodo de esgoto (ANDRADE, 1999) que tem sido alvo de grande preocupação quanto às alternativas de destino, pelo aumento de sua geração, devido às pressões por adequadas condições de saneamento básico, com previsão de aumento na quantidade de estações de captação de esgoto e principalmente na quantidade de esgoto tratado.

Segundo o último censo realizado no Brasil, 2.495 municípios não apresentavam o serviço de coleta de esgoto, ou seja, número equivalente a 55,2% dos municípios brasileiros, índice um pouco maior ao apresentado pelo censo realizado oito anos antes, que foi igual a 52,2%. Desses municípios que apresentam rede coletora de esgoto, apenas 28,5% realizaram o tratamento, mesmo na região Sudeste, onde 95,1% dos municípios apresentam coleta de esgoto, apenas 48,4% trataram seus esgotos coletados (IBGE, 2010).

Com as novas legislações referentes ao serviço de esgoto e compromissos assumidos pelo Brasil visando o aumento do acesso sustentável da população a água potável e ao esgotamento sanitário, há tendência em aumentar o número de estações de tratamento de esgoto e por tanto, de lodo de esgoto gerado. Sendo que, somente para a região metropolitana de São Paulo é previsto que sejam gerados 1500 t dia<sup>-1</sup> de lodo de esgoto (VANZO, 2005).

Durante o processo de tratamento do esgoto, existem diversas etapas que visam diminuir a instabilidade biológica desse resíduo, o risco de contaminação por patógenos e reduzir o volume gerado (PEDROZA et al., 2010), além de resultar na remoção de sólidos sedimentáveis e da matéria orgânica (MAIA, 2006). Após o tratamento esse lodo necessita ter destino adequado, durante muitos anos as principais alternativas de destino foram: uso agrícola, incineração e disposição em aterros.

No Brasil, o lodo de esgoto gerado é disposto em aterros sanitários, porém, esses nas grandes cidades encontram em processo de saturação, o custo de transporte desse lodo corresponde a 60% do custo de tratamento de esgoto (FERREIRA, 1999), e de acordo com as

diretrizes previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, o destino do lodo de esgoto em aterros sanitários será restringido, em função da existência de melhores formas de destino e de uso de tal resíduo (BRASIL, 2010).

O lodo de esgoto apresenta um teor elevado de material orgânico em sua composição que pode representar mais que 50% de sua matéria seca, dependendo do sistema de tratamento de esgoto utilizado, esse material orgânico é constituído em sua maior parte de matéria orgânica solúvel, como hidrocarbonetos, aminoácidos e pequenas proteínas ou lipídeos. Outros importantes constituintes do lodo de esgoto são o nitrogênio e o fósforo, as quantidades desses elementos também variam de acordo com o tipo de lodo de esgoto gerado (EUROPEAN COMMISSION, 2001).

A adição de matéria orgânica ao solo proporciona inúmeros benefícios, como aumento da capacidade de troca de cátions, aumento da capacidade de retenção de água, além de disponibilizar nutrientes as plantas. Dessa forma, considerando que o lodo de esgoto pode ser uma fonte de matéria orgânica e de nutrientes, o uso agrícola do lodo de esgoto tornou-se uma alternativa de destino da grande quantidade de material gerado nas estações de tratamento de esgoto (CANELLAS et al., 2000).

## **2.2. Uso agrícola de lodo de esgoto**

No Brasil, o lodo de esgoto produzido na Estação de Tratamento de Esgoto de Franca - ETE-SABESP/Franca foi pioneiramente utilizado na cultura do café, do ano de 1999 ao ano de 2006, mediante projeto que incluía aspectos agrônômicos. Em 2002, houve outras experiências de aplicação de lodo de esgoto na agricultura, como no Paraná, pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) em Brasília, e pela Opersan em Jundiaí.

O uso agrícola do lodo de esgoto *in natura* pode proporcionar melhorias nas características físicas do solo devido seu alto teor de matéria orgânica e prover nutrientes para as plantas. Wang et al. (2008), observaram aumento no teor de matéria orgânica do solo de 12,8 a 80,8% quando comparado ao tratamento testemunha, sendo que os maiores teores foram observados para as maiores doses aplicadas do resíduo, indicando possíveis melhorias em outros aspectos de fertilidade do solo, visto que a matéria orgânica exerce papel importante na ciclagem de nutrientes. Também em estudo realizado por Modesto et al. (2009)

com uso de lodo de esgoto e outros resíduos orgânicos, em solo proveniente de área degradada com subsolo exposto, houve aumento nos teores no solo de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio melhorando a fertilidade desse solo.

Diversos estudos, com diferentes culturas, tem demonstrado que as melhorias físicas e químicas do solo proporcionadas pelo uso do lodo de esgoto, tem aumentado a fertilidade desses solos e por sua vez resultado em aumento na produtividade das diversas culturas agrícolas avaliadas. Bovi et al. (2007) estudaram diferentes doses de lodo de esgoto na fertilização da pupunheira em Neossolo Fúlvico, e obtiveram aumento linear da produtividade com o aumento das doses aplicadas de lodo de esgoto, os autores também observaram o adiantamento do período ideal de colheita da cultura. Melo et al. (2007) observaram em área cultivada com milho, com seis anos de aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto, aumento na produção de grãos nos tratamentos com uso do resíduo orgânico.

Franco (2009) realizou estudo com fertilização de cana-de-açúcar com doses de lodo de esgoto, combinadas ou não com fertilizantes nitrogenados e fosfatos, e observou que nos tratamentos com lodo de esgoto, tanto nos que foram combinados com fertilizantes e nos que não foram, houve aumento no número de colmos produzidos de 84 a 118 t ha<sup>-1</sup>. Confirmando resultados obtidos por Bertoncini (2001) em estudo realizado em vasos com fertilização da cana-de-açúcar que utilizou diferentes doses de lodo de esgoto, e obteve maior número e peso de colmos nos tratamentos fertilizados com lodo de esgoto, refletindo a melhoria na fertilidade do solo promovida pelo uso do resíduo orgânico.

Outros estudos também comprovam os reflexos das melhorias químicas e físicas do solo, no aumento de nutrientes nas folhas de culturas cultivadas em solo com adição de lodo de esgoto. Guedes et al. (2006) encontraram aumento nos teores de N, P e S em folhas de eucaliptos cultivados em solo que receberam diferentes doses de lodo de esgoto, esses aumentos correlacionaram com a CTC, evidenciando que a melhoria proporcionada no solo pela adição do lodo de esgoto proporcionou também melhorias na nutrição da cultura.

No entanto, o uso desse resíduo *in natura* também pode proporcionar efeitos não desejáveis como a lixiviação de nitrato (ANJOS; MATTIAZZO, 2000; CORRÊA et al., 2006) pela grande quantidade de formas minerais de nitrogênio presentes nesse resíduo orgânico de baixa estabilidade, salinização do solo (OLIVEIRA et al., 2002), contaminação do solo por metais pesados (WALTER et al., 2006; SINGH; AGRAWAL, 2008), e também do produto agrícola (MCLAUGHLIN et al., 1994; WANG et al., 1997).

Wang et al. (2008), em estudo realizado com lodo de esgoto em solo agrícola, observaram aumento nos teores de Cd, Pb, Cu e Zn no solo, nos tratamentos em que o resíduo foi aplicado quando comparado ao tratamento testemunha, maior concentração desses elementos também foram observados no tecido de duas gramíneas cultivadas nesses solos, demonstrando que esse resíduo também pode apresentar um potencial de contaminação ambiental. Contaminações também foram encontradas no caldo de açúcar, em estudo realizado por Granja (2009) com doses crescentes de lodo de esgoto, os teores de Cd no caldo foram maiores nas maiores doses de lodo de esgoto aplicadas, indicando alteração na qualidade do caldo com relação a esse elemento.

Além disso, o lodo de esgoto apresenta em sua composição uma matéria orgânica com baixo grau de humificação, e sua adição ao solo pode proporcionar redução do aporte de matéria orgânica do solo pela baixa estabilidade desse material orgânico adicionado e muitas vezes proporcionar o efeito “priming” que se caracteriza pela degradação do material orgânico nativo do solo, além de outros problemas como a baixa retenção de nutrientes e de contaminantes (BERTONCINI et al., 2004; BERTONCINI et al., 2008).

Guedes et al. (2006), verificaram redução no teor de carbono orgânico do solo com aumento das doses de lodo de esgoto aplicados até 40 t ha<sup>-1</sup>, sendo que o teor médio observado foi menor que a metade do teor de carbono orgânico presente no solo testemunha, evidenciando que nesse estudo ocorreu o efeito “priming”, ou seja, houve a degradação do material orgânico adicionado por meio do resíduo e também da matéria orgânica nativa do solo, esse efeito não é desejado para os solos agrícolas nas condições brasileiras, de clima tropical, que já apresentam baixos teores de matéria orgânica.

Além dos prejuízos que o uso do lodo de esgoto *in natura* pode proporcionar à fertilidade solo, por meio da redução no aporte de matéria orgânica, desbalanço de nutrientes, contaminações do solo e da planta por metais pesados e outros prejuízos aqui descritos. O lodo de esgoto apresenta uma grande quantidade de patógenos como *Escherichia coli*, *Salmonella sp*, vírus, protozoários e ovos de helmintos (THOMAZ-SOCCOL, 1998).

De acordo com a Comissão Européia (2001) os patógenos adicionados via lodo de esgoto permanecem na camada superficial do solo ou em pequenas profundidades, quando o lodo de esgoto é incorporado ao solo, a penetração desse patógeno no solo vai depender de diversas características do solo como: teor de argila, teor de matéria orgânica, presença de fissuras no solo. E a sobrevivência desses patógenos nos solos dependerá de fatores climáticos, como temperatura, pH, dessecação, características do solo, como textura

e umidade, quantidade de patógenos presentes no lodo de esgoto, estruturas de sobrevivência desse patógeno no solo, sendo assim o período de sobrevivência de um patógeno no solo pode variar de dias a vários anos.

Dessa forma, a partir do ano de 2006, o uso de lodos sanitários foi restringido pela Resolução CONAMA N° 375 (BRASIL, 2006) no que concerne aos limites máximos permitidos de metais pesados e patógenos, além da proibição do seu uso em hortaliças, raízes e tubérculos, como uma medida preventiva de saúde pública, esta resolução classifica o lodo de esgoto como classe A e como classe B. O lodo classe B caracteriza-se pela quantidade de coliformes termotolerantes menor que 106 NMP/g de ST (sólidos totais), quantidade de ovos de helmintos menor que 10 ovos/g de ST. E o lodo de esgoto para ser classificado como classe A deve apresentar valores menores de coliformes e ovos de helmintos, ausência de *Salmonella* em 10 g de ST e vírus <0,25 UFP ou UFF/g de ST.

Concomitantemente a esta resolução, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento lançaram as Instruções Normativas N°s 25 (BRASIL, 2009) e 27 (BRASIL, 2006) regulamentando o registro de fertilizantes orgânicos para uso agrícola, permitindo para lodo de esgoto e derivados apenas o uso da classe A, excluindo o parâmetro quantificação de vírus, pois a análise desse parâmetro não tem sido realizada no Brasil em função da falta de estrutura laboratorial para a realização deste tipo de análise.

Sendo assim, para que o uso agrícola do lodo de esgoto continue a ser uma opção de destino adequado para as Estações de Tratamento de Esgoto, há a necessidade de enquadrar esse resíduo dentro dos limites exigidos pela legislação ambiental e agrícola, logo há necessidade de realização de um pós-tratamento desse resíduo, para que haja melhorias em suas características, químicas, físicas e principalmente redução no número de patógenos.

### **2.3. Processos de pós-tratamento de lodo de esgoto**

O Conselho Nacional de Meio Ambiente criou a Resolução N° 380 (BRASIL, 2006), que cita opções de pós-tratamento do lodo de esgoto, entre eles estão: incineração, a secagem térmica, a secagem natural, a higienização com cal e a compostagem.

A incineração do lodo de esgoto possui alto custo energético, além de necessitar de controle da emissão de gases tóxicos contendo dioxinas, furanos e metais pesados. As dioxinas e furanos são substâncias pertencentes à família dos organoclorados. A formação

dessas substâncias, durante a incineração do lodo de esgoto, depende de diversos fatores como a qualidade do processo de queima, do tipo de incinerador utilizado, das características químicas do material que é incinerado (MININNI et al., 2004), além disso, essas substâncias são bioacumuláveis ao longo da teia alimentar e são consideradas como substâncias capazes de causar o câncer no homem.

A secagem térmica do lodo reduz efetivamente a umidade do resíduo e elimina possíveis patógenos presentes no material, porém o custo energético é elevado e há perdas de matéria orgânica e nutrientes, como N e S (WERLE; WILK, 2010). A secagem natural do lodo, com revolvimento mecânico, em ambiente protegido, é a opção menos onerosa dentre os processos de secagem, mas nem sempre atende ao critério 7 da Resolução CONAMA N° 380 (BRASIL, 2006) que estabelece concentração de sólidos, após secagem de 75%, limites para a concentração de patógenos.

A higienização do lodo, com adição de substância alcalina, até o valor de pH de 12, promove a eliminação de patógenos do lodo, porém, sucessivas aplicações no solo pode resultar em salinização e no desbalanço na relação Ca:Mg do solo (OLIVEIRA et al., 2002; BERTONCINI et al., 2004), e na indisponibilidade de micronutrientes de plantas.

O processo de compostagem, citado com o critério 5 da Resolução CONAMA N° 380 (BRASIL, 2006), como opção de pós-tratamento e redução de vetores e patógenos, consiste na decomposição aeróbia do lodo de esgoto juntamente com resíduos vegetais ricos em lignina e celulose, em que a temperatura deve ser mantida acima de 40°C por pelo menos 14 dias, e a temperatura média desse período deve ser maior que 45°C. O processo proporciona a obtenção de um produto praticamente isento de patógenos, com melhores características nutricionais e com menores teores de metais pesados que o lodo de esgoto.

#### **2.4. Processo de compostagem**

Como descrito anteriormente a compostagem é considerado um dos processos de pós-tratamento citados pela legislação ambiental como procedimento capaz de reduzir a quantidade de patógenos presentes no lodo de esgoto por um baixo custo e ainda promover melhorias químicas no lodo de esgoto de modo a se ter a transformação de um resíduo orgânico em fertilizante orgânico de grande valor nutricional para as plantas (MATOS, 2005).

O processo de compostagem envolve a transformação microbiana e a estabilização de materiais orgânicos heterogêneos no estado sólido e em condições aeróbicas, nesse processo é liberado energia, sendo que uma parte dessa energia é utilizada pelos microrganismos para produção de ATP e outra parte é perdida na forma de calor, que proporciona o aumento da temperatura da massa (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010).

Para se fabricar um composto orgânico são necessários materiais vegetais disponíveis na região, como restos culturais, restos do processo de poda de árvore, bagaço de cana de açúcar, torta de filtro, entre outros materiais estruturantes disponíveis, misturados a outros resíduos ricos em nitrogênio e em microrganismos, como o esterco bovino, outros dejetos ou resíduos animais, ricos em nitrogênio, e outra opção é o uso do lodo proveniente das estações de tratamento de esgoto (GOMES; PACHECO, 1988).

Considerando o fator temperatura, o processo de compostagem é dividido em fases, na primeira fase, o processo é mesofílico e inicia com a decomposição aeróbia de compostos orgânicos facilmente degradáveis por bactérias, actinomicetos e fungos, havendo a liberação de uma grande quantidade de energia na forma de calor que promove aumento na temperatura e na velocidade de degradação do material orgânico. Em poucos dias inicia a fase termofílica, que atinge temperaturas entre 55 a 60°C, inativando o metabolismo dos microrganismos que até então colonizavam a massa de compostagem e outros microrganismos mais resistentes à alta temperatura irão continuar a degradação do material de forma mais lenta, devido a menor degradabilidade do material orgânico restante, é nesta fase que ocorre a eliminação da maioria dos microrganismos patogênicos (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010; LIMA, 2007; KIEHL, 1985).

A terceira fase é chamada de maturação, as menores temperaturas permitem a recolonização do substrato por microrganismos capazes de degradar moléculas de lenta degradação, como lignina, celulose, pectina e hemicelulose, esses microrganismos são compostos em sua maioria por fungos, actinomicetos e bactérias em menor quantidade, nessa fase também ocorrerá a humificação da matéria orgânica (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010). O tempo de duração dessa fase varia de acordo com a composição dos materiais envolvidos no processo, segundo Kiehl (1985), o prazo para que se tenha um composto maduro, dificilmente é menor do que 100 a 120 dias, para que haja completa estabilização do composto, quando isso ocorrer, a temperatura se tornará igual ou próxima à temperatura ambiente, e o composto final estará sanitizado e estabilizado podendo ser utilizado como fertilizante orgânico.

## 2.5. Fatores que interferem no processo de compostagem

Diversos fatores influenciam o processo de compostagem, e também irão influenciar a qualidade do produto final gerado e o tempo de duração do processo, visto que são fatores que afetam a atividade dos microrganismos presentes e a sucessão desses na pilha de compostagem, os processos mais importantes que podem ser destacados são: aeração, temperatura, teor de água, e concentração de nutrientes (VERAS; POVINELLI, 2004).

A temperatura varia com o tempo e com a atividade dos microrganismos dentro da massa de compostagem, que promovem a elevação da temperatura e a manutenção da alta temperatura por certo período de tempo, para que se tenha a máxima degradação do material, seguida da redução da temperatura. Em ambiente controlado, o período em que se mantém a massa de compostagem exposta à alta temperatura, dependerá dos critérios exigidos para que se considere o material isento de patógenos (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010).

Durante a fase termofílica é importante que se tenha o controle da temperatura, que deve ser mantida até 65°C, esse controle pode ser feito por meio da aeração e adição de água a mistura. Com temperaturas maiores que 65°C pode haver a eliminação dos microrganismos responsáveis pela degradação do material orgânico. Além disso, o controle da temperatura é fundamental para que se tenha a eficiência do processo, ou seja, intensa degradação do material orgânico e eliminação de microrganismos patogênicos (COSTA et al., 2005).

A aeração é necessária para que haja o fornecimento de oxigênio necessário aos microrganismos em cada fase de degradação do material, essencial para a realização de um adequado processo de compostagem (KIEHL, 1985). Por isso, é importante realizar o monitoramento da necessidade de revolvimento das pilhas de compostagem, visto que a necessidade em oxigênio varia com a intensidade da atividade dos microrganismos (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010).

Assim como o oxigênio, a manutenção do adequado teor de água das pilhas de compostagem é fundamental para que haja alto desempenho dos microrganismos durante o processo de compostagem, e deve ser feita à medida que essa água é evaporada em função do aquecimento da massa de compostagem. Segundo Reis et al. (2004), o teor de água deve ser mantido na ordem de 55%, para que se tenha equilíbrio entre a quantidade de água e a quantidade de oxigênio ideais na pilha de compostagem, teores maiores que 60% podem levar a anaerobiose e teores menores que 40% podem reduzir a atividade dos microrganismos.

O pH pode ser um indicador do estado de decomposição do material (KIEHL, 1985), um material orgânico em início de degradação pode apresentar pH baixo, já quando esse pH é neutro ou próximo a valores de pH igual a 7, pode indicar que esse material orgânico está estabilizado (COSTA et al., 2005).

A disponibilidade de nutrientes é outro fator importante que afeta o processo de compostagem, pois são necessários para a manutenção da atividade dos microrganismos. Na compostagem um parâmetro usado para manutenção dos níveis adequados de nutriente, é a relação entre a quantidade de carbono e a quantidade de nitrogênio (relação C/N). Diversos autores afirmam que a relação C/N ideal para o início de um processo de compostagem deve estar em torno de 20-35, e essa varia de acordo com os materiais usados no processo (HAUG, 1993; KIEHL, 2004). Pereira Neto (1989) considera como ideal a relação C/N de 30/1 para o início do processo, pois segundo o autor os microrganismos absorvem 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio.

A relação C/N também influenciará a qualidade do composto final, logo, antes da construção das pilhas de compostagem deve ser realizada a determinação dos teores de carbono orgânico total e de nitrogênio total presente em cada resíduo a ser utilizado a fim de que se tenha uma relação C/N inicial próxima a ideal para o início do processo. Caso haja erro no balanço desses nutrientes pode haver prejuízos e efeitos indesejados durante o processo de compostagem, como por exemplo, a redução do processo de degradação do material orgânico, quando a relação C/N é alta, devido à falta de nitrogênio aos microrganismos e se essa relação foi baixa pode haver a liberação de nitrogênio na forma de amônia, havendo não somente a perda de nutriente, mas também a liberação de odor, não desejável durante o processo (STENTIFORD; BERTOLDI, 2010).

Por tanto, é importante que antes da realização de um processo de compostagem seja feita uma adequada caracterização dos resíduos orgânicos a serem utilizados, identificando a presença de contaminantes como metais pesados e patógenos, determinando os teores de nitrogênio total, de carbono orgânico total, o teor de água, a condutividade elétrica, entre outros.

Além disso, o processo de compostagem deve ser monitorado, realizando medições de temperatura, determinações do teor de água da massa de compostagem, para que o fornecimento de oxigênio e água seja feito no momento certo e na quantidade necessária para a manutenção da atividade dos microrganismos envolvidos no processo, com o objetivo de ao final se ter um produto sanitizado e com melhores características químicas e físicas.

E se estiver de acordo com as legislações ambientais e agrícolas, poder ser utilizado como fertilizante orgânico, promovendo economia em fertilizantes e muitas vezes funcionar como fonte de renda.

## **2.6. Benefícios do processo de compostagem do lodo de esgoto**

Diversos estudos realizados tem demonstrado a eficiência desse processo em reduzir a quantidade de patógenos presentes no lodo de esgoto, por meio da exposição desse resíduo a altas temperaturas por adequado período de tempo, como também outros benefícios que o processo pode proporcionar como aumento no teor de nutrientes, redução na condutividade elétrica do lodo de esgoto, adequação da relação C/N, redução na disponibilidade e nos teores de elementos potencialmente tóxicos, tornando possível o uso agrícola desse resíduo orgânico.

Em estudo realizado por Khalil et al. (2011) com compostagem de lodo de esgoto, os autores verificaram redução na quantidade de coliformes termotolerantes e fecais, entre a quinta e sexta semana de realização do processo, da ordem de  $10^9$  e  $10^6$  NMP/g lodo seco para 2 NMP/g de lodo seco, sendo que entre a oitava e décima semana houve um aumento tanto na quantidade coliformes totais quanto na quantidade de coliformes fecais, no entanto, ao final do processo houve nova redução na quantidade desses microrganismos. Esse recrescimento na quantidade de coliformes totais e fecais foi atribuído a água usada na irrigação das pilhas de compostagem que apresentava  $3 \times 10^3$  e 17 NMP/100 ml de coliformes totais e fecais. Também houve a eliminação de *Salmonella* nos compostos finais, sendo detectada redução dos valores iniciais desse patógeno já na segunda semana de compostagem.

Altas temperaturas por um longo período de tempo também foram obtidas em estudo realizado por Fernández et al. (2010) com compostagem da mistura de lodo de esgoto com resíduo da produção de azeite de oliva e da mistura de lodo de esgoto com resíduo da destilaria de vinho. Os autores obtiveram com essas misturas temperaturas acima de  $55\text{ }^\circ\text{C}$  por mais de três semanas, e isso foi atribuído pelos autores à adequada relação C/N que as duas misturas apresentaram no início do processo de compostagem, permitindo com que os microrganismos atuassem com intensidade na degradação dos materiais orgânicos, elevando a temperatura da massa.

Além da redução e eliminação na quantidade de organismos patogênicos presentes no lodo de esgoto o processo de compostagem também proporciona outros benefícios, e alguns estudos também tem os avaliados, como a formação de material orgânico mais estável, imobilização de formas minerais de nitrogênio, redução de elementos potencialmente tóxicos presentes no lodo de esgoto.

Jouraihy et al. (2005) em estudo realizado com compostagem de lodo de esgoto e resíduos vegetais, foi obtido, ao final do processo, um composto com relação C/N igual a 12/1, menor do que a mistura inicial, indicando que houve adequada degradação da matéria orgânica. Os autores também avaliaram a formação de substâncias húmicas durante o processo de compostagem e no composto final, e constaram que ao longo do processo houve redução na quantidade de material orgânico facilmente degradável, formando compostos mais estáveis, como os ácidos húmicos e substâncias húmicas de estruturas policondesadas, evidenciando a eficiência do processo em produzir um composto orgânico estável. Hernández et al. (2006) também verificaram durante o processo de compostagem de lodo de esgoto com serragem, que maior quantidade de carbono facilmente degradável é mineralizado e há estabilização do material durante o processo, pois menor quantidade de CO<sub>2</sub> é liberado.

A obtenção de um material orgânico mais estável e rico em substâncias húmicas proporcionam outras melhorias como a redução no risco de lixiviação de nitrato, quando o composto é aplicado aos solos, em função da imobilização das formas minerais de nitrogênio as formas orgânicas (CORRÊA et al., 2006). Além disso, a presença de substâncias húmicas no composto reduz a disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos presentes no lodo de esgoto, como também a adição de um material estruturante é capaz de reduzir a quantidade desses elementos pelo efeito de diluição, alguns estudos têm comprovado a eficiência da compostagem em reduzir os teores de alguns elementos potencialmente tóxicos presentes no lodo de esgoto.

Hua et al. (2009) avaliou o processo de compostagem de lodo de esgoto misturado ao bagaço de colza, com adições de diferentes proporções de carvão de bambu, e observou que houve redução nos teores de Cu<sup>+2</sup> e Zn<sup>+2</sup> extraídos por DTPA durante o processo de compostagem, tanto nos tratamentos sem adição de carvão de bambu quanto nos tratamentos com adição de bambu, no entanto, nos tratamentos em que houve a maior adição de carvão de bambu a redução no teor extraível desses elementos foi menor. No composto final proveniente das pilhas sem adição de carvão de bambu houve redução nos teores de Cu e Zn extraídos por DTPA de 29,2% e 12%, respectivamente, e para as pilhas onde foram adicionados 9% de carvão de bambu, houve redução nos teores de Cu e Zn, de 44,4 % e

19,3%, respectivamente, demonstrando a capacidade de materiais orgânicos mais estabilizados, formados durante o processo de compostagem ou adicionados durante o processo, em reter elementos tóxicos presentes no lodo de esgoto.

Os resultados obtidos confirmam o observado por Amir et al. (2005), em estudo que avaliou as alterações físico-químicas durante um processo de compostagem de lodo de esgoto, no qual os autores concluíram, por meio das avaliações realizadas, que o produto final apresentava um material orgânico mais estabilizado, o que influenciou a redução dos teores de Cu, Zn e Pb, que estiveram ligados às frações residuais e a frações mais resistentes a extração, sendo que menos de 2% dos elementos avaliados estiveram ligados a frações biodisponíveis.

Logo, fica evidente que a compostagem pode ser um processo econômico de pós-tratamento do lodo de esgoto, resultando em um produto final capaz de ser usado na agricultura como um fertilizante orgânico ou condicionador de solo, devido à presença de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, entre outros nutrientes, proporcionando melhorias devido à adição de um material rico em substâncias húmicas e provendo a necessidade em nutrientes das plantas, com liberação desses de forma gradual ao longo do ciclo da cultura, reduzindo os riscos de perdas de nutrientes não absorvidos.

## **2.7. Cultura da cana-de-açúcar**

A cana-de-açúcar representa uma das principais culturas da economia brasileira, sendo o primeiro produtor de açúcar e etanol do mundo, e cada vez mais sua importância aumenta como produtor de biocombustível que pode ser utilizado como alternativa energética. Espera-se ter em 2019 uma produção de etanol equivalente a 58,8 bilhões de litros, o dobro do produzido em 2008. Logo, estratégias de manejo sustentável, que tenham como objetivo aumentar a produtividade da cultura de cana de açúcar sem degradar o sistema solo-água-planta, devem ser adotadas a fim de atender a demanda energética do mercado externo e interno (MAPA, 2011).

A adição de material orgânico aos solos brasileiros onde é cultivada a cana-de-açúcar é uma das alternativas de manejo que visam aumentar a produtividade e a qualidade do produto colhido, em função das muitas melhorias que a adição de matéria orgânica aos solos pode proporcionar, como maior retenção de água, retenção de poluentes, fornecimento de nutrientes de forma mais lenta, entre outras melhorias (AMIR et al., 2005; CORRÊA et al.,

2006; BERTONCINI et al., 2008). A maioria das usinas já utilizam os resíduos gerados na própria cadeia de produção do açúcar e álcool na fertilização da cultura, gerando uma grande economia em fertilizantes químicos, além de proporcionar os benefícios já mencionados ao sistema solo-planta.

De acordo com Bertoncini (2008) a cana-de-açúcar representa o maior exemplo de reuso de água no Brasil e no mundo, pois quase que a totalidade de vinhaça gerada na produção é utilizada na fertilização da cana de açúcar, além da vinhaça outros resíduos gerados na produção são utilizados em solos agrícolas, como: bagaço, torta de filtro, cinzas, água de lavagem da cana de açúcar, água de limpeza das máquinas e esgoto sanitário da usina. Devido o manejo e o plantio da cultura ser realizado de forma mecanizada, estar próxima aos centros urbanos e não haver o consumo direto do produto colhido, a cana de açúcar torna-se grande absorvedora de resíduos orgânicos, tanto os que já são utilizados, como também de outros como o lodo de esgoto, compostos orgânicos, efluentes sanitários.

Como resultado do elevado potencial de uso de resíduos orgânicos que a cultura apresenta, diversas pesquisas científicas são realizadas a fim de comprovar os benefícios proporcionados à planta e assim encontrar soluções para que haja destino adequado desses resíduos que são gerados em grandes quantidades, como o lodo de esgoto, que além de representar um elevado custo de destinação às estações de tratamento, também é sinônimo de dificuldade encontrada pelas estações em dispor o resíduo em aterros sanitários que em sua maioria não estão dispostos a recebê-lo, devido o grande volume ocupado pelo lodo de esgoto e dificuldades no manejo deste no aterro sanitário.

No entanto, os estudos até então realizados foram feitos com o uso do lodo de esgoto *in natura*, comprovando os benefícios que esse resíduo pode ou não proporcionar a cultura como os realizados por Bertoncini (2001), Franco (2009) e Granja (2009). Poucos são os estudos realizados com o uso agrícola do composto de lodo de esgoto, avaliando o efeito de seu uso sobre a fertilidade do solo, nutrição da cultura e qualidade do produto colhido. Nesses estudos é relatado o aumento na retenção de metais pesados pelo composto de lodo de esgoto quando comparado ao lodo de esgoto *in natura* (GICHANGI et al., 2012), aumento na produtividade da cultura (JAYAINGHE, 2012) e ausência de contaminação do solo por metais pesados (ZHAO et al., 2012).

Nogueirol et. al. (2013), também avaliaram o efeito direto da aplicação do mesmo lodo de esgoto e mesmo composto de lodo de esgoto, que foram utilizados nesse trabalho, sobre os teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, após o terceiro corte de cana-de-açúcar. Os autores não

observaram aumento nos teores desses metais pesados no solo, tanto para o tratamento com lodo de esgoto quanto para o tratamento com composto de lodo de esgoto.

Apesar dos poucos estudos realizados com o uso agrícola de composto de lodo de esgoto, cabe ressaltar a importância da sua realização, para que o uso de tal resíduo se torne uma realidade no Brasil, visto que a legislação ambiental e agrícola brasileira não permite o uso do lodo de esgoto *in natura* em solos agrícolas, em função da quantidade de patógenos e poluentes que esse resíduo gerado nas estações de tratamento do Brasil apresenta, necessitando de pós-tratamento que consiga reduzir essa carga de microrganismos patogênicos possibilitando seu uso. Logo, necessita-se de estudos em longo prazo que avaliem com melhor segurança os efeitos do uso agrícola do lodo de esgoto *in natura* e compostado sobre fertilidade do solo, nutrição da planta e qualidade do produto colhido.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Área experimental**

O presente estudo foi realizado em sua primeira etapa na cidade de Franca, no estado de São Paulo, onde foi conduzido o processo de compostagem em pátio asfaltado situado na Estação de Tratamento de Esgoto da SABESP (ETE-Franca/SABESP). A unidade gera em torno de 50 t dia<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, com teor de água em torno de 70%, com baixos teores de metais pesados, porém com elevada carga patogênica. De acordo com os limites de patógenos estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, é classificado como classe B, no entanto, essa carga patogênica pode ser eliminada pelo processo de compostagem.

Na segunda etapa de realização do estudo, foi instalado experimento de campo, na Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Polo Centro Sul, na cidade de Piracicaba, São Paulo, em área cultivada com cana-de-açúcar em segundo corte, sob Nitossolo Háplico Álico, textura argilosa e o estudo foi conduzido por anos consecutivos.

#### **3.2. Caracterização do lodo de esgoto e poda de árvore**

O lodo de esgoto utilizado no processo de compostagem foi proveniente da ETE-Franca/SABESP, que realiza o tratamento de esgoto doméstico por processos aeróbio, anaeróbio, e deságue em filtro prensa com uso de polímeros (Figura 1). Amostras de lodo de esgoto foram coletadas durante várias semanas, determinando-se os teores de água, carbono orgânico total e nitrogênio total (ANDRADE; ABREU, 2006), os mesmos parâmetros foram determinados no material estruturante utilizado (WALKLEY; BLACK, 1934; SARRUGE; HAAG, 1974), a fim de calcular a proporção dos materiais nas pilhas, de modo a obter mistura com relação C/N inicial de 30:1, e teor de água em torno de 50%.

Amostras de lodo de esgoto e de poda de árvore foram coletadas no momento da montagem das pilhas (Figura 2), obtendo amostras compostas de cerca de 1,0 kg cada amostra. Uma das amostras de lodo de esgoto foi encaminhada para o Laboratório de Parasitologia da Universidade Federal do Paraná para a quantificação de ovos viáveis de

helmintos e cistos de protozoários de acordo com metodologia proposta por Thomaz Soccol et al. (2000). Outra parte da amostra foi enviada para determinação de *Salmonella* spp por meio do kit Salmonella Merck's foodproof<sup>®</sup> e coliformes termotolerante por meio da diluição dos resíduos em substrato cromogênico Collilert<sup>®</sup>, incubados em estufa bacteriológica por 24 horas, realizando em seguida a contagem das células amareladas que forneceram a quantidade de coliformes totais ou termotolerantes, e a contagem das células fluorescentes, observadas em lâmpada UV que forneceram o valor de *Escherichia coli* no material. As análises microbiológicas foram realizadas de acordo com USEPA 625/R-92/013 (2003), conforme exigido pela Resolução CONAMA 375 (BRASIL, 2006).

A segunda amostra de cada lote foi homogeneizada e quarteada até atingir aproximadamente 0,2 kg, para a realização das análises químicas (Figura 2). No material *in natura* foram determinados os valores de pH em solução de CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> (1:5, m: v), e os valores de condutividade elétrica em água (1:10, m:v) (ANDRADE; ABREU, 2006). O teor de água foi determinado após secagem em estufa com circulação forçada mantida 48 h a 65 °C, e em parte da amostra foi determinado o teor de matéria orgânica por meio da combustão em mufla (550°C) após prévia secagem em estufa a 110°C. No material seco a 65° e moído manualmente em graal de porcelana, determinou-se os teores de carbono orgânico (C-orgânico) de acordo com Walkey e Black (1934) e nitrogênio total (N-total) pelo método de Kjeldahl, assim como o valor de capacidade de troca catiônica (CTC), de acordo com Williams, 1984. Análises dos elementos potencialmente tóxicos no lodo foram efetuadas de acordo com método SW-846 3051 (USEPA, 1994).

Em amostra de material de poda de árvore (Figuras 3), igualmente secos e moídos em moinho Willey, foi determinado o teor de água, o teor de C-orgânico (WALKEY; BLACK, 1934), e o teor de N-total (SARRUGE; HAAG, 1974). Os teores dos demais nutrientes de plantas e elementos potencialmente tóxicos foram determinados como supracitado para o lodo de esgoto.



Figura 1 - Aspecto do lodo de esgoto e descarregamento do lodo no pátio de compostagem



Figura 2 - Coleta de amostras para análises microbiológicas e químicas



Figura 3 - Aspecto e coleta de poda de árvore para análises

### 3.3. Montagem e monitoramento do processo de compostagem

Foram montadas no mês de julho do ano de 2009, em pátio asfaltado na ETE-Franca/SABESP, duas pilhas de compostagem com a dimensão de 3,0 m de largura, 6,0 m de comprimento, e 1,70 m de altura (Figura 4), em camadas sucessivas de poda de árvore e lodo de esgoto (Figura 5), totalizando 15 t de materiais (Figura 6). Para a construção das pilhas de compostagem partiu-se de uma relação C/N inicial igual a 30/1, considerando a densidade do lodo de esgoto e da poda de árvore iguais a  $0,9 \text{ t m}^{-3}$  e  $0,3 \text{ t m}^{-3}$ , respectivamente, e como descrito no item 3.2 também foram determinados previamente os teores de carbono orgânico total, nitrogênio total e teor de água de cada material para o dimensionamento das pilhas. Após três dias de sua montagem, iniciou-se o revolvimento das pilhas.

Efetuiu-se monitoramento diário da temperatura das pilhas por meio de haste metálica e termômetro digital, em cinco pontos das pilhas, a uma altura de 0,40 m, obtendo a temperatura média diária (Figura 7). Tais dados foram usados para verificar a quantidade de dias que as pilhas estiveram submetidas a temperaturas acima de  $60^\circ \text{C}$ , tida como base, para eliminação de organismos patogênicos presentes no lodo de esgoto. O teor de água foi avaliado semanalmente, e a irrigação foi efetuada quando o valor esteve abaixo de 50% de teor de água (Figura 7). Nos primeiros dois meses, sempre que as temperaturas médias das pilhas foram maiores que  $65^\circ \text{C}$  (Figura 7), as pilhas foram revolvidas mecanicamente, por meio de pá carregadeira. Após este período o revolvimento foi semanal, conduzindo o processo de compostagem por 120 dias.

As pilhas foram monitoradas quinzenalmente por meio de coletas de material, e determinação do teor de água, dos valores de pH, da condutividade elétrica, e dos teores de carbono orgânico e nitrogênio total, por meio dos métodos supracitados para o lodo de esgoto no item 3.2. No final do processo de compostagem foram coletadas amostras de composto em 10 pontos de cada pilha, formando uma amostra composta. No material *in natura* foram determinados os valores de pH em solução de  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  (1:5, m:v), e os valores de condutividade elétrica em água (1:10, m:v) (ANDRADE; ABREU, 2006). Os teores de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$  foram determinados de acordo com Bremner (1965). Aos 30, 60, 90 e 120 dias do processo de compostagem também foram feitas coletas dos materiais das pilhas, armazenados em sacos de polietileno esterilizados, e processados a temperatura de  $4^\circ \text{C}$  para a quantificação de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* presentes ao longo do processo. Nas amostras coletadas ao final do processo, aos 120 dias, foram quantificados os

ovos de helmintos, *Salmonella* e protozoários, de acordo com os métodos utilizados para o lodo de esgoto.

Nos compostos orgânicos produzidos secos a 65° C determinou-se o teor de água, matéria orgânica, o valor de capacidade de troca catiônica (CTC), teores de carbono e nitrogênio total e demais elementos nutrientes de plantas e elementos potencialmente tóxicos, de acordo com métodos supracitados.



Figura 4 - Balizamento para definição do comprimento de 3 m e largura de 2 m da pilha de compostagem



Figura 5 - Primeira camada de poda de árvore e primeira camada de lodo de esgoto



Figura 6 - Próxima camada de poda de árvore e pilha de compostagem finalizada



Figura 7 - Monitoramento do processo de compostagem: Medição diária de temperatura, irrigação e revolvimento das pilhas

### 3.4. Teste de respirometria

Para verificar a taxa de degradação da carga orgânica de dois resíduos com mesma matriz orgânica, mas com diferentes graus de humificação, realizou-se o teste de respirometria de acordo com o método respirométrico de Bartha (CETESB, 1999) modificado, que se baseia na captura do dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) liberado pela atividade microbiana durante processo de decomposição do material orgânico presente no resíduo em solução padronizada de hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ).

Para a realização do teste foi utilizado o lodo de esgoto coletado durante montagem das pilhas de compostagem e o composto de lodo de esgoto com poda de árvore, produzido ao final dos 120 dias do processo. Cada respirômetro foi preparado com uma mistura de 500 g de

terra coletada de área de Nitossolo Háplico Álico, textura argilosa, em que foi instalado o experimento de campo, da camada de 0-0,20 m (Figura 8). O solo foi irrigado até atingir 70% da sua capacidade de campo, em seguida foram adicionadas as doses de resíduos.

Foram conduzidos dois ensaios com doses diversas dos resíduos. Nos dois ensaios, as doses foram calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em nitrogênio de 120 kg ha<sup>-1</sup> para a cultura da cana de açúcar, considerando para o lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto as frações de 20% e 10% de mineralização do N-total estipulado pela Resolução CONAMA N° 375 (BRASIL, 2006), respectivamente. Os teores de água do lodo de esgoto e composto orgânico foram de 73% e 60%, respectivamente. E os teores de N-total considerados para o cálculo das doses de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto foram de 0,9% e 0,7% (base úmida), respectivamente.

No ensaio I, as doses testadas (base úmida) para o lodo de esgoto foram: L1: 21,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 31,6% da dose agrícola recomendada pelos critérios da resolução CONAMA e a 38,2 kg ha<sup>-1</sup> de N; L2: 42,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 63% da dose recomendada pela legislação e a 76 kg ha<sup>-1</sup> de N. Para o composto orgânico foram: C1: 69,4 t ha<sup>-1</sup> de composto, que equivale a 41,6% da dose recomendada pela legislação e a 50 kg ha<sup>-1</sup> de N; C2: 138,9 t ha<sup>-1</sup> de composto, que equivale a 83,2% da dose recomendada pela legislação e a 100 kg ha<sup>-1</sup> de N; C3: 277,8 t ha<sup>-1</sup> de composto, que equivale a 166,3% da dose agrícola recomendada e a 200 kg ha<sup>-1</sup> de N.

No ensaio II foram utilizadas doses maiores que aquela recomendada para uso agrícola do lodo de esgoto na cultura da cana-de-açúcar, simulando sucessivas aplicações do resíduo, nas seguintes doses (base úmida): L3: 120 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 179,1% da dose agrícola recomendada pela legislação e a 216 kg ha<sup>-1</sup> de N; L4: 240 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 358,2% da dose agrícola recomendada pela legislação e a 432 kg ha<sup>-1</sup> de N; L5: 360 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 537,3% da dose agrícola recomendada pela legislação e a 648 kg ha<sup>-1</sup> de N; e L6: 480 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, que equivale a 716,4% da dose agrícola recomendada pela legislação e a 864 kg ha<sup>-1</sup> de N.

Os frascos contendo em seu interior pote com solução de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>, foram incubados a 25±2° C, até paralisação total da produção de CO<sub>2</sub> em três determinações consecutivas. O experimento foi conduzido com três repetições, e diariamente foi quantificado o CO<sub>2</sub> liberado por meio de medida da condutividade elétrica da solução de NaOH (RODELLA; SABOYA, 1999).



Figura 8 - Aspectos dos respirômetros e incubação dos frascos em BOD

Os resultados de C-CO<sub>2</sub> liberado foram ajustados em função do tempo de incubação, usando equação de cinética química de primeira ordem (LATHAM, 1994), como descrito na equação 1, para obtenção de parâmetros indicativos de velocidade de degradação da fração orgânica dos resíduos, a quantidade potencialmente degradada e tempo de meia vida dos resíduos orgânicos.

$$C\text{-degradado} = C_0 \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

$C\text{-degradado}$  = quantidade de carbono (mg kg<sup>-1</sup>) liberado na forma de CO<sub>2</sub> no tempo de realização do teste.

$C_0$  = carbono potencialmente mineralizável no tempo de realização do teste.

$k$  = constante de velocidade de reação de degradação do carbono orgânico (dia<sup>-1</sup>)

$t$  = tempo em dias

Por meio dessa equação foi possível estimar a quantidade de carbono liberado na forma de CO<sub>2</sub> ( $C\text{-degradado}$ ) proveniente da atividade de degradação microbiana do material orgânico presente em cada tratamento. A equação também estima os valores de carbono potencialmente degradado na forma de CO<sub>2</sub> ( $C_0$ ) que seria a quantidade potencialmente liberada de C-CO<sub>2</sub> proveniente da degradação do material orgânico. Estima a velocidade de degradação ( $k$ ), que seria a velocidade do processo de degradação do material orgânico presente em cada tratamento. E a partir desses valores, determinados e estimados pela equação, é possível também se estimar o parâmetro tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ), que seria o tempo em dias necessário para que 50% do valor estimado em  $C_0$  fossem liberados.

### 3.5. Teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação

De modo a verificar a taxa de mineralização do nitrogênio presente em dois resíduos orgânicos com diferentes graus de humificação em solo argiloso, foi realizado o teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação para lodo de esgoto de acordo com método citado na norma P 4.230 (CETESB, 1999), para lodos provenientes de sistema de tratamento biológico. O lodo de esgoto utilizado foi coletado durante a montagem das pilhas de compostagem e foi utilizado o composto de lodo de esgoto gerado ao final dos 120 dias do processo.

As amostras dos resíduos foram coletadas e congeladas até a realização do teste. O lodo de esgoto foi seco previamente a 40°C por 24 h, a fim de facilitar a mistura com o solo. O composto foi utilizado sem secagem prévia. Nova determinação do teor de água dos resíduos foi realizada em estufa com circulação forçada a 65° C por 48 h. Nos materiais também foram realizadas análises físico-químicas e químicas dos resíduos, de acordo com metodologia proposta por Andrade e Abreu (2006).

O experimento foi montado em triplicatas, em tubos de PVC com 30 mm de diâmetro, 30 cm de altura, em formato de coluna, preenchida lentamente com a mistura de 50 g de solo, coletado de área de Nitossolo Háptico álico, textura argilosa, da camada de 0,20 m, com as doses dos resíduos e 20 g de areia esterilizada (Figura 9). Na base de cada tubo foi adicionado uma manta geotêxtil para evitar a perda de material, e esses foram tampados com uma folha de papel alumínio com furos.

Como descrito anteriormente o experimento seguiu metodologia proposta pela norma técnica P 4.230 da CETESB (1999), esta metodologia considera, para a realização do teste e para o cálculo das doses de resíduos a serem estudadas, a quantidade de nitrogênio total presente no resíduo orgânico e a necessidade em nitrogênio da cultura a ser planejada, sem considerar as taxas de mineralização de 20% para o lodo de esgoto e 10% para o composto de lodo de esgoto previstas na legislação ambiental brasileira. Assim, as doses de resíduos utilizadas segundo os critérios da norma, em t ha<sup>-1</sup>, foram calculadas para fornecer porcentagens da quantidade de 120 kg ha<sup>-1</sup> de N, dose utilizada em um ciclo da cultura da cana-de-açúcar: - Lodo de esgoto: L1: 3,6; L2: 7,2; L3: 14,4 - Composto de lodo de esgoto: C1: 7,2; C2: 14,4; C3: 28,8.

Para conhecimento, essas doses de acordo com os critérios da resolução CONAMA, considerando 20 e 10% de mineralização do N-total para o lodo e composto, respectivamente, representam para L1 o equivalente a 5,4% da dose agrícola recomendada pela referida legislação e a 6,5 kg ha<sup>-1</sup> de N; para L2 o equivalente a 10,7% da dose agrícola recomendada pela legislação e a 13,0 kg ha<sup>-1</sup> de N; para L3 o equivalente a 21,5% da dose recomendada pela legislação e a 25,9 kg ha<sup>-1</sup> de N; para C1 o equivalente a 4,3% da dose recomendada pela legislação e a 5,2 kg ha<sup>-1</sup> de N; para C2 o equivalente a 8,6% da dose recomendada pela legislação e a 10,4 kg ha<sup>-1</sup> de N; para C2 o equivalente a 17,2% da dose recomendada pela legislação e a 20,7 kg ha<sup>-1</sup> de N.

As lixiviações foram realizadas com sistema de irrigação utilizando equipo de soro fisiológico como conta-gotas, distribuindo lentamente 200 ml de KCl 0,01 mol L<sup>-1</sup> na superfície do solo, nos períodos de 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112, 126, 140 e 147 dias (Figura 9). Após as lixiviações foram adicionados 25 mL de uma solução nutritiva isenta de nitrogênio composta por 0,02 mol l<sup>-1</sup> CaSO<sub>4</sub>, 0,005 mol L<sup>-1</sup> KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 0,002 mol L<sup>-1</sup> MgSO<sub>4</sub> para restituição dos sais perdidos e necessários para a atividade microbiana na decomposição dos resíduos. As colunas foram incubadas a 25-28°C em BOD durante todo o período experimental (Figura 9). No lixiviado coletado foram determinados colorimetricamente os teores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, para o cálculo da fração de mineralização de cada resíduo.

Para a determinação do nitrato usou-se o método proposto por Yang et al. (1998), que consiste no uso de 1,0 mL da amostra contendo de 0 a 4 mg L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, adicionando-se 0,5 mL de solução TRI que é preparada dissolvendo 1,0 g de salicilato de sódio, 0,2 g de NaCl e 0,1 g de sulfamato de amônio a 100 mL de uma solução 0,01 mol L<sup>-1</sup> de NaOH. A mistura (amostra + solução TRI) foi seca em estufa sob circulação forçada, a 65° C por 16 horas, adicionando-se em seguida 1,0 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + 5,0 mL de água +5,0 mL de 40% de NaOH. Após desenvolvimento de coloração amarela que aparece imediatamente, e persiste por cerca de dois dias, quando os tubos são mantidos tampados, leu-se a absorbância do extrato a 410 nm, calculando-se a concentração, por meio de curva de calibração.

O íon amônio foi determinado pelo método do salicilato proposto por Kempers e Zweers (1986), usando de 1,0 a 4,0 mL de lixiviado, completando-se o volume para até 4,0 mL com a solução extratora. À alíquota de lixiviado adicionou-se 0,9 mL da mistura de dois reagentes compostos por uma parte do reagente preparado com a dissolução de 33 g de salicilato de sódio e 20 mg de nitroprussiato de sódio a 100 ml de água deionizada, e duas partes do segundo reagente, preparado pela dissolução de 9,33 g de citrato de sódio dihidratado e 4,0 g de NaOH a 100 ml de água deionizada. Após agitação, adicionou-se

0,1 mL da solução de hipoclorito de sódio diluído, preparado pela diluição de 5 mL de um hipoclorito de sódio comercial com 10% de cloro ativo a 25 mL de água deionizada. A mistura (amostra + mistura de reagentes + hipoclorito diluído) ficou em repouso por duas horas, para desenvolvimento de cor azul esmeralda. Utilizaram-se tubos escuros e repouso em ambiente escuro para que a luz não prejudicasse o desenvolvimento da cor. As leituras foram realizadas á 647 nm, no prazo máximo de uma hora após o desenvolvimento da cor.

Para cada período de incubação, determinou-se a quantidade de N total mineralizado pela soma do nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrogênio nítrico ( $\text{NO}_3^-$ ) liberados no processo de decomposição da matéria orgânica, efetuando-se a média das três repetições. Foram determinados os teores de N mineralizado acumulado ao longo dos 147 dias de realização do teste para cálculo da fração de mineralização de cada dose aplicada dos resíduos, podendo assim prever a liberação das formas minerais de nitrogênio durante o ciclo da cultura agrícola.

Os dados foram ajustados ao modelo exponencial de primeira ordem (equação 2) proposto por Stanford e Smith (1972), utilizando o programa SigmaPlot (Versão 12.3, Systat Software Inc.), para estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizável, a constante de velocidade de mineralização e do tempo de meia vida:

$$N_{mac} = N_0(1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

$N_{mac}$  = N mineralizado acumulado no tempo  $t$ ,

$N_0$  = N potencialmente mineralizável,

$k$  = constante de mineralização ( $\text{semanas}^{-1}$ )

$t$  = tempo em semanas



Figura 9 – Aspecto do ensaio de mineralização de nitrogênio com lixiviação



Figura 10 - Preparo das amostras para determinação de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$

Cabe ressaltar que o teste de mineralização assim como o teste de respirometria descrito no item 3.4, foram conduzidos simultaneamente ao experimento de campo, de forma que as doses utilizadas nos testes não se relacionam com as doses utilizadas em campo. Sabe-se que o ideal seria a realização dos dois testes antes de seu uso em campo a fim de se determinar as doses agrícolas recomendadas para a cultura, no entanto, isso não foi possível, em função da falta de tempo entre o final do processo de compostagem e a necessidade emergente de uso dos resíduos na área agrícola escolhida. Assim os dados do teste de respirometria e de mineralização de nitrogênio servirão para confrontar com os demais dados da literatura nacional, e para formação de banco de dados que auxiliem na revisão de normas que regem sobre o uso em solo desses materiais.

### **3.6. Aplicação do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar**

O lodo de esgoto e o composto de lodo de esgoto foram trazidos da cidade de Franca, onde foi conduzido o processo de compostagem, para a fazenda da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Pólo Centro Sul, Piracicaba, SP, onde o experimento com a cultura da cana-de-açúcar foi conduzido. Os materiais trazidos em veículos apropriados para transporte de resíduos foram dispostos próximos à área de sua aplicação, envoltos em lona plástica (Figuras 11), de modo a protegê-los de chuvas, evitando possível carreamento de contaminantes.

Os resíduos, no dia seguinte, foram dispostos na cultura da cana. Medidas de precaução para evitar a contaminação dos funcionários foram adotadas, como uso de botas e luvas de borracha e máscaras, assim como lavagem das mãos e braços com solução de iodo após o término dos trabalhos, orientações para lavagem das roupas separadas das demais roupas da família e uso de desinfetantes.

Cabe ressaltar que o processo de compostagem possibilitou a produção de material com transporte mais seguro, e com mais fácil manuseio, tanto nas operações de carregamento como de distribuição nas linhas da cultura da cana-de-açúcar, em virtude do menor teor de água e consistência do composto orgânico (Figura 12). Também, observa-se que a quantidade de material trazido para o campo foi calculada para ser totalmente utilizada no experimento, evitando deste modo, sobras e riscos de deposição do material em outras áreas.

O experimento de campo foi montado em solo Nitossolo Háptico álico, textura argilosa, em área de soqueira de cana-de-açúcar, em segundo corte, cultivar IAC91-1099. Após a colheita mecanizada do segundo corte, no final de julho de 2009, o solo foi corrigido com  $3,0 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário dolomítico, em função dos baixos valores de pH apresentado ( $\text{pH} < 5,0$ ). O calcário foi colocado sobre a palhada, nas laterais das linhas da cana-de-açúcar.

No dia 16 de dezembro/2009, cinco meses após a colheita de cana-de-açúcar de segundo corte, o experimento de fertilização com lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto foi montado em blocos ao acaso, com oito tratamentos e três repetições, totalizando 24 parcelas. Cada parcela era composta por cinco linhas de cana-de-açúcar, com sete metros de comprimento e 1,4 m de espaçamento entrelinhas, sendo considerada a área útil das parcelas as três linhas centrais e cinco metros de comprimento cada linha. Os tratamentos com os resíduos orgânicos (lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto) foram calculados em

base úmida para fornecer porcentagens da necessidade em nitrogênio para a cultura de 120 kg ha<sup>-1</sup>. Os teores de N-total considerados para o cálculo das doses de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto foram de 0,9% e 0,7% (base úmida), e os teores de água de 73% e 60% respectivamente. Foram consideradas as taxas de 20% e 10% de mineralização do nitrogênio total para o lodo de esgoto digerido anaerobicamente e para o composto de lodo de esgoto, respectivamente, de acordo com Resolução CONAMA nº 375 (BRASIL, 2006).

A dose recomendada para o tratamento 100% da recomendação CONAMA para a cana-de-açúcar, de acordo com esses critérios, seria de 67 t ha<sup>-1</sup> para o lodo de esgoto e de 167 t ha<sup>-1</sup> para o composto orgânico. Contudo, devido às dificuldades de manuseio do lodo de esgoto no campo, os materiais foram dosados em baldes plásticos, e tais doses foram alteradas, procurando-se manter, contudo, uma dose próxima àquela recomendada, e uma dose menor e outra dose maior aquela recomendada.

Assim, os tratamentos utilizados no estudo foram: 1 – Testemunha (sem adição de resíduo e de fertilizante mineral); 2 – Fertilização mineral com 600 kg ha<sup>-1</sup> da fórmula 20:0:20; 3 – Lodo dose L1: 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto que equivale a 69% da dose agrícola recomendada pela Resolução do CONAMA, e a 83,2 kg ha<sup>-1</sup> de N; 4 – Lodo dose L2: 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto que equivale a 138% da dose agrícola recomendada e a 166,3 kg ha<sup>-1</sup> de N; 5 – Lodo dose L3: 184,8 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto que equivale a 276% da dose agrícola recomendada e a 332,6 kg ha<sup>-1</sup> de N; 6 – Composto dose C1: 52,5 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto que equivale a 31% da dose agrícola recomendada e a 36,75 kg ha<sup>-1</sup> de N; 7 – Composto dose C2: 105 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto que equivale a 63% da dose agrícola recomendada e a 73,5 kg ha<sup>-1</sup> de N; 8 – Composto dose C3: 210 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto que equivale a 125% da dose agrícola recomendada e a 147 kg ha<sup>-1</sup> de N.

Nos tratamentos com lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto foi adicionado o equivalente a 120 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, por ser um elemento em baixa concentração no lodo de esgoto. A Figura 13 ilustra a quantidade de lodo e composto aplicados na linha de cultivo para as menores doses de resíduos (L3 e C3), e a Figura 14 ilustra a quantidade de lodo e composto aplicados para as maiores doses de resíduos (L5 e C5).

Os resíduos foram transportados para o canavial em carreta acoplada a trator, veículo passível de transitar nas linhas da cultura da cana. A distribuição dos resíduos, sobre a palhada, foi efetuada tomando como medida baldes plásticos (Figura 12), e maior homogeneização foi obtida manualmente por meio de enxada. O lodo de esgoto e o composto orgânico foram aplicados na lateral das linhas de cana, sobre a palhada restante do processo

de colheita mecanizada (Figuras 13 e 14). Nos tratamentos com adubação mineral e naqueles complementados com potássio, o adubo foi disposto do mesmo modo sobre a palhada, na lateral das linhas de cultivo.

O experimento de campo foi conduzido por dois anos de cultivo da cana-de-açúcar, ou seja, até o ano de 2011, realizou-se somente uma aplicação dos resíduos, no ano de 2009, com a colheita da terceira soqueira em julho de 2010. Na safra 2010-2011 avaliou-se o efeito residual da aplicação dos resíduos orgânicos, em virtude do pequeno espaço de tempo entre aplicação e primeira colheita (6 meses), baixa pluviosidade no período, e permanência de muito material orgânico residual do lodo e composto sobre a palhada após a primeira colheita.

Após o terceiro corte, no início da estação chuvosa (outubro/2010) realizou-se calagem do solo com aplicação de  $3 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário, e adubação de cobertura com a fórmula 5:20:20, na dosagem de  $500 \text{ kg ha}^{-1}$  com baixo teor de nitrogênio igualmente distribuídos sobre a palhada, ao lado da linha de cana de açúcar, e sobre os resquícios de material orgânico proveniente dos tratamentos com lodo de esgoto e composto orgânico (Figura 15).



Figura 11 - Descarregamento do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sob lona plástica



Figura 12 - Transporte do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto para o canavial



Figura 13 - Aspecto da distribuição do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre a palhada nas menores doses (L3 e C3)



Figura 14 – Aspecto da distribuição do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre a palhada na aplicação das maiores doses (L5 e C5)



Figura 15 - Aspecto do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre o terreno após a primeira colheita (terceira soqueira)

### **3.7. Avaliação da produtividade da cana-de-açúcar e qualidade tecnológica dos colmos**

A fim de avaliar a produtividade e a qualidade do produto colhido sob as diferentes fertilizações e doses utilizadas de resíduos orgânicos, foram feitas a quantificação da produtividade e as análises tecnológicas dos tratamentos durante dois ciclos de cana-de-açúcar. Também, foram realizadas as determinações dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo, folha e caldo de cana-de-açúcar, no entanto, as amostragens e determinações contidas neste estudo foram realizadas somente para o quarto corte de cana-de-açúcar, em função dos resultados relatados por Nogueirol et al. (2013), em estudo realizado durante a terceira soqueira, que estimou os efeitos das fertilizações com os dois resíduos orgânicos sobre os teores de Cu, Fe, Mn e Zn, no solo.

No estudo realizado por Nogueirol et al. (2013) os autores não encontraram efeito significativo das doses de ambos os resíduos orgânicos, sobre os teores desses elementos no solo, e atribuíram a ausência de efeito à realização de apenas uma aplicação dos resíduos associada a não incorporação do mesmo no solo, havendo assim uma decomposição lenta do material no período. Em destes resultados, optou-se por avaliar o efeito residual da aplicação dos resíduos orgânicos sobre os teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo, folha e caldo de cana-de-açúcar, ao invés de realizar outra aplicação dos resíduos orgânicos.

#### *3.7.1. Colheita da cana-de-açúcar e análise tecnológica*

A colheita da terceira soca foi realizada em junho/2010, seis meses após a aplicação dos resíduos. Na ocasião ocorreu queima acidental da área experimental, e as parcelas foram colhidas manualmente (Figura 16).

Os colmos de cada parcela foram colhidos, pesando-se a quantidade de colmos por meio de dinamômetro acoplado a trator, e estimando o valor da produtividade por hectare (Figura 17). Dez colmos colhidos na área útil foram encaminhados para análise tecnológica (Figura 18) para determinação da porcentagem de fibras, POL% cana, POL% fibra e BRIX de acordo com metodologia usada por CONSECANA (2003).

O experimento foi conduzido por mais um ano, de modo a verificar o efeito residual das fertilizações orgânicas na soqueira da cana-de-açúcar. No mês de junho de 2011, 18 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, realizou-se a colheita da quarta soqueira. A colheita, pesagem dos colmos e análises tecnológicas dos colmos foram realizadas de acordo com descrição acima para a colheita da terceira soqueira.

Foi realizada análise estatística dos resultados utilizando os fatores fertilização mineral, fertilização com lodo de esgoto e fertilização com composto orgânico, como fatores qualitativos, nas doses 0 (testemunha) e nas doses intermediárias de resíduos orgânicos (L4 e C4), por meio de análise de variância e comparação das média pelo teste de Tukey, a fim de verificar possíveis diferenças nas variáveis em função do tipo de fertilização aplicada. Posteriormente, realizou-se análise de variância e regressão linear confrontando a fertilização com lodo de esgoto e a fertilização com composto de lodo de esgoto utilizando todas as doses estudadas.



Figura 16 - Queima acidental do canavial no primeiro ano de avaliação



Figura 17 - Pesagem dos colmos



Figura 18 - Análise tecnológica: Clarificação do caldo, determinação do BRIX e POL do caldo de cana de açúcar

### 3.7.2. *Determinação de teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb em solo, folha e caldo de cana-de-açúcar de quarto corte*

Em março do ano de 2011, 16 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, na quarta soqueira, foram realizadas as coletas das folhas de cana-de-açúcar (primeira folha com “dewlap” visível), dentro da área útil de cada parcela (Figura 19). As folhas foram lavadas com água e solução de HCl 1:1 (v/v), repassadas com água deionizada, secas a 60°C até peso constante, moídas em moinho Wiley e armazenadas em sacos de polietileno. Nesses materiais os teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb foram determinados por ICP-MS após digestão ácida, em sistema fechado de micro-ondas com HNO<sub>3</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, para solubilização das amostras (ABREU JUNIOR et al., 2009).

Também em março de 2011, 16 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, foram coletadas amostras de solo da camada de 0-0,20 m, na linha central de cada parcela (Figura 19). Os solos foram secos ao ar, moídos manualmente em graal de porcelana e passados em peneira de 2,0 mm de malha. Os teores semitotais de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb foram extraídos do solo com HNO<sub>3</sub> + HCl e nos extratos obtidos, os analitos de interesse foram quantificados por ICP-MS, para assegurar a quantificação de elementos em teores muito baixos ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) (ABREU JUNIOR et al., 2009).

Após o quarto corte de cana de açúcar, realizado em junho de 2011, 18 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, foram separados dez colmos de cada parcela para a extração do caldo após moagem dos colmos em prensa hidráulica. A extração dos metais Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb, do caldo, foi feito por meio de digestão ácida em sistema fechado com uso de HNO<sub>3</sub> + HCl + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e a determinação por ICP-MS (USEPA, 1994).

Os resultados foram submetidos à análise de variância e de regressão a fim de avaliar o efeito do uso das diferentes doses de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto sobre a concentração dos elementos avaliados no solo, folha e caldo de cana-de-açúcar. Os testes foram realizados utilizando o programa R (versão 2.15.3) para análises estatísticas (Venables et al., 2013).



Figura 19 - Coleta de solo e folhas de cana de açúcar para realização de análises

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Caracterização físico-química e química do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore

O composto orgânico produzido apresentou 60% de teor de água em confronto a 73% no lodo de esgoto, facilitando operação de transporte e aplicação no campo, reduzindo custos de transporte, e aumentando seu raio econômico de aplicação. Em estudo realizado por Silva et al. (2002), com lodo de esgoto proveniente da Companhia de Saneamento de Brasília (CAESB), observou-se que um dos limitantes para uso de tal resíduo é a quantidade de água presente, tanto operacionalmente como economicamente, e após secagem desse material verificou possibilidade de aumento no raio de aplicação de 122 km para 356 km, com uma redução de 13% no teor de água.

As propriedades físico-químicas do lodo de esgoto foram melhoradas ao longo do processo de compostagem. O valor de pH do lodo de esgoto, em solução de  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , foi igual a 7,8, sendo alterado para 8,3; 7,9; 7,1 e 6,5 aos 15; 30; 90 e 120 dias do processo, respectivamente, estando acima do valor mínimo de 6,0 estipulado pela Instrução Normativa N° 25 do Ministério da Agricultura-MAPA (BRASIL, 2009). Percebe-se que durante o processo de compostagem houve uma redução nos valores de pH ao longo do tempo (Figura 20), com estabilização em torno de 6,6 caracterizando-o como composto orgânico maduro.

Essa tendência de redução dos valores de pH ao longo do processo, seguida de sua estabilização, ocorre devido o processo de decomposição do material orgânico iniciar-se por meio de fungos e bactérias que propiciam o abaixamento do pH em função da liberação de ácidos que se acumulam no meio. Menores valores de pH favorecem a sucessão de populações de microrganismos na massa compostada, propiciando o crescimento de decompositores de celulose e lignina, que finalizam o processo de decomposição, e em seguida, os ácidos orgânicos são completamente oxidados estabilizando o valor de pH no composto final (KIEHL, 2004; JOURAIPHY et al., 2005; DAI PRÁ, 2006; KHALIL et al., 2011).

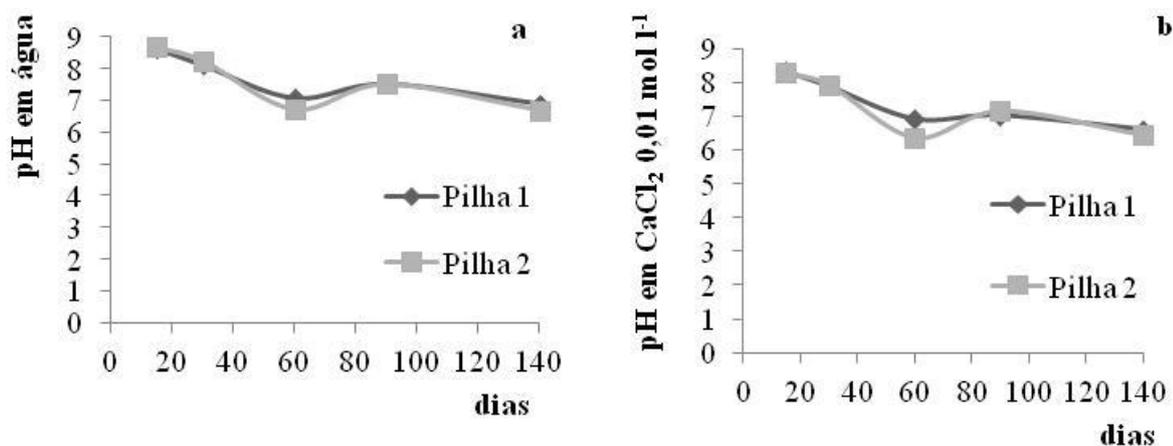


Figura 20 - Evolução do pH em água<sup>(a)</sup> e em solução de CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> <sup>(b)</sup> durante o processo de compostagem

O valor de condutividade elétrica (CE) do lodo de esgoto foi igual a 1887 mS cm<sup>-1</sup>. A pilha de compostagem apresentou os maiores valores de CE, de 2457 mS cm<sup>-1</sup> aos 15 dias, para 782 mS/cm no composto final, representando 58% de redução comparado ao resíduo *in natura*, reduzindo riscos de salinização do solo. Os valores de CTC e CTC/C do lodo e compostos foram de 380 e 195 mmolc kg<sup>-1</sup>, e 12 e 21, respectivamente. O aumento no valor da relação CTC/C no composto indica que maior quantidade de cargas elétricas oriundas de material orgânico foi obtida com a compostagem do lodo de esgoto, provavelmente incorporadas durante processo de humificação (BERTONCINI et al., 2008).

A Figura 21 apresenta a variação nos teores de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (C-orgânico), nitrogênio total (N-total) durante o processo de compostagem, que foram comparados aos valores exigidos pela instrução normativa nº 25 do MAPA (BRASIL, 2009) para registro de fertilizantes e compostos orgânicos classe D. Os teores de N-total foram constantes durante todo o processo, estando em torno de 1,8% nos compostos finais, valor este dentro do limite de 0,5%, valor mínimo estipulado pela norma.

No início do processo, a relação C/N das pilhas era de 25:1, e nos compostos finais esteve em torno de 12:1, valor dentro do limite máximo permitido pela legislação que é de 20:1. Resultado semelhante foi obtido por Amir et al. (2005), com compostagem de lodo de esgoto com palha, em que houve redução da relação C/N inicial de 23,9 para 16,4 nos composto orgânico final, refletindo a decomposição microbiana e estabilização da matéria orgânica.

Os teores de carbono e matéria orgânica apresentaram comportamento semelhante durante o processo de compostagem. Os teores presentes no composto final de lodo de esgoto foram maiores do que os observados para o lodo de esgoto. No entanto, durante o processo de compostagem, houve redução desses teores. O teor de carbono orgânico reduziu de 23% aos 21 dias de compostagem para 19% ao final do processo aos 140 dias, e o teor de matéria orgânica reduziu de 31% aos 21 dias para 18% ao final do processo (Figura 21), isso ocorre devido às perdas pelas reações de decomposição e liberação de CO<sub>2</sub> (KHALIL et al., 2011).

Comparando o composto orgânico final com a matéria prima o lodo de esgoto, houve aumento dos teores de carbono, de 14% no lodo de esgoto para 19% nos compostos de lodo de esgoto ao final do processo, valor dentro do limite de 15% considerado como mínimo pela norma. Também houve aumento do teor de matéria orgânica de 9,9% no lodo de esgoto para 18% nos compostos orgânicos. O aporte de carbono e matéria orgânica se deve também a adição dos materiais estruturantes.

Hernández et al. (2006), avaliaram as alterações na matéria orgânica durante o processo de compostagem de um lodo de esgoto digerido aerobicamente, e do mesmo lodo *in natura* usado no processo de compostagem misturado a duas proporções diferentes de serragem e observaram que houve grande liberação de matéria orgânica volátil durante os períodos iniciais da compostagem e esta liberação foi reduzida no final do processo, demonstrando que há mineralização dos compostos orgânicos mais lábeis no início do processo de compostagem. No mesmo estudo, os autores verificaram redução no teor de C-CO<sub>2</sub> ao final do processo indicando a presença de material orgânico mais resistente à degradação e, portanto, refletindo na maior estabilidade do material orgânico presente nos compostos orgânicos finais.

A caracterização química dos compostos (Tabela 1) indica incremento nos teores de potássio (K) e cálcio (Ca) nos compostos finais, enquanto que os teores de fósforo (P) e magnésio (Mg) mantiveram-se constantes. O aumento nos teores de K no composto final é explicado pela adição de material estruturante ao lodo de esgoto, esse elemento está presente em menor quantidade no lodo de esgoto, pois é carregado pelo efluente final durante o processo de tratamento. Os teores de Ca são maiores na poda-de-árvore o que proporcionou o aumento no teor desse elemento na massa compostada.

Os teores de As, B, Ba, Cr, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Zn presentes no lodo da ETE-Franca e no composto final são apresentados na Tabela 2 e estiveram abaixo daqueles estipulados pela Resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006) e pela Instrução Normativa nº 27 do MAPA (BRASIL, 2006) para substratos, condicionadores de solos e fertilizantes

orgânicos classe D. Apenas o teor de Cr que foi igual a  $260 \text{ mg kg}^{-1}$  no lodo de esgoto, não respeitou os limites estabelecidos pela Instrução Normativa nº 27 do MAPA (BRASIL, 2006), para fertilizantes orgânicos classe D, que estabelece o limite de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ , se enquadrando somente, quanto a esses parâmetros, como substrato orgânico/condicionador de solo. No composto final houve redução nos teores dos elementos preconizados pela legislação que pode ter ocorrido pelo efeito de diluição e/ou também devido a processos de retenção mais estáveis com as substâncias húmicas produzidas durante o processo de compostagem (BERTONCINI et al., 2008; D’ORAZIO et al, 2006). Amir et al. (2005), durante um processo de compostagem verificou redução nos teores totais de Zn, Pb e Cu, e verificaram que esses metais estavam ligados as formas mais estáveis da matéria orgânica e que menos de 2% desses elementos foram considerados biodisponíveis.

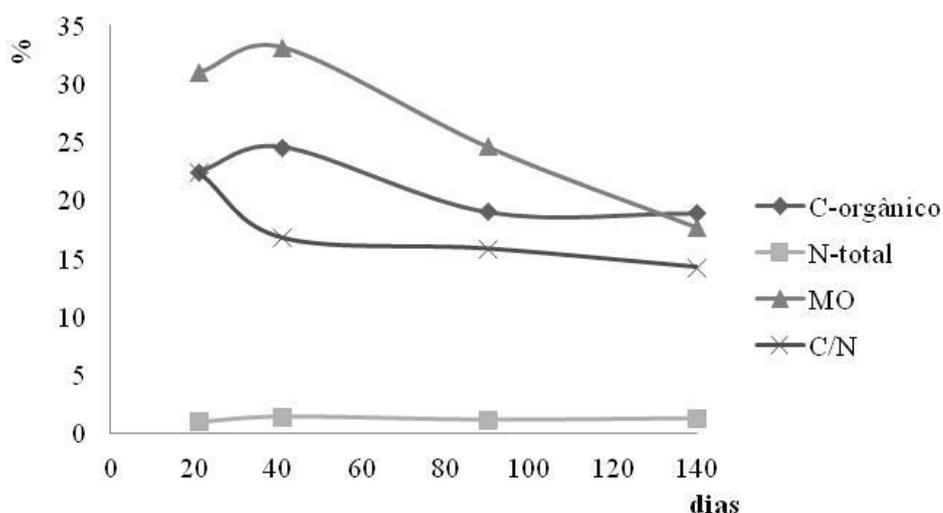


Figura 21 - Evolução nos teores de C, N, matéria orgânica (MO) e relação C/N durante processo de compostagem

Tabela 1 - Caracterização química do lodo de esgoto, poda de árvore e composto de lodo de esgoto e poda de árvore

Amostra	N	P	K	Ca	Mg	S
	-----%-----					
Lodo esgoto	3,5	1,1	0,1	1,4	0,3	0,9
Poda árvore	1,1	0,2	0,4	1,9	0,2	0,3
Composto de lodo de esgoto e poda de árvore	1,8	1,2	0,3	2,1	0,3	0,5

Quanto às formas nitrogenadas observa-se na Figura 22 mudança na sua distribuição no lodo e nos compostos orgânicos. No lodo, 60% do N-total encontram-se na forma orgânica e 40% na forma mineral ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ), enquanto que nos compostos, de ambas as pilhas, a distribuição é de 20% na forma mineral e 80% na forma orgânica. Tais resultados confirmam estudos de Amir et al. (2005), e Corrêa et al. (2006), indicando que o N-mineral liberado durante o processo de decomposição da matéria orgânica foi imobilizado junto às formas orgânicas, de liberação mais lenta no solo, reduzindo riscos de contaminação de águas subterrâneas com nitrato.

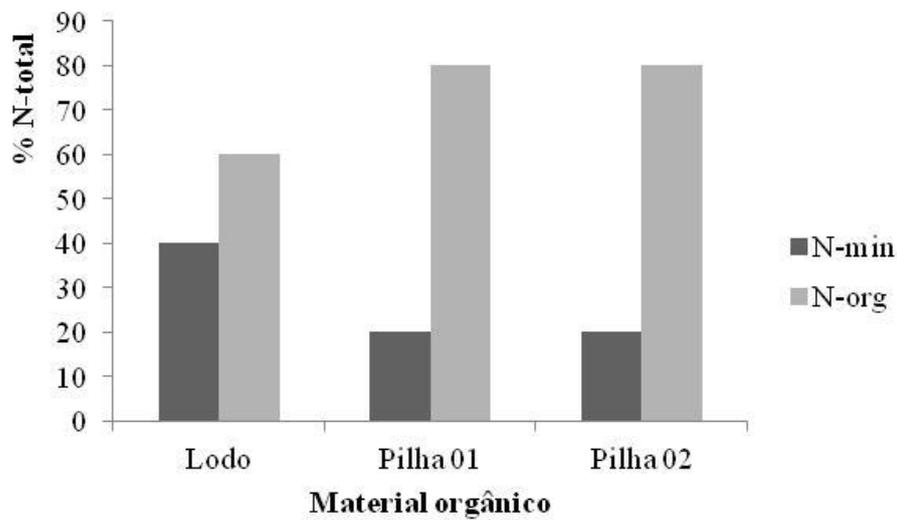


Figura 22 - Distribuição de formas de N no lodo e compostos finais

Tabela 2 - Comparação dos teores de substâncias inorgânicas presentes no lodo de esgoto e no composto orgânico com os parâmetros máximos permitidos pelas legislações vigentes.

Material	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Zn
	mg kg <sup>-1</sup>														
Lodo de esgoto	1,3	<1,0	220	1,6	<1,0	260	202	<1,0	387	1,2	54,6	26,3	<1,0	<1,0	690
Composto de lodo de esgoto	< 1,0	< 1,0	165	1,2	< 1,0	195	152	<1,0	290	<1,0	41	19,7	<1,0	<1,0	517
CONAMA 375	41	-	1300	39	-	1000	1500	17	-	50	420	300	100	-	2800
MAPA IN 27 (substrato/ condicionador)	20	-	-	8,0	-	500	-	2,5	-	-	175	300	80	-	-
MAPA IN 27 (fertilizante orgânico Classe D)	20	-	-	3,0	-	200	-	1,0	-	-	70	150	80	-	-

#### 4.2. Caracterização microbiológica do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore

A Figura 23 mostra a evolução diária das temperaturas médias das pilhas de compostagem. A fase termófila, caracterizada por temperaturas acima de 55° C, ocorreu nas duas pilhas a partir dos 15 dias, e permanece até os 35 dias. Temperaturas acima de 60°C são obtidas em ambas as pilhas durante 08 dias não consecutivos, especialmente após o revolvimento das mesmas. A Resolução nº 380 do CONAMA (BRASIL, 2006) cita que a temperatura das pilhas deve ser mantida acima de 40° C por pelo menos 14 dias, e a temperatura média durante este período deve ser maior que 45°C para desinfecção do lodo, de tal modo que o binômio tempo-temperatura obtido neste estudo seria suficiente para tal desinfecção.

Em estudo realizado por Jouraiphy et al. (2005) com compostagem de lodo de esgoto e resíduo vegetal, houve uma significativa redução na quantidade de clostrídios, que são agentes patogênicos, nos primeiros meses de compostagem pela obtenção de temperaturas entre 60 e 70°C. Os autores também observaram redução de outros microrganismos ao final dos 135 dias do processo de compostagem como bacilos e leveduras. Outros estudos envolvendo a compostagem com lodo de esgoto, como os realizados por Fernández et al. (2010) e Khalil et al. (2011) também obtiveram elevadas temperaturas capazes de eliminar ou reduzir a quantidade de microrganismos patogênicos presente no lodo de esgoto.

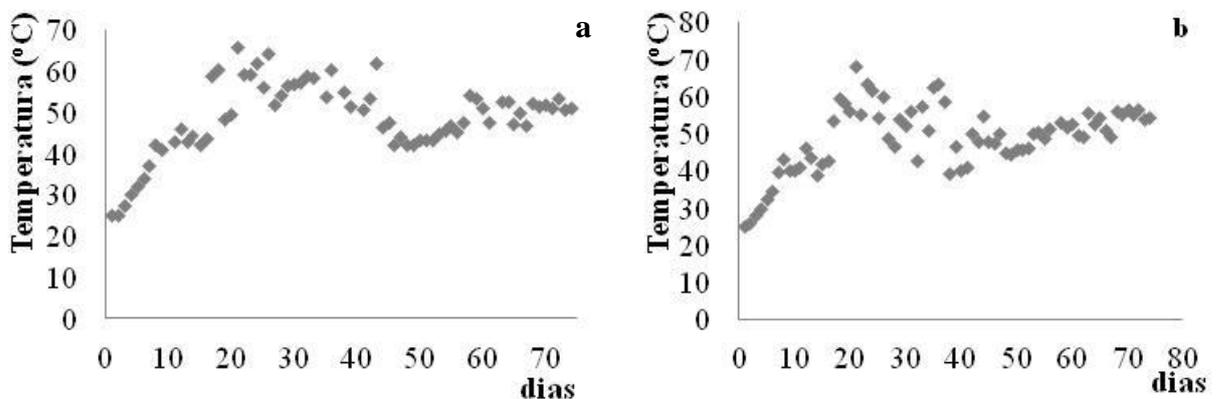


Figura 23 - Evolução das temperaturas médias da pilhas 1<sup>(a)</sup> e pilha 2<sup>(b)</sup> durante o processo de compostagem até fase mesófila

O lodo de esgoto da ETE-Franca apresentava no início do processo valores de  $10^7$  e  $10^6$  NMP/g de lodo seco para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Tais valores foram decrescendo até o final do processo de compostagem aos 120 dias (Tabela 3), finalizando em  $10^4$  e  $10^3$  de coliformes termotolerantes (totais) e *E.coli*/g de sólidos totais, respectivamente, valores próximos aos estabelecidos pela instrução normativa nº 27 do MAPA (BRASIL, 2006) e pela resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006).

Aos 90 dias observa-se que houve acréscimo na quantidade de coliformes termotolerantes na Pilha 1. As pilhas foram irrigadas com água de reuso, que apresentava <100 NMP/L de coliformes totais e <100 NMP/L de *E.coli*, podendo ter ocorrido recontaminação do material por fonte externa e/ou o recrescimento de *E. coli* (TURNER, 2002; KHALIL et al., 2011), dado que sua quantificação perfaz quase que a totalidade dos coliformes termotolerantes (Tabela 3). A irrigação das pilhas com água de reuso talvez tenha que ser suspensa após fase termófila do processo. Hassen et al. (2001), em alguns estudos realizados com coliformes fecais e totais, constataram um crescimento secundário desses microrganismos, durante a compostagem, e atribuíram isso a uma recontaminação do material durante o manuseio, ou estocagem do produto de forma incorreta.

Tabela 3 - Quantificação de coliformes totais e *E. coli* durante o processo de compostagem

Material		Teor de água	Coliformes totais	<i>E. coli</i>
		%	(termotolerantes)	
		-----NMP/g de sólidos totais-----		
Lodo de esgoto	Início	77,5	$4,4 \times 10^7$	$1,2 \times 10^6$
Pilha 1	30 dias	56,3	$5,5 \times 10^5$	$2,8 \times 10^5$
Pilha 2		45,6	$7,6 \times 10^5$	$5,5 \times 10^5$
Pilha 1	60 dias	53,1	$4,61 \times 10^5$	$<1,0 \times 10^4$
Pilha 2		54,15	$3,8 \times 10^6$	$7,1 \times 10^4$
Pilha 1	90 dias	54,81	$5,4 \times 10^6$	$< 1 \times 10^3$
Pilha 2		57,4	$1,48 \times 10^4$	$<1,0 \times 10^4$
Pilha 1	120 dias	42,3	$<5,1 \times 10^4$	$3,8 \times 10^3$
Pilha 2		54,8	$<5,4 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$

Quanto a *Salmonella* e protozoários observou-se sua ausência em 10 g de matéria seca, tanto no lodo de esgoto como nos compostos finais. No entanto, em estudos realizados com a presença de *Salmonella*, tem sido verificado que quando temperaturas de 55°C são obtidas por três dias, os níveis de *Salmonella* podem ser reduzidos a níveis abaixo do limite de detecção (WICHUK; MCCARTNEY, 2008). Da mesma forma, os mesmos autores tem verificado, em diversos estudos, que cistos e oocistos de protozoários são facilmente destruídos, por isso poucos estudos têm sido realizados com relação à determinação desses microrganismos em compostos finais, pela facilidade em se reduzir a quantidade desses, a valores abaixo do limite de detecção.

O lote de lodo de esgoto usado na compostagem apresentou em torno de 0,6 ovos de helmintos viáveis/g lodo seco (Tabela 4), valor 120% acima daquele estipulado pela resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006), e pela instrução normativa nº 27 do MAPA (BRASIL, 2006), fator que o classifica como classe B.

A ingestão de uma pequena quantidade de ovos de helmintos já representa um alto risco de infecção, em função disso, é importante que haja a redução desses patógenos (RUBIM, 1996). Observam-se na Tabela 4 que o processo de compostagem proporcionou a eliminação de tais patógenos entéricos, partindo de 35% de ovos viáveis no lodo para zero nos compostos orgânicos.

Logo, o processo de compostagem foi capaz de reduzir e eliminar os microrganismos patogênicos presentes em grande quantidade no lodo de esgoto. Apenas com relação aos coliformes termotolerantes os valores apresentados pelo composto apresentaram aumento aos 90 dias. Recomenda-se assim a não utilização de água de reuso na irrigação das pilhas após a fase termófila do processo de compostagem.

Tabela 4 - Viabilidade de ovos de helmintos no lodo e nos compostos

Helminto	Lodo			Pilha 01			Pilha 02		
	viáveis	inviáveis	total	viáveis	inviáveis	total	viáveis	inviáveis	total
	ovos por grama de sólidos totais								
<i>Ascaris sp.</i>	0,13	0,4	0,53	0	0,23	0,23	0	0,08	0,08
<i>Toxocara sp.</i>	0	0,26	0,26	0	0	0	0	0	0
<i>Trichuris trichiura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichuris vulpis</i>	0	0,04	0,04	0	0	0	0	0	0
Trichuroidea	0,04	0,26	0,30	0	0,23	0,23	0	0,06	0,06
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0,43	0,13	0,56	0	0,05	0,05	0	0,03	0,03
<i>Taenia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strongyloidea	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total geral	0,6	1,09	1,69	0	0,51	0,51	0	0,17	0,17
% viabilidade		35,5			0			0	
Protozoários		0			0			0	

### 4.3. Teste de respirometria

A estabilização das leituras no ensaio I do teste de respirometria, para o lodo de esgoto, ocorreu aos 213 dias (Figura 24). A evolução de CO<sub>2</sub> foi crescente de acordo com as doses aplicadas, e a máxima fração de decomposição foi de 10,2% do C-orgânico adicionado, para a dose de 42,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto (Tabela 5). Este resultado é semelhante aquele observado por Boeira e Ligo (2007), em teste realizado com dois lodos de esgoto digeridos anaerobicamente.

No ensaio II, a mesma tendência foi observada, isto é, as frações de decomposição do lodo de esgoto se elevaram com o aumento das doses aplicadas, e a decomposição se estabilizou aos 135 dias (Figura 25), sendo que a maior fração de degradação obtida foi para a maior dose aplicada de 480 t ha<sup>-1</sup> que foi igual a 25,3% (Tabela 6). Cabe ressaltar que esta

dose, cujo valor esteve mais próximo aquele exigido pela legislação paulista de 30% de degradação, é sete vezes maior que a dose recomendada para a cultura da cana de açúcar, e provavelmente conduziria a um excesso de nitrogênio na solução do solo, passível de lixiviação.

Frações de decomposição de lodo de esgoto em solos, na faixa de 20 a 60% do carbono orgânico total adicionado têm sido encontradas na literatura (ANDRADE et al., 2006, DA CAS, 2009). As baixas frações de degradação de lodos de esgotos em solos quando comparado a outros resíduos orgânicos, deve-se ao fato do material ser tratado de modo aeróbio e anaeróbio, com degradação dos materiais facilmente decomponíveis, restando compostos orgânicos mais recalcitrantes a decomposição, dessa forma a taxa de degradação do lodo de esgoto é dependente da intensidade dos processos biológicos utilizados para estabilização da matéria orgânica nas estações de tratamento de esgotos (ANDRADE et al., 2006).

Para o composto orgânico, a estabilização das leituras iniciou aos 241 dias (Figura 26), tempo maior que para o lodo de esgoto nos ensaios I e II. Evidenciando que a velocidade de degradação do composto orgânico é menor do que aquela do lodo de esgoto. Contudo, para o composto orgânico foi observado uma maior fração de degradação que o lodo de esgoto quando se considera o tempo total de realização do teste. A menor fração de degradação do composto de lodo de esgoto foi igual a 11,4% (Tabela 5) para a dose C1 igual a 69,4 t ha<sup>-1</sup>, maior que a fração de 10,2% obtida com a maior dose aplicada de lodo de esgoto no ensaio I 42,4 t ha<sup>-1</sup>.

Aos 241 dias a maior fração de degradação do composto orgânico foi de 12,3% observada para a maior dose aplicada de 277,8 t ha<sup>-1</sup> (Tabela 5). A maior fração de decomposição observada com a aplicação de composto poderia ser explicada pela melhoria nas propriedades químicas e físico-químicas do lodo de esgoto quando submetido ao processo de compostagem, assim como na redução de contaminantes disponíveis que poderiam prejudicar processos de decomposição microbiana (FONTAINE et al., 2003).

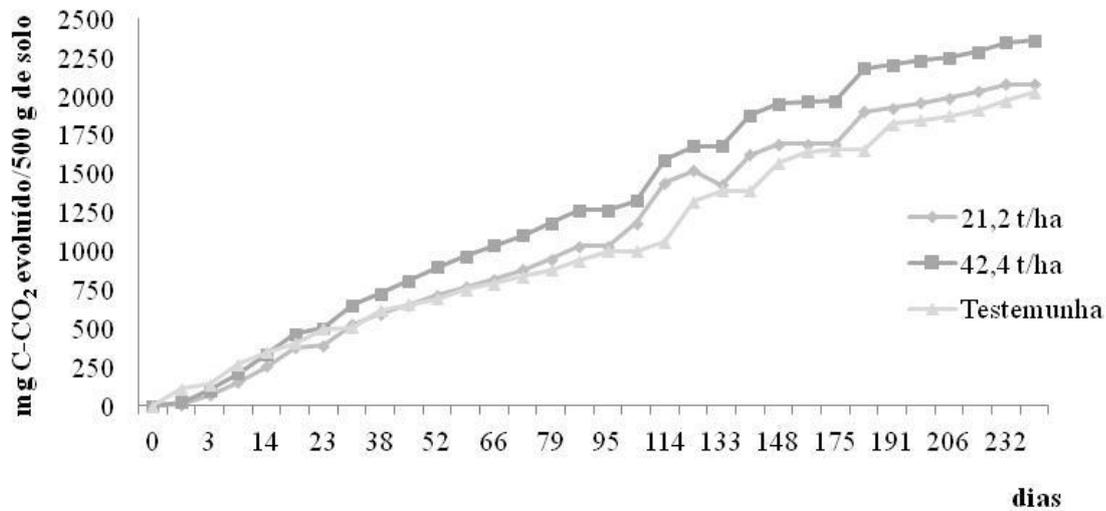


Figura 24 - Evolução de C-CO<sub>2</sub> em função das doses de lodo de esgoto aplicadas no ensaio I

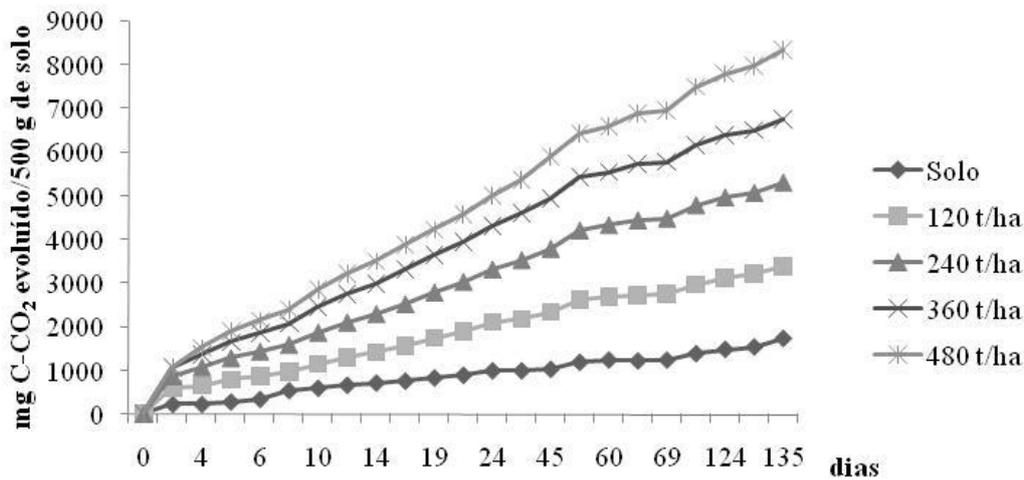


Figura 25 - Evolução de C-CO<sub>2</sub> em função das doses de lodo de esgoto aplicadas no ensaio II

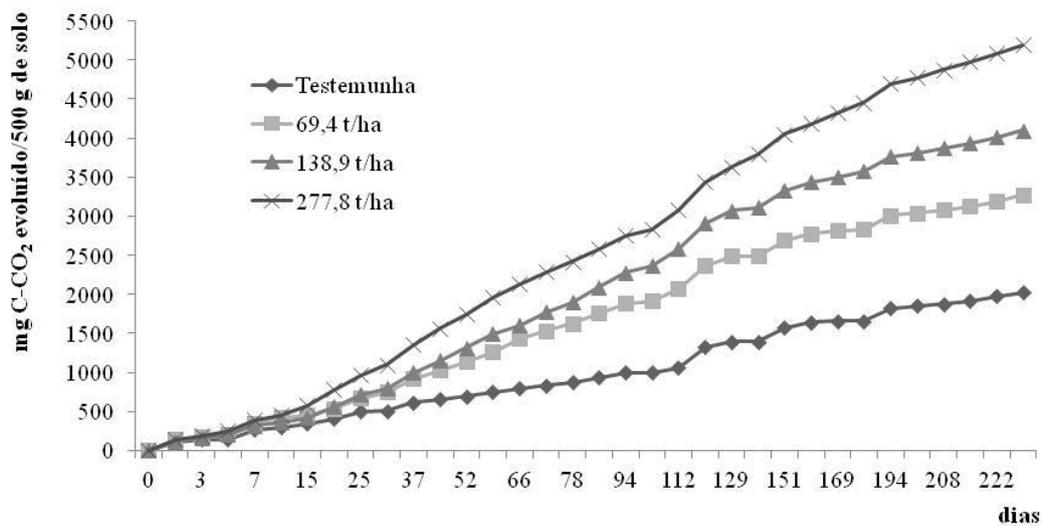


Figura 26 - Evolução de C-CO<sub>2</sub> em função das doses de composto de lodo de esgoto aplicadas

Em estudo realizado por Huang e Chen (2009) com doses de composto de lodo de esgoto em diferentes solos, foram encontrados frações de degradação do carbono orgânico variando de 6% a 16%, o que indica que o processo de compostagem foi completo produzindo uma grande quantidade de materiais orgânicos estáveis de baixa e lenta degradação (D'ORAZIO et al., 2005).

As baixas taxas de decomposição do material orgânico dos resíduos observadas, também, se devem ao fato do solo utilizado ter sido retirado da camada 0-0,20 m de um Nitossolo Háplico, textura argilosa. Sabe-se que a decomposição de resíduos orgânicos em solos argilosos sob condições tropicais é mais lenta devido à associação estável da matéria orgânica com minerais de carga variável como a caulinita, gibbsita, óxidos de ferro, e a fração silte que protegem a matéria orgânica do seu rápido decaimento, como observado por Bayer et al. (2002) e Bertoncini et al. (2008).

Contudo, fica evidente neste estudo, que a fração de degradação desse tipo de material orgânico em solo argiloso sob condição tropical, está abaixo daquela estabelecida pela legislação do estado de São Paulo de 30% (CETESB, 1999). Assim, para que o uso agrícola desse resíduo se torne uma realidade é necessária à realização de estudos aprofundados, com diferentes doses, resíduos e tipos de solo, que comprovem tais frações e que essas não tragam prejuízos agrícolas ou ambientais ao sistema solo-água-plantas, mas representam a presença de substâncias orgânicas de degradação mais lenta, representadas pelas substâncias húmicas no caso do composto orgânico, e a presença de compostos orgânicos de mais difícil degradação no lodo de esgoto resultantes de processo de tratamento aeróbio e anaeróbio de esgotos domésticos (SANTOS et al., 2002; ANDRADE et al., 2006; BOEIRA; LIGO, 2007), que contribuiriam com o aporte de matéria orgânica, tão almejada nestes tipos de solos.

Ajustando os resultados obtidos no teste de respirometria à equação de cinética química de primeira ordem, observa-se que o coeficiente de correlação de todos os resultados, tanto para o teste I quanto para o teste II esteve em torno de 0,92 e 0,99 (Tabela 5 e Tabela 6) indicando bom ajuste dos dados a este modelo matemático (SAVIOZZI et al., 1997; REIS; RODELLA, 2002; TELES et al., 2009).

Tabela 5 - Parâmetros da equação de cinética de primeira ordem ajustados aos dados de liberação de CO<sub>2</sub> dos tratamentos com diferentes doses (base úmida) dos resíduos observados no ensaio I, e fração de degradação

Dose do Resíduo	<i>C-degradado</i> <sup>(1)</sup>	<i>C</i> <sub>0</sub> <sup>(2)</sup>	<i>R</i> <sup>2(3)</sup>	<i>k</i> <sup>(4)</sup>	<i>T</i> <sub>1/2</sub> <sup>(5)</sup>	Fração de degradação
Lodo de Esgoto						
t ha <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----			dia <sup>-1</sup>	dia	%
0	3.963,6 B	5.815,5 A	0,98	0,005 C	151,9 A	8,9 B
21,2 (L1)	4.202,7 B	5.483,7 A	0,98	0,008 B	88,9 B	9,1 B
42,4 (L2)	4.827,4 A	5.520,7 A	0,98	0,010 A	72,1 B	10,2 A
Composto de Lodo de Esgoto						
0	3.963,66 D	5.815,5 D	0,98	0,005 B	151,9 A	8,9 B
69,4 (C1)	6.164,7 C	8.380,0 C	0,99	0,006 A	115,6 B	11,3 A
138,9 (C2)	8.253,6 B	11.725,45 B	0,99	0,005 B	128,6 AB	11,6 A
277,8 (C3)	10.297,5 A	15.827,5 A	0,99	0,005 B	150,2 A	12,3 A
CV	4,0	6,5		6,0	7,4	4,3

<sup>(1)</sup> C-degradado = quantidade de carbono liberado acumulado na forma de CO<sub>2</sub> até os 241 dias; <sup>(2)</sup> C<sub>0</sub> = carbono potencialmente mineralizável em 241 dias de incubação; <sup>(3)</sup> R<sup>2</sup> = coeficiente de correlação do modelo de Stanford & Smith (1972); <sup>(4)</sup> k dia<sup>-1</sup> = velocidade de decomposição; <sup>(5)</sup> T<sub>1/2</sub> = meia vida. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, entre as mesmas doses de lodo e compostos, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas para as doses dentro de cada resíduo não diferem entre si. (Tukey 5%).

No ensaio I, para as doses de lodo de esgoto aplicadas, observa-se que a dose L2 (42,4 t ha<sup>-1</sup>) foi a que apresentou maior valor de *C-degradado*, seguido pela dose L1 que não diferiu significativamente do tratamento testemunha (Tabela 5). Já para o composto orgânico observa-se diferença significativa entre todos os tratamentos, os quais apresentaram aumento da quantidade de C-CO<sub>2</sub> liberado com o aumento das doses de composto orgânico aplicado. E observa-se que mesmo a menor dose de composto de lodo de esgoto apresentou maior valor de *C-degradado* quando comparado ao lodo de esgoto.

Para os valores estimados da quantidade de C-CO<sub>2</sub> potencialmente liberado pelos tratamentos (*C*<sub>0</sub>) não houve diferença significativa entre as doses de lodo aplicadas e o tratamento testemunha. Diferentemente, os tratamentos com composto orgânico apresentaram diferença significativa entre todos os tratamentos, e aumento dos valores de *C*<sub>0</sub> com o aumento da dose de composto de lodo de esgoto aplicada, assim como observado para os valores de *C-degradado*. A dose C3, equivalente a maior dose de composto orgânico estudado apresentou o maior valor de *C*<sub>0</sub>.

Da mesma forma, todas as doses de composto de lodo de esgoto utilizadas apresentaram maior valor de  $C_0$  quando comparado às doses de lodo de esgoto, como observado para os valores de *C-degradado*. Provavelmente devido à adição de um material orgânico com melhores características químicas e físico-químicas (FONTAINE et al., 2003) proporcionadas pelo processo de compostagem.

Em estudo com lodos de esgotos provenientes de diferentes sistemas de tratamento e um composto de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar e resto de poda de árvore, Andrade et al. (2006) encontraram frações de degradação variando de 5 a 22%. Baixa fração de degradação, igual a 7%, também foi encontrada para o lodo de esgoto proveniente da decantação de efluente sanitário em lagoas, durante período de um ano, e posterior tratamento em lagoa aeróbia durante período de 120 dias, que proporcionaram maior remoção dos compostos facilmente decomponíveis.

A velocidade de degradação ( $k$ ) dos tratamentos com lodo de esgoto aumentou com o aumento das doses aplicadas, diferindo significativamente entre si. Já para o composto observou maior velocidade de degradação para a menor dose de composto orgânico aplicado, a dose C1 ( $69,4 \text{ t ha}^{-1}$ ), seguido pelas doses C2 ( $138,9 \text{ t ha}^{-1}$ ), C3 ( $277,8 \text{ t ha}^{-1}$ ) e tratamento testemunha que não diferiram entre si. Além disso, para todas as doses de lodo de esgoto, os valores da constante  $k$  foram maiores do que os valores observados para as doses de composto de lodo de esgoto.

O tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ) apresenta comportamento inverso a constate  $k$ , ou seja, para os tratamentos com lodo de esgoto foram obtidos menores valores para as doses L1 e L2 quando comparado ao tratamento testemunha, como esperado para tais parâmetros. Já para o tratamento com composto de lodo de esgoto, foram obtidos menores valores para a dose C1, seguido pelas doses C2 e dose C3 e tratamento testemunha que não diferiram entre si. Da mesma forma, observa-se que os valores dessa constante foram maiores para todas as doses de composto de lodo de esgoto quando comparadas as doses de lodo de esgoto utilizadas, provavelmente refletindo a maior quantidade de compostos orgânicos mais estáveis, formados durante o processo de compostagem (BERTONCINI et al., 2008; D'ORAZIO, 2006). Andrade et al. (2006), realizaram ajuste de um teste respirometria conduzido por 70 dias e também encontraram maiores valores para meia vida de um composto de lodo de esgoto quando comparado ao lodo de esgoto utilizado no processo de compostagem. Os valores obtidos foram equivalentes a 33 dias para o composto orgânico e 11 dias para o lodo de esgoto.

Para o ensaio II, realizado somente para o lodo de esgoto com doses muito maiores que a dose agrônômica recomendada para a cana-de-açúcar de 67 t ha<sup>-1</sup>, observa-se que os valores dos parâmetros *C-degradado*, *C<sub>0</sub>*, e fração de degradação diferiram significativamente e mostraram-se crescentes com o aumento da dose de lodo de esgoto aplicada ao solo. Silva et al. (2010) também encontraram, em teste realizado com sucessivas aplicações de lodo de esgoto, aumento do C-CO<sub>2</sub> emanado com o aumento das doses de lodo de esgoto aplicadas, embora, tenha encontrado redução no valores da fração de degradação com o aumento das doses de lodo.

Tabela 6 - Parâmetros da equação de cinética de primeira ordem ajustados aos dados de liberação de CO<sub>2</sub> do tratamento com doses (base úmida) de lodo de esgoto no ensaio II e fração de degradação

Dose do Resíduo	<i>C-degradado</i> <sup>(1)</sup>	<i>C<sub>0</sub></i> <sup>(2)</sup>	<i>R</i> <sup>2(3)</sup>	<i>k</i> <sup>(4)</sup>	<i>T</i> <sub>1/2</sub> <sup>(5)</sup>	Fração de degradação
Lodo de Esgoto						
t ha <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----			dia <sup>-1</sup>	dia	%
0	3.796,0 E	2.962,1 E	0,92	0,042 BC	16,7 A	8,5 E
120 (L3)	7.060,0 D	6.263,9 D	0,97	0,043 ABC	16,2 A	14,0 D
240 (L4)	10.548,2 C	9.554,7 C	0,97	0,046 AB	15,0 A	18,9 C
360 (L5)	13.683,4 B	12.303,0 B	0,98	0,047 A	15,0 A	22,3 B
480 (L6)	16.939,0 A	15.436,2 A	0,98	0,041 C	17,2 A	25,3 A
CV (%)	5,8	6,1		3,9	5,9	5,5

<sup>(1)</sup> C-degradado = quantidade de carbono liberado acumulado na forma de CO<sub>2</sub> até os 135 dias; <sup>(2)</sup> C<sub>0</sub> = carbono potencialmente mineralizável em 135 dias de incubação; <sup>(3)</sup> R<sup>2</sup> = coeficiente de correlação do modelo de Stanford & Smith (1972); <sup>(4)</sup> *k* dia<sup>-1</sup> = velocidade de decomposição; <sup>(5)</sup> T<sub>1/2</sub> = meia vida. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas para as doses dentro de cada resíduo não diferem entre si. (Tukey 5%).

Já Roig et al. (2012), em estudo com sucessivas aplicações de lodo de esgoto, totalizando elevada dose acumulada do resíduo, observaram tendência semelhante a observada nesse estudo, isto é, aumento nos valores da fração de decomposição do material orgânico do lodo de esgoto com o aumento das doses aplicadas do resíduo.

A velocidade de degradação foi maior para a dose L5, seguido pelas doses, L3, L4 e tratamento testemunha, sendo que a maior dose de lodo de esgoto utilizada proporcionou redução no valor da constante *k* (Tabela 6), indicando redução da velocidade de degradação do resíduo, que pode ter ocorrido pelo acúmulo de material orgânico adicionado ao sistema,

acima da capacidade de depuração do solo, ou pela inibição da atividade dos microrganismos pela presença de poluentes/contaminantes nesta dose de  $480 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de esgoto.

Os valores do tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ), no ensaio II, não diferiram entre si para os tratamentos testados, evidenciando a rápida decomposição do lodo ao solo quando doses elevadas do resíduo são adicionadas ao solo (Tabela 6).

#### 4.4. Teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação

A realização do teste de mineralização de nitrogênio com lixiviação seguiu a Norma P 4.230 (CETESB, 1999). O teste se mostrou prático, e rápido, pois em um único dia realizava-se o processo de lixiviação e determinação dos valores de N, especialmente quando se considera um volume grande de amostras, sem necessidade de destilação e titulação, que são processos trabalhosos e demorados.

O teste de mineralização com lixiviação melhorou a repetibilidade dentro dos tratamentos, pois a extração das formas mineralizadas foi realizada dentro da mesma coluna, simulando o processo ao longo do tempo. Cerca de 40% das determinações de nitrato tiveram o desvio padrão na faixa de 0 a 0,5 para médias variando de 1,5 a  $4,7 \mu\text{g mL}^{-1}$ , e outros 36% estiveram na faixa de 1,0 a 2,4 para médias variando de 2,5 a  $5,4 \mu\text{g mL}^{-1}$ . Para o  $\text{N-NH}_4^+$ , 68% das determinações estiveram na faixa de desvio padrão de 0 a 0,5 para médias variando de 0 a  $3,5 \mu\text{g mL}^{-1}$ .

O método colorimétrico detectou a faixa de 3,0 a  $12,0 \text{ mg L}^{-1}$  para  $\text{N-NO}_3^-$ , e 0,3 a  $1,3 \text{ mg L}^{-1}$  para  $\text{N-NH}_4^+$ , aumentando a eficiência de determinação das formas minerais de N, em alíquotas com volume variando de 1,0 a 4,0 mL, indicando a utilização do método para amostras ambientais no qual o volume de extrato obtido, algumas vezes é muito baixo, como por exemplo no caso de extração de solução de solo retirada por meio de cápsulas porosas, extratos de saturação, lixiviados, entre outros.

O lodo de esgoto, para utilização no ensaio, foi previamente seco a  $40^\circ\text{C}$  e apresentou teor de água a  $65^\circ\text{C}$  igual a 30,8 %, o composto de lodo de esgoto, que não foi utilizado seco, apresentou teor de água a  $65^\circ\text{C}$  igual a 47,4%. Os teores de N-total do lodo e composto de lodo de esgoto (base seca) utilizados na realização do teste foram 3,5 e 1,8%, e a relação C/N foi 6/1, e 12/1, respectivamente.

A maior taxa de mineralização de nitrogênio para os dois resíduos aplicados ocorreu na menor dose de resíduo incorporada ao solo. Para o composto orgânico, esta menor dose forneceu em torno de 75% da necessidade de N da cana-de-açúcar, com taxa de degradação de N de 132% que indica degradação inclusive do N nativo do solo, e para o lodo de esgoto a degradação do nitrogênio foi de 68,6%, fornecendo em torno de 49% da necessidade da cultura (Tabela 7), o que exigiria complementação com nitrogênio mineral para nutrição da cultura. Para esta dose, observa-se que a fração de mineralização foi muito maior que àquelas sugeridas pela Resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006), de 10 e 20%, para o lodo e composto, respectivamente.

Tabela 7 - Fração de mineralização do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto

Doses de Resíduo	N - aplicado	N - Mineralizado	Fração de Mineralização	N fornecido à cultura de cana de açúcar
Lodo de Esgoto				
t ha <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----		-----%-----	kg ha <sup>-1</sup>
3,6 (L1)	42,9	29,4	68,6	58,8
7,2 (L2)	85,7	15,3	17,9	30,6
14,4 (L3)	171,4	58,4	34,1	116,8
Composto de Lodo de Esgoto e Poda de Árvore				
7,2 (C1)	33,9	44,9	132,3	89,8
14,4 (C2)	67,9	8,0	11,7	16,0
28,8 (C3)	135,7	55,3	40,8	110,6

Também, para esta menor dose ficou evidenciado o efeito “priming”, isto, é a mineralização do nitrogênio nativo no solo, para o solo tratado com composto orgânico. Efeito esse indesejado para a manutenção da fertilidade dos solos sob condições tropicais, que são deficientes em matéria orgânica. A adição de um material orgânico rico em nutriente e estabilizado como o composto orgânico, ativa e acelera a microbiota do solo, degradando até mesmo o nitrogênio já existente no solo (FONTAINE et al., 2003).

Como discutido anteriormente no item 4.1, melhorias nas características químicas do lodo de esgoto foram obtidas pelo processo de compostagem, como o aumento na proporção do N-total que se encontrava na forma orgânica nos compostos finais com relação ao lodo de esgoto e redução na porção do N-total que se encontrava na forma mineral ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ), indicando que o N-mineral liberado durante o processo de decomposição da matéria orgânica foi imobilizado às formas orgânicas, de liberação mais lenta no solo. Assim como incremento nos teores de K e Ca e redução dos teores de metais pesados nos compostos finais quando comparado ao lodo de esgoto.

Para o lodo de esgoto, observa-se no tratamento L2, que a fração de mineralização de N foi de 18% do nitrogênio aplicado, fornecendo 26% da necessidade em nitrogênio da planta (Tabela 7), bem próxima a taxa de mineralização preconizada pela norma. O mesmo efeito ocorreu para a dose C2 do composto, considerando a taxa de mineralização de 10% preconizada pela Resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). Esta segunda dose foi a que esteve mais próxima às taxas de mineralização preconizadas pela Resolução CONAMA, tanto para o lodo como para o composto orgânico, e foi aquela que esteve mais distante em atender as necessidades da cultura da cana-de-açúcar no que concerne a fertilização com nitrogênio. Contudo, comparando as doses L1 e C1 e as doses L2 e C2, observa-se drástica redução nas taxas de mineralização dos resíduos, indicando provavelmente redução da atividade microbiana.

Para as doses maiores de resíduos L3 e C3, observam-se aumentos de duas e quatro vezes na taxa de mineralização observada para as doses L2 e C2, justificando o maior conteúdo de material orgânico presente sujeito a decomposição, e ao mesmo tempo maior taxa de decomposição do composto quando comparado ao lodo, como, também, observado na dose C1. Nestas doses, as taxas de mineralização foram de 34 e 41%, para o lodo e composto orgânico, respectivamente, superiores aquelas sugeridas pela Resolução CONAMA, e forneceriam em torno de 97% e 92% da necessidade de nitrogênio da cultura (Tabela 7).

Diversos estudos realizados no Brasil com lodo de esgoto encontraram valores superiores ao previsto pela legislação, considerando a média de doses aplicadas e suas taxas de mineralização. Boeira (2009) encontrou para lodos de duas estações de tratamento valores iguais a 25% e 34%. Corrêa et al. (2006), encontraram taxas iguais a 25% e Boeira et al. (2002) encontraram taxas entre 34% e 37%.

Observa-se, que nas doses marginais de resíduos L1 e C1 e L3 e C3 há maior decomposição do composto orgânico quando comparado ao lodo, contrariando algumas conclusões de estudos que a decomposição seria menor para o composto orgânico, como

observado por Corrêa et al. (2006). É necessário, contudo, salientar que nestes estudos verificados na literatura, confrontam-se quantidades iguais de lodo e composto adicionados ao solo, e sabe-se que os teores de N-total de compostos são bem menores que aqueles encontrados em lodos, já desconsiderando o teor de água dos materiais, refletindo obviamente em menor teor de nitrogênio mineralizável.

Corrêa et al. (2006) observaram que as taxas de mineralização para o composto orgânico foram maiores que aquelas obtidas para o lodo de esgoto, tanto para o Espodossolo como para um Oxisolo. Para o Oxisolo, solo com características mais próximas ao Nitossolo estudado, a taxa de mineralização do lodo foi de 25%, e do composto foi de 38%, durante 23 semanas de incubação, contrariando a hipótese dos autores que materiais orgânicos mais estabilizados, e humificados apresentariam menor taxa de liberação de nitrogênio, quando comparado a material orgânico *in natura* como o lodo de esgoto.

Ajustando-se os dados do teste de mineralização ao modelo exponencial de primeira ordem de Standford e Smith (1972) observa-se para todas as doses de lodo e composto aplicadas, coeficientes de correlação entre 0,97 e 0,99 (Tabela 8). O modelo proposto pelos autores determina os teores de N mineral acumulado ( $N_{mac}$ ) ao longo de 21 semanas, que foi o período em que o experimento foi conduzido, e estima um valor de  $N_0$ , que seria o nitrogênio potencialmente mineralizado neste período, assim como estima a constante  $k$ , que se refere à velocidade do processo de mineralização de nitrogênio. Por meio desses valores é possível estimar o parâmetro tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ), que seria o tempo em semanas necessário para que 50% do valor estimado de  $N_0$  fosse mineralizado.

Entre as doses de lodo de esgoto aplicadas ao solo, verifica-se que a dose L3 apresentou maior teor de N-mineralizável acumulado ( $N_{mac}$ ), sendo seguidas das doses L2 e L1, que não diferiram entre si, e o teor mais baixo foi observado no tratamento testemunha (Tabela 8). Para o composto orgânico, em concordância com os resultados observados na Tabela 8, nota-se que as doses marginais C1 e C3 apresentam maiores teores de N mineral acumulado, e que o tratamento C2 foi semelhante ao solo testemunha, fornecendo quantidades baixas de N-mineral.

Quando se compara o teor de N-mineral acumulado entre as doses, nota-se para a dose L1 e C1 maior valor para o composto quando comparado ao lodo de esgoto, e valores menores para as segundas (L2 e C2) e terceiras doses (L3 e C3). Apesar da terceira dose de composto ter apresentado menor quantidade de nitrogênio mineralizado acumulado, a

degradação do resíduo foi maior quando comparado ao lodo de esgoto (Tabela 7), de 40,8% para o composto de lodo de esgoto e 34,1% para o lodo de esgoto. Logo essa maior quantidade de N mineralizado acumulado do lodo de esgoto se deve a maior quantidade de N total aplicado para a dose L3 de lodo de esgoto, e não a maior mineralização desse resíduo.

Tabela 8 - Estimativa do potencial de mineralização do nitrogênio pela equação de Stanford e Smith (1972)

Dose do Resíduo	$N_{mac}^{(1)}$	$N_0^{(2)}$	$R^{2(3)}$	$k^{(4)}$	$T_{1/2}^{(5)}$
Lodo de Esgoto					
t ha <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----			k semana <sup>-1</sup>	Semanas
0	100,0Ca	225,6Aa	0,98	0,029Aa	26,4Aa
3,6 (L1)	126,9Bb	170,4Ab	0,98	0,054Aa	11,8Ba
7,2 (L2)	114,4Ba	139,9aAa	0,97	0,070Aa	10,1Ba
14,4 (L3)	150,9Aa	222,5Ab	0,97	0,054Aa	13,6ABb
Composto de Lodo de Esgoto					
0	100,0Ba	225,6BCa	0,98	0,029Ba	26,4Ba
7,2 (C1)	135,5Aa	264,3Ba	0,99	0,034Bb	21,0Ba
14,4 (C2)	106,8Bb	154,9Ca	0,98	0,077Aa	15,8Ba
28,8 (C3)	137,9Ab	552,6Aa	0,99	0,015Bb	48,0Aa
CV %	6,9	16,6		35,1	26,5

<sup>(1)</sup>  $N_{mac}$  = N mineral acumulado; <sup>(2)</sup> nitrogênio potencialmente mineralizado; <sup>(3)</sup>  $R^2$  = coeficiente de correlação do modelo de Stanford & Smith (1972); <sup>(4)</sup>  $k$  semana<sup>-1</sup> = velocidade de decomposição; <sup>(5)</sup>  $T_{1/2}$  = meia vida. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, entre as mesmas doses de lodo e compostos, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas, para as doses dentro de cada resíduo, não diferem entre si. (Tukey 5%).

A velocidade de decomposição ( $k$  semana<sup>-1</sup>) do material orgânico foi igual para todas as doses de lodo aplicadas. Já para o composto a maior velocidade de decomposição foi para a dose C2, e as demais não diferiram significativamente entre si. Já quando se compara a constante  $k$  dos resíduos, observa-se que as doses C1 e C3 diferiram das doses L1 e L3, sendo que para essas doses a velocidade de mineralização do lodo de esgoto foi maior que a do composto, já para as doses L2 e C2 não diferiram significativamente entre si.

O tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ) apresenta uma relação inversamente proporcional a constante  $k$ . O tempo de meia vida obtido para o tratamento testemunha foi significativamente maior quando comparado ao tempo referente às demais doses de lodo aplicadas, que diferiram entre si, podendo indicar que o material orgânico nativo do solo é mais resistente à decomposição do que aquele fornecido pelo lodo de esgoto.

Para o composto orgânico, o tempo de meia vida não diferiu entre o solo testemunha e as doses C1 e C2, podendo indicar semelhança na qualidade do material orgânico nativo do solo e aquele incorporado via composto orgânico. Quando se incorpora maior volume de composto orgânico como na dose C3, observa-se que o tempo de meia vida aumenta significativamente em relação ao solo testemunha e as demais doses aplicadas.

Quando se compara o tempo de meia vida dos materiais orgânicos incorporados ao solo entre as mesmas doses de lodo e composto, observa-se que não difere significativamente para as doses 0, L1 e C1, e não difere, também, para L2 e C2. Para as maiores doses (L3 e C3) nota-se que o tempo de meia vida é 3,5 vezes maior para o composto orgânico quando comparado ao lodo de esgoto, indicando, talvez, acúmulo de substâncias húmicas, de mais difícil decomposição (D'ORAZIO et al., 2005; SANTOS et al., 2002), que simularia a aplicação sucessiva de composto orgânico a solos, e aumento real de seu *pool* de matéria orgânica, condição desejável para solos sob condições tropicais, pobres em matéria orgânica, e com dificuldades de manter seu teor em função das condições favoráveis a rápida decomposição. Também, Epstein (1997) cita que o material orgânico presente em lodos digeridos é composto por citoplasma de bactérias resultantes do processo de decomposição, proteínas facilmente decompostas em solos, explicando o menor tempo de meia vida do resíduo no solo.

Deve-se considerar que em solos argilosos como este utilizado no ensaio, há redução na velocidade de decomposição de material orgânico em virtude da formação de complexos organo-minerais (BERTONCINI et al., 2005; BAYER et al., 2002) que impedem o rápido decaimento do material orgânico no solo.

O tratamento testemunha apresentou tempo de meia vida de 26,4 semanas, valor maior que aquele encontrado por Stanford e Smith (1972) de 12,8 semanas, em estudo realizado com 39 solos dos EUA, e de 12,6 semanas encontrado por Mariano (2010) em estudo realizado com Latossolos vermelhos e vermelhos amarelos eutróficos e distróficos coletados no estado de São Paulo, provavelmente em função da textura muito argilosa do Nitossolo deste estudo. Mariano (2010) encontrou correlação positiva entre  $N_{mac}$  e teor de argila, explicando a variabilidade entre os valores encontrados.

Tão importante quanto se determinar a fração de mineralização do resíduo a ser aplicado é a avaliação do período em que esse nitrogênio será disponibilizado para a planta, devendo coincidir com o período de maior exigência nutricional da planta, que para a cultura da cana de açúcar vai de dezembro a abril. Na Figura 27, simula-se a aplicação dos resíduos ao longo dos meses, com as doses L3 e C3, que estiveram próximas a suprir a necessidade de nitrogênio da cana-de-açúcar. Observa-se que a liberação de nitrogênio para o lodo ocorre já no primeiro mês de aplicação, em torno de  $40 \text{ kg ha}^{-1}$ , valor este atingido pelo composto apenas no terceiro/quarto mês após sua aplicação.

Considerando-se o cultivo da cana na região sudeste do Brasil, em que as precipitações pluviométricas são altas nos meses de dezembro até março, seria interessante programar a aplicação do lodo de esgoto antes deste período, reduzindo assim perdas de nitrato por lixiviação, dado que é pequena a possibilidade da cultura absorver esta quantidade de nitrogênio em um mês. A aplicação no mês de setembro ou mesmo antes, talvez fosse interessante, se houvesse umidade no solo suficiente para decomposição do material.

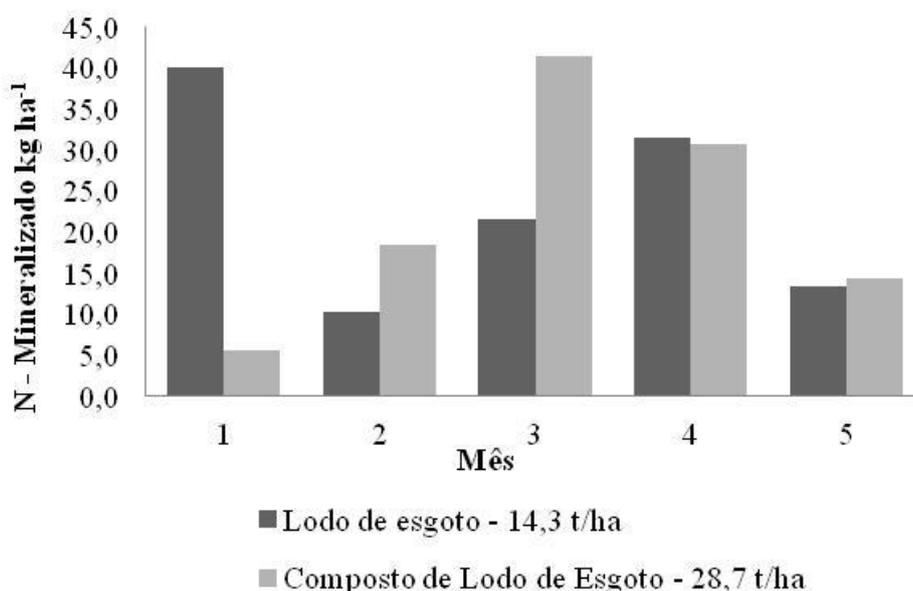


Figura 27 - Simulação da evolução da liberação das formas minerais de nitrogênio ao longo de 05 meses

Para o composto orgânico, observa-se que a marcha de decomposição é mais lenta, com picos maiores no terceiro e quarto meses após a aplicação (Figura 27), o que justifica a conclusão de que materiais mais humificados apresentam processos mais lentos de decomposição quando comparados a materiais *in natura*. Como para o caso do lodo, a aplicação do composto deveria concentrar-se também, antes do período chuvoso.

Ressalta-se que o atual estudo considera apenas uma aplicação dos resíduos incorporados ao solo. Em casos, em que haja um efeito residual de aplicações anteriores no solo, ou mesmo em casos em que os resíduos tenham sido aplicados no campo sem incorporação, como no caso em que o material é aplicado sobre a palhada da cana colhida mecanicamente, esses dados podem não ser aplicados. Silva et al. (2010) verificaram, em área com histórico de aplicação de lodo de esgoto de seis anos com três doses diferentes do resíduo, variação nas frações de mineralização do resíduo em função da dose aplicada e do histórico de aplicação, proporcionando um aumento na quantidade de nitrogênio disponível para as plantas.

Novos estudos devem ser realizados, confrontando materiais orgânicos *in natura* e humificados em diferentes tipos de solos, para confirmação destes resultados. A maior taxa de decomposição observada com a aplicação de composto poderia ser explicada pela melhoria nas propriedades químicas e físico-químicas do lodo de esgoto quando submetido ao processo de compostagem, conforme pode ser observado na Tabela 7, e anteriormente discutido, assim como na redução de contaminantes disponíveis que poderiam prejudicar processos de decomposição microbiana (FONTAINE et al., 2003).

De modo geral, os resultados parecem confirmar que as doses de lodo de esgoto e composto sugeridas para aplicação no campo pela legislação vigente, são muito maiores que aquelas encontradas como ótimas para o fornecimento de nitrogênio as culturas observadas em estudos de laboratório, mesmo considerando que no campo há outros fatores envolvidos que possam acelerar ou não o processo de decomposição. Ressalta-se, ainda que o solo utilizado no estudo apresenta textura argilosa, nos quais as taxas de decomposição são bem menores que aquelas encontradas em solos arenosos, uma vez que minerais de argila protegem o material orgânico do rápido decaimento (BERTONCINI et al., 2005; BAYER et al., 2002).

#### **4.5. Produtividade e análise tecnológica da cana-de-açúcar**

Foram feitas as análises tecnológicas a fim de verificar a qualidade do produto colhido sob fertilização com lodo de esgoto, composto de lodo de esgoto, fertilizante mineral e tratamento testemunha. As avaliações foram feitas para o ano de 2010, na terceira soqueira, a fim de avaliar os efeitos do primeiro ano de fertilização com os resíduos e também foram

feitas as avaliações para o ano de 2011, na quarta soqueira, a fim de avaliar o efeito residual da mineralização dos resíduos orgânicos aplicados apenas uma vez.

Realizando as análises estatísticas, foi possível observar que tanto para a terceira soqueira quanto para a quarta soqueira, entre os três tipos de fertilizações (lodo de esgoto, composto de lodo de esgoto e fertilização mineral), não houve diferenças significativas entre os tratamentos para os parâmetros produtividade, BRIX, POL% cana, POL% caldo, %fibra, pureza, e produção de açúcar, indicando que o tipo de fertilização não interfere na produtividade e qualidade do produto colhido (Tabela 9). Em estudo realizado por Marques et al. (2007) com doses diferentes de lodo de esgoto em cana de açúcar e fertilização mineral, também não foi verificado diferença significativa entre os dois tipos de fertilização para os mesmos parâmetros.

No entanto, para a terceira soqueira, quando se considera as doses de resíduos utilizadas, há diferenças significativas para as variáveis: produtividade, POL% cana e produção de açúcar, e para a quarta soqueira, observa-se que há diferenças significativas para as variáveis produtividade e produção de açúcar (Tabela 9).

Para a terceira soqueira, o modelo linear é o que melhor representa o acréscimo de produtividade da cultura e de produção de açúcar obtido por hectare em função da elevação das doses usadas de lodo e composto de lodo de esgoto. Existindo uma tendência crescente no aumento da produtividade, com o aumento das doses de resíduos, que foram 9,6%, 18% e 20% maiores que o tratamento testemunha para as doses T1, T2 e T3, respectivamente. Até a dose T2 é possível observar um maior efeito sobre o aumento em produtividade (Figura 28). Em estudo realizado por Franco (2009) com diferentes doses de lodo de esgoto baseado no fornecimento de nitrogênio para a cana planta, foi obtido o maior incremento em produtividade para a dose que forneceria 100% da necessidade em nitrogênio para a planta.

Em estudo realizado por Camargo et al. (2012), com diferentes cultivares de cana de açúcar em três ciclos de produção sob fertilização mineral, verificaram que o cultivar IAC 91-1099 foi o que apresentou a maior produtividade entre os cultivares estudados. Apresentando uma produtividade igual a 141,6 t ha<sup>-1</sup> na primeira colheita, e uma produtividade igual a 106,1 t ha<sup>-1</sup> na terceira colheita de cana-de-açúcar. Demonstrando a perda de produtividade do cultivar ao longo dos ciclos de colheita, mesmo sob fertilização mineral. A produtividade obtida por Camargo et al. (2012), para a terceira soqueira, foi menor do que a produtividade obtida nesse estudo, no terceiro corte, para a menor dose utilizada de resíduos orgânicos que foi igual a 114,5 t ha<sup>-1</sup> (Tabela 9).

Ainda para a terceira soqueira, com relação ao parâmetro POL% cana houve aumento nos teores com relação ao tratamento testemunha, no entanto esse aumento não foi crescente (Figura 29), igual a 6%, 1,5% e 1,1% para as doses T1, T2 e T3, respectivamente. Para este parâmetro é possível observar na Figura 29, que para a terceira soqueira houve um aumento significativo entre o tratamento testemunha e a dose T1, seguido de redução nas doses seguintes (T2 e T3). Para o teor de açúcar, o melhor ajuste ocorreu para o modelo linear e também houve aumento crescente com o aumento das doses de resíduo, de 15,4%, 18,4% e 19,8 % com relação ao tratamento testemunha, para as doses T1, T2 e T3, sendo que o maior aumento foi observado até a dose T2 reduzindo o aumento para a dose T3, como observado para a variável produtividade.

Tabela 9 - Valores médios de produtividade, POL% cana e teor de açúcar de colmos produzidos

Parâmetro	Doses <sup>(a)</sup>				CV (%)	PROB>F		R <sup>2</sup>	
	Testemunha	T1	T2	T3		Dose	Resíduo	Linear	Quadrática
Terceira soqueira									
Produtividade (t ha <sup>-1</sup> )	104,5	114,5	123,3	125,2	9,7	0,03	0,58	0,82 <sup>***</sup>	0,99 <sup>NS</sup>
POL% cana	12,9	13,7	13,1	13,05	2,90	0,01	0,90	0,03 <sup>NS</sup>	0,29 <sup>**</sup>
Açúcar (t ha <sup>-1</sup> )	13,6	15,7	16,1	16,3	9,80	0,02	0,60	0,64 <sup>***</sup>	0,96 <sup>**</sup>
Quarta soqueira									
Produtividade (t ha <sup>-1</sup> )	65,2	72,1	78,9	92,6	12,7	0,009	0,23	0,93 <sup>***</sup>	0,99 <sup>NS</sup>
POL% cana	13,9	13,6	13,6	14,5	10,3	0,29	0,79	0,07 <sup>NS</sup>	0,17 <sup>NS</sup>
Açúcar (t ha <sup>-1</sup> )	9,1	9,8	10,7	13,4	19,4	0,10	0,11	0,94 <sup>*</sup>	0,99 <sup>NS</sup>

<sup>(a)</sup> Análise conjunta das fontes lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto. T1 = doses de 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 52,5 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T2 = doses de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e de 105 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T3 = doses de 184,8 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 210 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. As doses de resíduos foram calculadas corrigindo-se o teor de água dos materiais. <sup>NS</sup> = não significativo, <sup>\*</sup> significativo menor que 10%, <sup>\*\*</sup> significativo menor que 5%, <sup>\*\*\*</sup> altamente significativo menor que 1%.

Para a quarta soqueira, há diferenças significativas entre as doses apenas para as variáveis produtividade e produção de açúcar (Tabela 9). Houve tendência crescente para as duas variáveis com o aumento das doses de resíduo orgânico, sendo que para a produtividade o melhor ajuste ocorreu para o modelo linear, como para a terceira soqueira (Figura 28), e o

aumento com relação ao tratamento testemunha foi de 10,6%, 21% e 42%, para as doses T1, T2 e T3, respectivamente. Para o teor de açúcar o melhor ajuste também foi feito pelo modelo linear (Figura 30) e o aumento foi de 7,7%, 17,6% e 47,2%, para as doses T1, T2 e T3, respectivamente, por tanto o maior aumento em produtividade e teor de açúcar para a quarta soqueira foi observado para a dose T3.

Na quarta soqueira verifica-se diferença significativa a 10% entre fontes, na maior dose de lodo e composto aplicados, para o fator produção de açúcar. Estudos ao longo prazo confrontando lodo e composto de lodo são necessários para verificar possível construção da fertilidade de solos sob condição tropical com uso contínuo de material orgânico humificado como o composto orgânico.

A redução na produtividade da cana quando se confronta o terceiro corte e quarto corte foi de 39,3; 42,4; 44,4 e 32,6 t ha<sup>-1</sup>, para as doses 0 (Testemunha), T1, T2 e T3, respectivamente, representando para essas doses uma perda de produtividade para o quarto corte o igual a 37,6; 37,0; 36,0 e 26,0%, respectivamente. Observa-se que para a maior dose T3 houve a menor perda de produtividade (Figura 28) e esses dados podem indicar que a maior dose de resíduos (T3) propiciaria o prolongamento da vida útil do canavial, reduzindo custos com sua reforma, sem alterar a qualidade do produto.

Na Figura 29 é possível observar que para o parâmetro POL% cana na terceira soqueira houve aumento dos valores entre o tratamento testemunha e a menor dose dos resíduos (T1), seguido de redução com o aumento das doses, já para a quarta soqueira, observa-se comportamento inverso, para este corte de cana-de-açúcar houve redução nos valores de POL% cana entre o tratamento testemunha e a menor dose dos resíduos (T1), seguido de aumento com o aumento das doses dos resíduos.

Entre a terceira e quarta soqueira, observa-se para esse parâmetro uma pequena redução igual a 0,7% para a dose, já para as demais doses observa-se aumento desse parâmetro, que foram para os tratamentos testemunha, T2 e T3 iguais a 7,8; 3,8 e 11,1%, respectivamente, sendo que o maior aumento foi observado para a maior dose dos resíduos estudada, ou seja, foi observado maior efeito residual do uso dos resíduos na quarta soqueira para a maior dose estudada (T3). Houve maior decomposição do material orgânico adicionado ao solo promovendo maior reserva de nutrientes e por tanto melhor desenvolvimento da cana-de-açúcar, o que ocasionou em maior desenvolvimento dos colmos em detrimento da parte superior dos colmos, refletindo em melhoria no parâmetro POL% cana. Quando se tem um maior desenvolvimento da parte superior dos colmos e menor desenvolvimento total dos colmos há perdas de qualidade dos parâmetros tecnológicos como o POL% cana.

Para o parâmetro produção de açúcar observa-se entre o terceiro e quarto corte (Figura 30), maior perda de açúcar para a menor dose de resíduos (T1), e menor perda em produção de açúcar para a maior dose de resíduo (T3) como observado para a produtividade, as perdas entre as duas colheitas foram para os tratamento testemunha, T1, T2 e T3 iguais a 4,5; 5,9; 5,4; 2,9 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente, representando para essas doses perdas equivalentes a 33,1; 36,6; 33,5 e 17,9 %, respectivamente.

Na Tabela 10 estão descritos os valores de produtividade e produção de açúcar acumulados durante as duas colheitas, e é possível observar que houve um aumento crescente para esses parâmetros, e assim como observado anteriormente, a maior dose de resíduos orgânicos apresentou o maior ganho de produtividade com relação ao tratamento testemunha, igual a 48,1 t ha<sup>-1</sup>, que representa um ganho igual a 28%. Tendência semelhante é observada para a quantidade de açúcar produzida nas duas colheitas, há aumento crescente com o aumento das doses de resíduos, havendo também para a maior dose o maior ganho em açúcar quando comparado ao tratamento testemunha, igual a 7 t ha<sup>-1</sup>, que representa um ganho de 38%.

Em estudo realizado por Franco (2009) com fertilização de cana de açúcar com lodo de esgoto que avaliou o efeito do primeiro ano de aplicação em cana planta e o efeito residual do resíduo no segundo corte, foi verificado também incremento na produtividade em função da maior mineralização do resíduo orgânico no segundo ano do estudo, no entanto, para os dois anos não foram verificadas alterações nos demais parâmetros de qualidade avaliados.

Tabela 10 - Somatória da produtividade e quantidade de açúcar, obtidos na terceira e quarta soqueira de cana-de-açúcar

Parâmetro	Doses <sup>(a)</sup>			
	Testemunha	T1	T2	T3
Produtividade (t ha <sup>-1</sup> )	169,7	186,6	202,2	217,8
Açúcar (t ha <sup>-1</sup> )	22,7	25,5	26,8	29,7

<sup>(a)</sup> Média obtida pela análise conjunta das fontes lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto. T1 = doses de 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 52,5 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T2 = doses de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e de 105 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T3 = doses de 184,8 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 210 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. As doses de resíduos foram calculadas corrigindo-se o teor de água dos materiais.

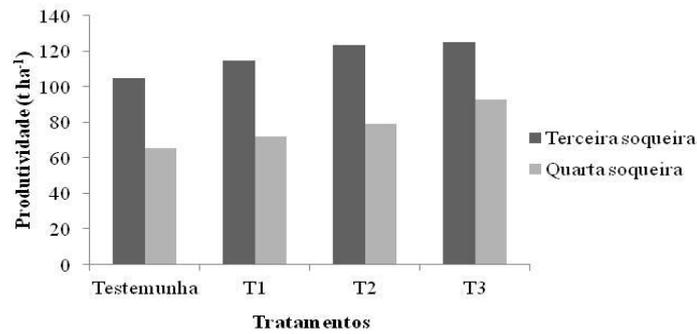


Figura 28 - Produtividade da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha<sup>-1</sup> e 52,5 t ha<sup>-1</sup>; T2 = 92,4 t ha<sup>-1</sup> e 105 t ha<sup>-1</sup>; T3 = 184,8 t ha<sup>-1</sup> e 210 t ha<sup>-1</sup>

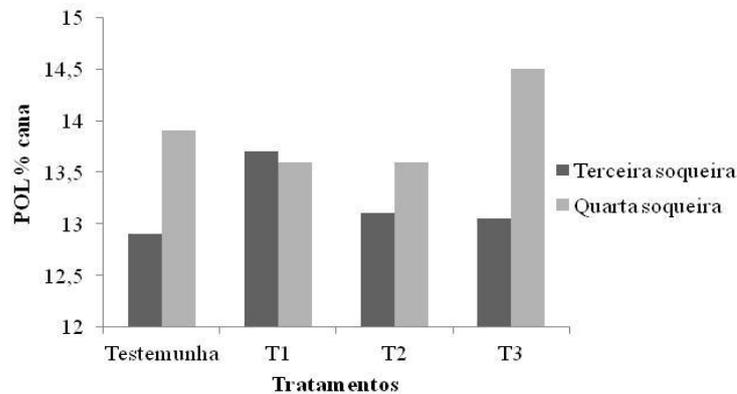


Figura 29 - POL % cana da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha<sup>-1</sup> e 52,5 t ha<sup>-1</sup>; T2 = 92,4 t ha<sup>-1</sup> e 105 t ha<sup>-1</sup>; T3 = 184,8 t ha<sup>-1</sup> e 210 t ha<sup>-1</sup>

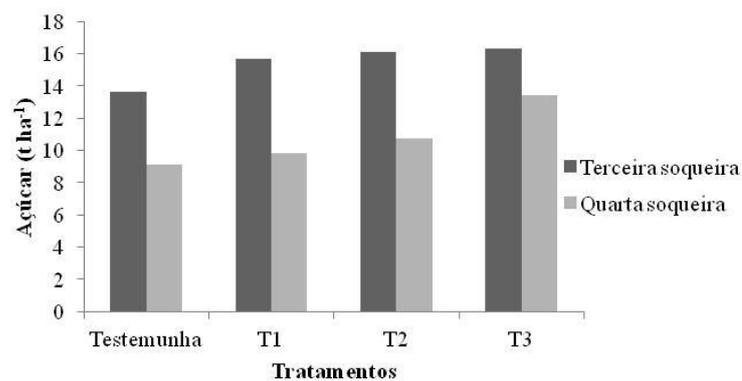


Figura 30 - Produção de açúcar da cana-de-açúcar de terceiro e quarto corte em função do tratamento testemunha e das seguintes doses de lodo e composto (base úmida), respectivamente: T1 = 46,2 t ha<sup>-1</sup> e 52,5 t ha<sup>-1</sup>; T2 = 92,4 t ha<sup>-1</sup> e 105 t ha<sup>-1</sup>; T3 = 184,8 t ha<sup>-1</sup> e 210 t ha<sup>-1</sup>

#### **4.6. Determinação de teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb em solo, folha e caldo de cana-de-açúcar de quarto corte**

Foram feitas determinações dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo coletado na camada de 0-0,20 m, folha e no caldo de cana de açúcar, para a colheita realizada no ano de 2011, 18 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, que pretendeu avaliar o efeito residual da mineralização dos resíduos no quarto corte de cana-de-açúcar, em função de estudos anteriores relatados por Nogueirol et al. (2013) que foram realizados no primeiro ano de aplicação desses resíduos orgânicos não terem encontrado efeito significativo do uso desses resíduos sobre os teores de alguns elementos no solo. As determinações foram feitas a fim de avaliar se os teores dos elementos encontram-se adequados, no solo em estudo, na folha da cana de açúcar e verificar se houve melhorias ou efeitos deletérios na qualidade do caldo de cana de açúcar com o uso dos resíduos orgânicos.

##### *4.6.1. Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no solo*

Para o solo coletado na camada de 0-0,20 m após a última colheita da cana de açúcar, no quarto corte, 18 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, não foram observadas diferenças entre os resíduos para os elementos, Ni e Cd (Tabela 11), houve diferença apenas entre as doses aplicadas. Para os teores de Zn e Cr no solo observa-se que há diferença estatística entre os resíduos utilizados para as doses calculadas de acordo com a resolução N° 375 do CONAMA (BRASIL, 2006), para as doses T2 e T3, o lodo de esgoto apresentou teores maiores desses dois elementos quando comparado ao composto de lodo de esgoto. Para o Pb também foi observado diferença entre os resíduos, no entanto, essa diferença ocorreu para as doses T1 e T3.

Tabela 11 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ , base seca) no solo coletado na profundidade 0-0,20 m, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE)

<i>Elemento/</i> Resíduo	Doses					CV (%)
	Testemunha	Mineral	T1	T2	T3	
$\text{mg kg}^{-1}$						
<i>Cobre</i>						
LE	20,9 Aa	20,3 ABa	18,9 Cb	19,4 BCa	18,9 Ca	2,7
CE	20,9 Aa	20,3 ABa	20,3 ABa	19,0 BCa	18,2 Ca	
<i>Zinco</i>						
LE	25,5 ABa	26,4 ABa	24,3 Ba	26,8 Aa	27,4 Aa	3,4
CE	25,5 ABa	26,4 Aa	23,7 BCa	21,8 CDb	21,1 Db	
<i>Cromo</i>						
LE	41,3 Aa	42,6 Aa	41,1 Aa	43,9 Aa	42,4 Aa	3,1
CE	41,3 Aa	42,6 Aa	42,9 Aa	40,3 Ab	37,2 Bb	
<i>Níquel</i>						
Média (LE e CE)	9,3 A	9,1 AB	9,0 AB	8,4 AB	8,2 B	5,9
<i>Cádmio</i>						
Média (LE e CE)	0,036 AB	0,034 B	0,038 A	0,037 AB	0,034 B	6,8
<i>Chumbo</i>						
LE	22,0 ABa	20,7 BCa	23,3 Aa	20,3 Ca	22,0 ABCa	3,1
CE	22,0 Aa	20,7 BCa	21,1 ABb	19,5 Ba	20,3 Bb	

T1 = doses de  $46,2 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de esgoto e  $52,5 \text{ t ha}^{-1}$  de composto de lodo de esgoto. T2 = doses de  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de esgoto e de  $105 \text{ t ha}^{-1}$  de composto de lodo de esgoto. T3 = doses de  $184,8 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de esgoto e  $210 \text{ t ha}^{-1}$  de composto de lodo de esgoto. As doses foram calculadas corrigindo-se o teor de água dos materiais (base úmida). Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, entre as mesmas doses de lodo e compostos, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas, para as doses dentro de cada resíduo não diferem entre si. (Tukey 5%).

Na camada de 0-0,20 m, houve alterações nos teores de Cu no solo com o aumento das doses de resíduos aplicadas quando comparadas ao tratamento testemunha, tanto no tratamento com lodo de esgoto, quanto no tratamento com composto de lodo de esgoto (Figura 31-a). No tratamento com lodo de esgoto essa alteração seguiu um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,05$ ), em que as concentrações no solo variaram de 18,9 (dose de  $184,8 \text{ t ha}^{-1}$ ) a  $20,9 \text{ mg kg}^{-1}$  (tratamento testemunha). Os teores de Cu reduziram com relação ao tratamento testemunha, no entanto, entre os tratamentos com  $46,2$  e  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de

esgoto houve um incremento no teor de Cu, apesar disso, o teor apresentado pela dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup> foi menor que o observado para o tratamento testemunha. Em estudo que avaliou o efeito residual da aplicação de um lodo de esgoto na cana-de-açúcar observou-se um aumento linear nos teores do elemento no solo, inclusive com relação ao tratamento testemunha (NOGUEIRA et al., 2013).

Já para o composto de lodo de esgoto houve uma redução na concentração que seguiu um modelo linear ( $p < 0,01$ ), com faixa de variação nos teores de Cu semelhante ao observado para o tratamento com lodo de esgoto de 18,2 (dose 210 t ha<sup>-1</sup>) a 20,9 mg kg<sup>-1</sup> (tratamento testemunha), os teores reduziram com o aumento das doses de composto de lodo de esgoto aplicadas, reforçando os efeitos, demonstrados em outros estudos, que o processo de compostagem do lodo de esgoto pode proporcionar, como a retenção de metais pesados por compostos orgânicos mais estáveis diminuindo a porção disponível desses elementos (VACA et al., 2011; GICHANGI et al., 2012).

Para o zinco nos tratamentos com lodo de esgoto foi observado comportamento diferente desse elemento com relação aos demais aqui estudados. Para o lodo de esgoto houve aumento nos teores desse elemento no solo com relação ao aumento das doses de lodo de esgoto (Figura 31-b), seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,01$ ), variando de 25,5 (tratamento testemunha) a 27,4 mg kg<sup>-1</sup> (dose de 184,8 t ha<sup>-1</sup>). Tendência semelhante ao observado por Nogueira et al. (2013) e Silva et al. (2006) em estudos com lodo de esgoto em solos sob condições tropicais. Cabe ressaltar que o pH do solo em estudo foi igual a 5,3, e nessas condições, de pH baixo, a maior parte do Zn encontra-se na forma solúvel. Já para o composto de lodo de esgoto o zinco teve comportamento parecido com os demais elementos estudados (Figura 31-b), houve redução dos teores no solo com o aumento das doses de composto de lodo de esgoto aplicadas quando comparado ao tratamento testemunha (Figura 31-b), seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,01$ ), com os teores variando de 21,1 (dose de 210 t ha<sup>-1</sup>) a 25,5 mg kg<sup>-1</sup> (tratamento testemunha).

É possível observar na Figura 31-c que não houve efeito significativo na concentração de Cr no solo em função das doses de lodo de esgoto estudadas, semelhante ao observado por outros estudos com o uso de lodo de esgoto no cultivo de cana-de-açúcar (CAMILOTTI et al., 2007; NOGUEIRA et al., 2013). Já para o tratamento com composto de lodo de esgoto, houve um aumento no teor do elemento entre o tratamento testemunha e a dose de 52,5 t ha<sup>-1</sup>, no entanto, em seguida a concentração de Cr reduziu com o aumento das doses aplicadas do resíduo orgânico (Figura 31-c), seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,01$ ), com os teores variando de 37,2 (dose de 210 t ha<sup>-1</sup>) a 42,9 mg kg<sup>-1</sup> (dose 52,5 t ha<sup>-1</sup>).

Não houve efeito significativo do uso de lodo de esgoto nos teores de Ni no solo com relação às diferentes doses utilizadas de lodo de esgoto (Figura 31-d), outros autores também observaram a ausência de efeito do uso de lodo de esgoto nos teores de Ni no solo, com doses de lodo de esgoto variando de 20 a 127 t ha<sup>-1</sup>, base seca (MARTINS et al., 2003; NOGUEIRA et al., 2009). Para o tratamento com composto de lodo de esgoto (Figura 31-d), houve redução dos teores do elemento com o aumento das doses de composto de lodo de esgoto aplicadas, seguindo um modelo linear ( $p < 0,01$ ), variando de 8,0 (dose de 210 t ha<sup>-1</sup>) a 9,3 mg kg<sup>-1</sup> (tratamento testemunha).

Para o Cd, no tratamento com lodo de esgoto (Figura 31-e) houve um aumento nos teores do elemento no solo até a dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup>, reduzindo com a dose de 184,8 t ha<sup>-1</sup>, seguindo um modelo quadrático ( $p < 0,01$ ), em que os teores variaram de 0,033 (dose de 184,8 t ha<sup>-1</sup>) a 0,039 (dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup>). Para o composto de lodo de esgoto (Figura 31-e) não houve um modelo que explicasse o comportamento dos teores do elemento no solo, no entanto, observando a Figura 31-e, é possível concluir que há um pequeno aumento até a dose de 52,5 t ha<sup>-1</sup> seguido de redução dos teores com o aumento das doses de composto de lodo de esgoto, sendo que para esse tratamento os teores variaram de 0,035 (dose de 210 t ha<sup>-1</sup>) a 0,038 mg kg<sup>-1</sup> (dose de 52,5 t ha<sup>-1</sup>). Camilotti et al. (2009), após quatro aplicações de lodo de esgoto em área de cultivo de cana-de-açúcar encontrou teores variando de 1,17 a 1,42 mg kg<sup>-1</sup>, valores esses maiores que os obtidos por esse trabalho. Tal variação nos teores de Cd no solo tem sido atribuída aos materiais de origem desses solos, que apresentam teores variáveis de metais pesados, e que dependendo do extrator químico removem quantidades variáveis de Cd (MATTIAZZO et al., 2001) e a ligação do elemento às formas minerais e a complexos orgânicos mais estáveis (BERTONCINI et al., 2004), o que poderia explicar os baixos teores do elemento no solo estudado.

No tratamento com lodo de esgoto não houve efeito significativo do uso de lodo de esgoto nos teores de Pb no solo, e não se observa uma tendência de aumento ou redução dos teores do elemento com o aumento das doses (Figura 31-f), o mesmo foi observado por Silva et al. (2006) após três aplicações de lodo de esgoto. Já para o composto de lodo de esgoto houve redução nos teores de Pb no solo com o aumento das doses de composto aplicadas até a dose de 105 t ha<sup>-1</sup>, observando-se um pequeno aumento no teor para a dose de 210 t ha<sup>-1</sup> (Figura 31-f), seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,01$ ), com teores variando de 19,5 (dose de 105 t ha<sup>-1</sup>) a 22,0 mg kg<sup>-1</sup> (tratamento testemunha).

Camelotti et al. (2009) com mesmo extrator utilizado nesse estudo também encontraram teores de Pb variando de 21,17 a 24,75 mg kg<sup>-1</sup>, semelhantes aos teores de Pb encontrados por esse estudo (19,5 a 23,3 mg kg<sup>-1</sup>).

Quando os teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb são comparados aos valores orientadores nacionais e estaduais para solo de área agrícola (Tabela 12) verifica-se que os teores de Ni, Cu, Zn e Cd são menores que os limites estabelecidos pelas normas, para todas as doses dos dois resíduos orgânicos estudados e para o tratamento testemunha. Os teores de Cr e Pb foram maiores que o valores estaduais estabelecidos, no entanto, estão de acordo com os limites nacionais, isso acontece para todos os tratamentos, inclusive o testemunha, esses maiores valores observados para Pb e Cr, pode ser atribuído ao material de origem do solo (BERTONCINI et al., 2004).

De modo geral, observa-se que para a maioria dos metais estudados os teores foram reduzidos ou permaneceram constantes com o aumento das doses aplicadas de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto. Este fato talvez possa ser explicado pela maior extração de metais pela planta, em função de seu maior desenvolvimento vegetativo e maior produtividade observados durante os dois anos de cultivo da cana-de-açúcar após a aplicação dos resíduos orgânicos no solo, conforme relatado por Bertoncini et al. (2013). Além disso, o extrator foi utilizado para determinação dos teores semi-totais no solo, logo as formas retidas as frações residuais do solo não foram liberadas e por sua vez não foram quantificadas.

Também, observa-se que somente para o Zn no tratamento com lodo de esgoto houve aumento da concentração do elemento no solo com o aumento do resíduo orgânico. Ressalta-se que os metais Cd, Pb e Zn são retidos preferencialmente em formas precipitadas a valores de pH acima de 6,5 em solos sob condições tropicais (BERTONCINI et al., 2004). Os teores de Cd e Pb incorporados ao solo pelo lodo de esgoto foi menor que os teores de Zn, e o pH do solo estava em torno de 5,0, promovendo a liberação do elemento na solução do solo.

Para o composto de lodo de esgoto não foi observado este fato, provavelmente em função da retenção do elemento as formas orgânicas mais humificadas e estáveis presentes no material (AMIR et al., 2005), confirmando a vantagem do processo de compostagem do resíduo na retenção de metais em solos sob condições tropicais. Este fato não esteve tão nítido em função das baixas concentrações de metais presentes no lodo original, e ao fato de ter sido realizada apenas uma aplicação dos resíduos orgânicos ao solo. Estudos envolvendo lodos de esgoto mais concentrados em metais e sucessivas aplicações podem confirmar com evidências mais nítidas esse fato.

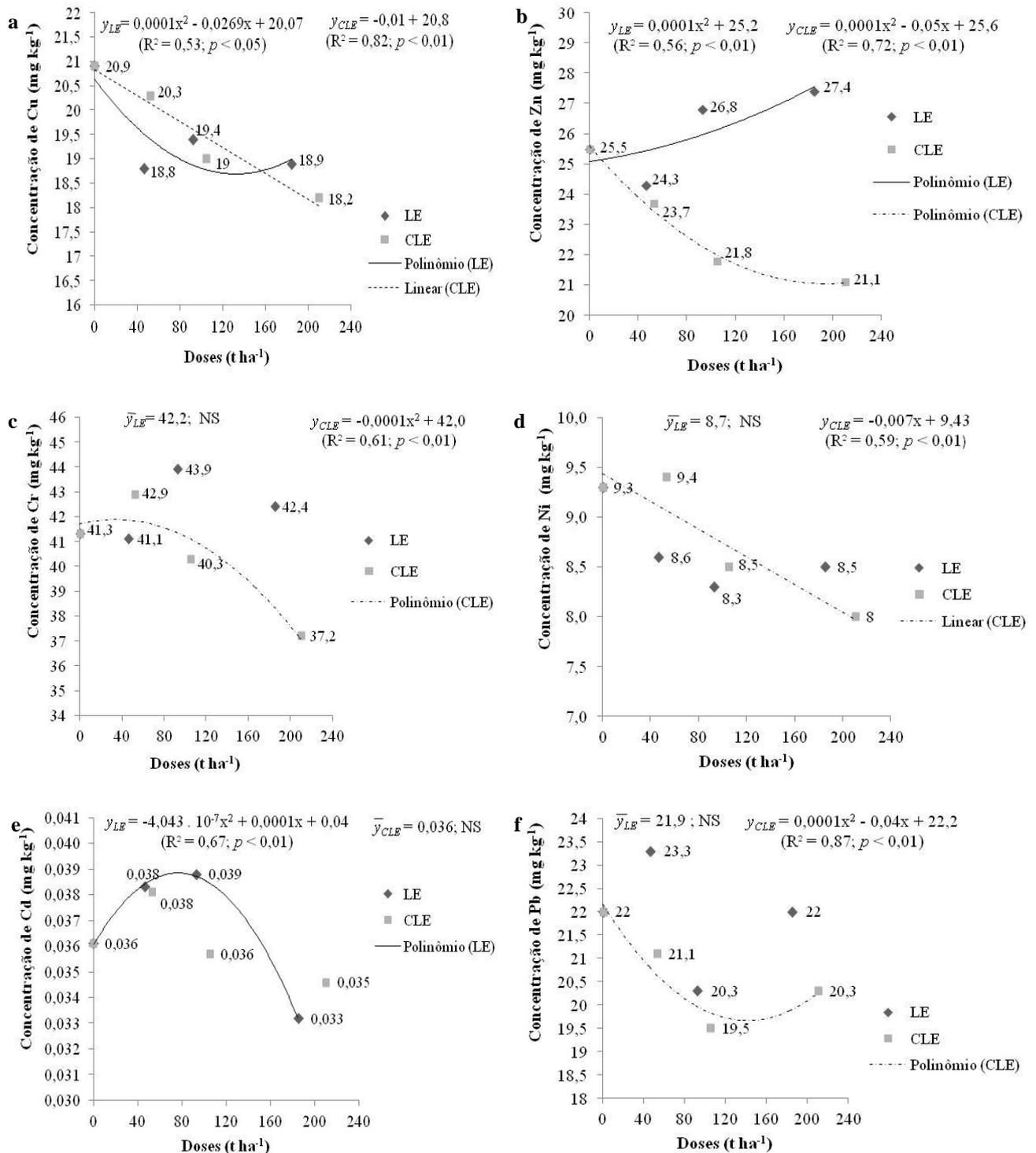


Figura 31 - Concentração de Cu<sup>(a)</sup>, Zn<sup>(b)</sup>, Cr<sup>(c)</sup>, Ni<sup>(d)</sup>, Cd<sup>(e)</sup>, Pb<sup>(f)</sup> (base seca), no solo coletado na profundidade 0-0,20 m, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmida) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 184,8 t ha<sup>-1</sup> e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210 t ha<sup>-1</sup>, calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120 kg ha<sup>-1</sup>, de acordo com a resolução n° 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo

Tabela 12 – pH, teores de metais pesados do solo da área em estudo e limites para teores de metais pesados no solo

Atributos	Nitossolo Háplico	Limites CETESB <sup>a</sup>	Limites CONAMA <sup>b</sup>
Solo (mg kg <sup>-1</sup> de peso seco)			
pH CaCl <sub>2</sub> 0,01 mol L <sup>-1</sup>	5,3	-	-
Cu	20,9	35	60
Zn	25,5	60	300
Cr	41,3	40	75
Ni	9,3	13	30
Cd	0,036	<0,5	1,3
Pb	22,0	17	72

<sup>a</sup>Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2005).

<sup>b</sup>Valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas de acordo com a Resolução n° 420 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 2009).

#### 4.6.2. Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb na folha

É possível observar na Tabela 13 os teores dos elementos estudados após 16 meses da aplicação dos resíduos, quando foi realizada a coleta das folhas da cana-de-açúcar de quarto corte. Para os teores de Cr houve diferença entre os resíduos utilizados, sendo que o teor do elemento foi menor para todas as doses de composto de lodo de esgoto quando comparado às doses de lodo de esgoto. Para o Cd houve diferença entre os resíduos, para as maiores doses utilizadas (T2 e T3) sendo que os teores foram menores para os tratamentos com composto de lodo de esgoto. Os teores também foram menores nos tratamentos com composto de lodo de esgoto para a T2, para os elementos Ni, Pb e Zn. Para o Cd também foi observado diferença estatística entre os resíduos utilizados, no entanto, somente para a maior dose utilizada (T3), e os teores também foram menores para o tratamento com composto de lodo de esgoto.

Tabela 13 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb (base seca) na folha de cana-de-açúcar, de quarto corte, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE)

<i>Elemento/</i> Resíduo	Doses					CV (%)
	Testemunha	Mineral	T1	T2	T3	
$\text{mg kg}^{-1}$						
<i>Cobre</i>						
LE	5,2 Ca	5,6 BCa	5,3 Cb	6,2 Aba	6,5 Aa	5,4
CE	5,2 Ba	5,6 ABa	6,0 Aa	5,8 Aba	5,2 Bb	
<i>Zinco</i>						
LE	25,4 Ba	22,0 Ba	25,2 Ba	34,1 Aa	25,6 ABa	13,8
CE	25,4 Aa	22,0 Aa	27,8 Aa	23,2 Ab	26,1 Aa	
<i>Cromo</i>						
LE	0,40 Ca	0,45 Aa	0,44 BCa	0,45 ABCa	0,46 ABa	4,8
CE	0,40 Ca	0,45 Aa	0,38 BCb	0,42 ABCb	0,42 ABb	
<i>Níquel</i>						
LE	0,32 Ba	0,27 CDa	0,24 Da	0,37 Aa	0,29 BCa	6,6
CE	0,32 Aa	0,27 Ba	0,26 Ba	0,28 ABb	0,30 ABa	
<i>Chumbo</i>						
LE	0,62 Aa	0,67 Aa	0,51 Bb	0,60 Aba	0,50 Ba	7,0
CE	0,62 ABa	0,67 Aa	0,62 ABa	0,52 Cb	0,54 BCa	
$\mu\text{g kg}^{-1}$						
<i>Cádmio</i>						
LE	5,2 Ca	5,4 BCa	5,5 BCa	9,6 Aa	6,5 Ba	8,2
CE	5,2 ABCa	5,4 ABa	5,8 Aa	4,2 Cb	4,6 BCb	

T1 = doses de 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 52,5 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T2 = doses de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e de 105 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. ° T3 = doses de 184,8 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 210 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. As doses foram calculadas corrigindo-se o teor de água dos materiais (base úmida) Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, entre as mesmas doses de lodo e compostos, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas, para as doses dentro de cada resíduo não diferem entre si. (Tukey 5%).

Na Figura 32-a observa-se que os teores de cobre estiveram dentro da faixa (8-10 mg kg<sup>-1</sup>), considerados ótimos para a soqueira de cana de açúcar (MALAVOLTA et al., 1997), tanto para os tratamentos com lodo de esgoto como para os de composto de lodo de esgoto. Altos teores desse elemento podem causar efeitos adversos em algumas culturas

(SEGURA-MUÑOZ et al., 2006). Os teores e a tendência observada para esse elemento neste trabalho foram semelhantes aos obtidos por outros estudos realizados com uso de lodo de esgoto na cultura da cana-de-açúcar (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001; NOGUEIRA et al., 2013). Os teores de Cu na folha aumentaram com o aumento das doses de lodo de esgoto utilizadas (Figura 32-a) variando de  $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (tratamento testemunha) a  $6,5 \text{ mg kg}^{-1}$  (dose  $184,8 \text{ t ha}^{-1}$ ), seguindo um modelo de regressão linear ( $p < 0,01$ ). Para o tratamento com composto de lodo de esgoto não houve efeito significativo das doses de composto de esgoto na concentração do elemento na folha (Figura 32-a).

Os teores de Zn obtidos nos tratamentos com lodo de esgoto e com composto de lodo de esgoto, estiveram dentro da variação considerada adequada para folha de cana soca, igual a 25 a  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  (MALAVOLTA, et al., 1997), com exceção do tratamento que recebeu a dose de  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$  de lodo de esgoto que apresentou concentração igual a  $34,1 \text{ mg kg}^{-1}$ , próximo ao limite de  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  e dentro da faixa proposta por Spironello et al. (1997) que vai de 10 a  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ . Tanto no tratamento com lodo de esgoto quanto no tratamento com composto de lodo de esgoto, não houve efeito significativo dos resíduos orgânicos sob a concentração do elemento na folha de cana-de-açúcar (Figura 32-b), no entanto, outros estudos, com uso de lodo de esgoto em cana-de-açúcar, observaram aumento da concentração do elemento na folha (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001; NOGUEIRA et al., 2013).

Os teores de Cr foram menores para os tratamentos com composto de lodo de esgoto quando comparado às mesmas doses de lodo de esgoto, no entanto, em todos os tratamentos com lodo de esgoto e com composto de lodo de esgoto os teores foram menores que  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ , que é a concentração máxima estabelecida para plantas cultivadas em solos com teores normais de Cr (MALAVOLTA, 2006). Para o tratamento com lodo de esgoto houve alteração nos teores de Cr (Figura 32-c), seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,05$ ) em que os teores variaram de 0,40 (tratamento testemunha) a  $0,46 \text{ mg kg}^{-1}$  (dose  $184,8 \text{ t ha}^{-1}$ ). No entanto, em estudo realizado por Nogueira et al., 2013, que avaliou o efeito residual do uso de doses de lodo de esgoto na cana-de-açúcar, não foi observado efeito significativo sob a concentração do elemento na folha. Já para o tratamento com composto de lodo de esgoto, não foi observado efeito significativo das doses do resíduo sob a concentração do elemento na folha de cana-de-açúcar (Figura 32-c).

Para o Ni não foi observado efeito significativo do uso de lodo de esgoto e de composto de lodo de esgoto sob a concentração do elemento (Figura 32-d). Para o lodo de esgoto o maior teor do elemento foi observado para a dose de  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$ , igual a  $0,37 \text{ mg kg}^{-1}$ . Para o composto de lodo de esgoto todas as doses apresentaram teores menores que o

apresentado pelo tratamento testemunha de  $0,32 \text{ mg kg}^{-1}$ . Estudos realizados por Camelotti et al. (2009) e Nogueira et al. (2013) relatam teores de Ni, presentes na folha de cana-de-açúcar, semelhantes aos teores obtidos neste estudo, nos quais não foi verificado efeito do uso de diferentes doses de lodo de esgoto, já em estudo realizado por Oliveira e Mattiazzo (2001) não foi possível detectar o elemento na folha de cana-de-açúcar.

O Cd foi o elemento encontrado na folha em menor concentração, na ordem de ppb, e não foi verificado efeito significativo das doses de composto de lodo de esgoto utilizadas sob a concentração do elemento na folha (Figura 32-e). Enquanto que para o lodo de esgoto (Figura 32-e) o teor de Cd na folha seguiu um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,05$ ), com um aumento do teor até a dose de  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$  seguido de redução para a dose de  $184,8 \text{ t ha}^{-1}$ , com os teores variando de  $5,2 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$  (tratamento testemunha) a  $9,6 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$  (dose de  $92,4 \text{ t ha}^{-1}$ ). Chiba et al. (2008) não verificaram efeito significativo do elemento na folha de cana de açúcar que havia sido fertilizada com lodo de esgoto com teor de Cd igual a  $8 \text{ mg kg}^{-1}$ , teor maior do que o presente no lodo de esgoto utilizado neste trabalho. Já Nogueira et al. (2013) observaram um aumento linear nos teores do elemento na folha, no entanto, não foram encontrados sintomas de toxicidade.

Quanto ao Pb, não foi verificado efeito significativo do uso de ambos os resíduos orgânicos (Figura 32-f), assim como o observado por Nogueira et al. (2013). No entanto, observa-se que os teores foliares, para todas as doses dos dois resíduos orgânicos utilizados, foram menores ou iguais ao apresentado pelo tratamento testemunha. Camelotti et al. (2009), após quatro anos de aplicação de lodo de esgoto, determinaram teores de Pb que variaram de  $1,00$  a  $1,67 \text{ mg kg}^{-1}$ , valores esses maiores que os encontrados por esse estudo que variaram de  $0,50$  a  $0,62 \text{ mg kg}^{-1}$ , segundo os autores o teor de Pb esteve abaixo do limite considerado fitotóxico para a cultura que varia de  $100$  a  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Logo, somente os teores foliares de Cu, Cr e Cd do tratamento com lodo de esgoto apresentaram aumento com o aumento das doses desse resíduo. Isso pode ser devido a maior disponibilidade e maior extração desses elementos pela planta, fenômeno favorecido pelo pH do solo abaixo de  $6,5$ , que os torna disponíveis na solução do solo (BERTONCINI et al., 2004). O mesmo não é observado para os tratamentos com composto de lodo de esgoto, provavelmente, por esses elementos estarem ligados de forma estável as substâncias húmicas presentes nesse material (AMIR et al., 2005), resultado do processo de compostagem, como discutido anteriormente para o teor de Zn no solo.

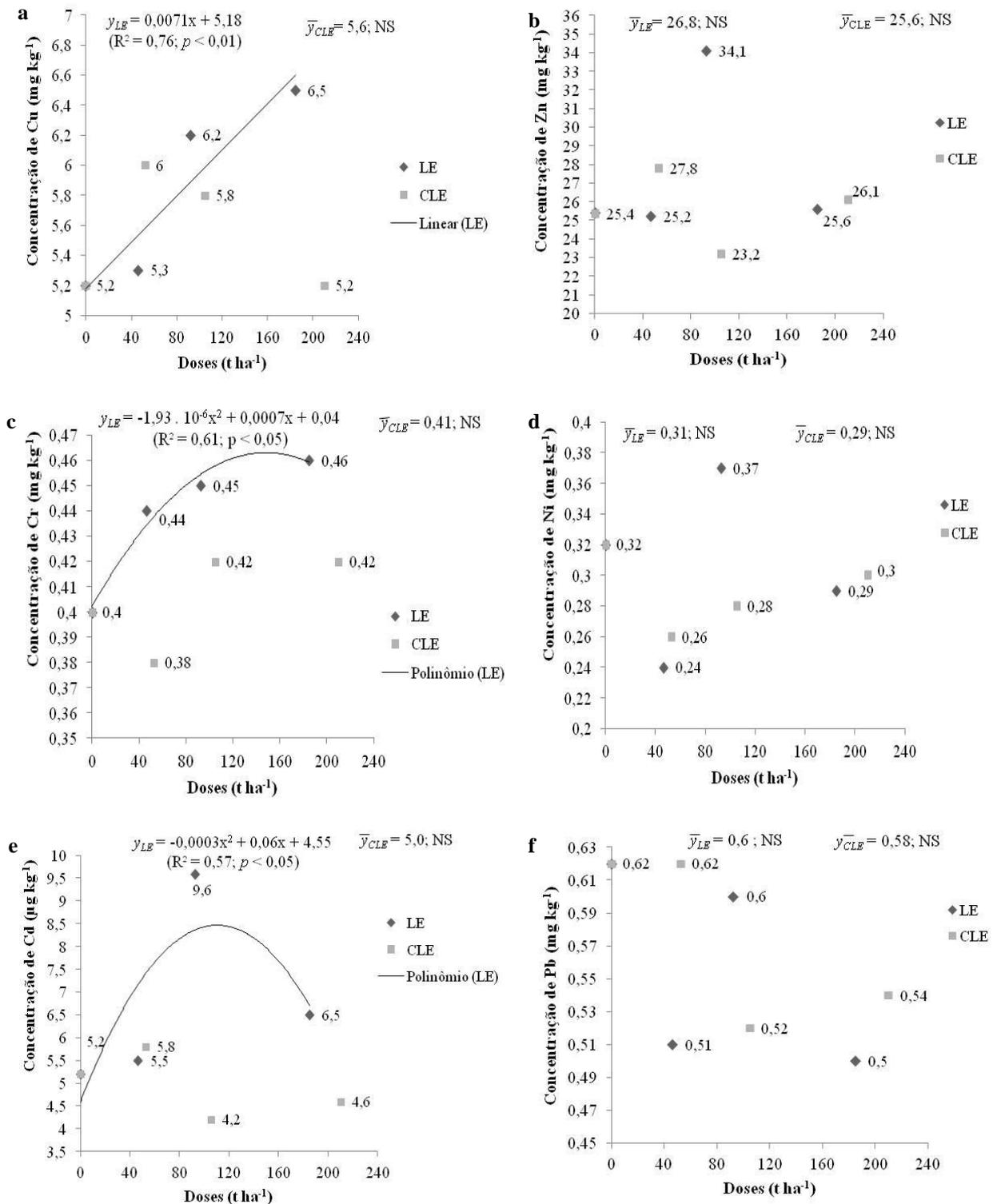


Figura 32 - Concentração de Cu<sup>(a)</sup>, Zn<sup>(b)</sup>, Cr<sup>(c)</sup>, Ni<sup>(d)</sup>, Cd<sup>(e)</sup>, Pb<sup>(f)</sup> (base seca), na folha de cana-de-açúcar, depois de 470 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmida) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 184,8  $\text{t ha}^{-1}$  e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210  $\text{t ha}^{-1}$ , calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120  $\text{kg ha}^{-1}$ , de acordo com a resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo

#### 4.6.3. Determinação dos teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no caldo

Na Tabela 14 são apresentados os teores dos elementos avaliados no caldo de cana-de-açúcar de quarto corte, 18 meses após a aplicação dos resíduos orgânicos, e é possível observar que houve diferença estatística entre os resíduos orgânicos utilizados para todos os elementos utilizados. O composto de lodo de esgoto para as maiores doses utilizadas, T2 e T3, apresentou menor teor dos elementos Zn, Cr, Ni, e Pb. Para o Cu houve diferença entre os resíduos somente para a dose T2, em que o tratamento com composto de lodo de esgoto apresentou o menor teor do elemento no caldo. E para o Cd houve diferença entre os resíduos somente para a dose T1 em que também foi observado menor teor do elemento para o tratamento com composto de lodo de esgoto.

Tabela 14 - Concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb (base seca) no caldo de cana-de-açúcar de quarto corte, depois de 550 dias (efeito residual) da aplicação do lodo de esgoto (LE) e composto de lodo de esgoto (CE)

Elemento/ Resíduo	Doses					CV (%)
	Testemunha	Mineral	T1	T2	T3	
	mg kg <sup>-1</sup>					
<i>Cobre</i>						
LE	0,5 Aa	0,5 Aa	0,4 Aa	0,4 Aa	0,4 Aa	7,2
CE	0,5 Aa	0,5 Aa	0,5 Aa	0,3 Bb	0,5 Aa	
<i>Zinco</i>						
LE	1,5 Aba	1,5 Aba	1,3 Bb	1,6 Aa	1,6 Aa	5,7
CE	1,5 Aa	1,5 Aa	1,5 Aa	1,0 Bb	1,5 Ab	
						<b>continua</b>

$\mu\text{g kg}^{-1}$						
<i>Cromo</i>						
LE	9,9 Ba	9,9 Ba	9,4 Bb	26,2 Aa	12,2 Ba	9,9
CE	9,9 ABa	9,9 ABa	12,2 Aa	9,0 Bb	9,5 ABb	
<i>Níquel</i>						
LE	6,5 Ba	6,3 Ba	5,7 Bb	9,9 Aa	7,3 Ba	10,9
CE	6,5 ABa	6,3 ABa	7,4 Aa	5,0 Bb	5,0 Bb	
<i>Cádmio</i>						
LE	1,1 Ba	0,5 Da	1,3 Aa	0,7 CDa	0,9 BCa	11,4
CE	1,1 Aa	0,5 Ca	0,6 BCb	0,8 ABa	0,7 BCa	
<i>Chumbo</i>						
LE	10,6 Ba	9,5 Ba	9,6 Ba	18,1 Aa	9,6 Ba	8,2
CE	10,6 Aa	9,5 ABa	10,5 Aa	9,3 ABb	7,8 Bb	

T1 = doses de 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 52,5 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. T2 = doses de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e de 105 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. ° T3 = doses de 184,8 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto e 210 t ha<sup>-1</sup> de composto de lodo de esgoto. As doses foram calculadas corrigindo-se o teor de água dos materiais (base úmida). Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, entre as mesmas doses de lodo e compostos, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas, para as doses dentro de cada resíduo não diferem entre si. (Tukey 5%).

No caldo de cana-de-açúcar realizando o teste de regressão, houve, para o Cu, efeito significativo somente para o tratamento com doses de composto de lodo de esgoto (Figura 33-a), representado por um modelo de regressão quadrático em que os teores permanecem constantes até a dose de 52,5 t ha<sup>-1</sup> seguido de uma redução para a dose 105 t ha<sup>-1</sup> e aumento para a dose de 210 t ha<sup>-1</sup>, que apresentou teor igual ao tratamento testemunha, os teores variaram de (0,3 a 0,5 mg kg<sup>-1</sup>). O tratamento com lodo de esgoto não apresentou efeito significativo das doses utilizadas sobre a concentração de Cu no caldo (Figura 33-a), assim como observado por Nogueira et al. (2013) ao avaliar o efeito residual do uso de lodo de esgoto na concentração desse elemento no caldo de cana-de-açúcar, além disso, no estudo realizado por esses autores os teores encontrados foram semelhantes aos obtidos neste trabalho (0,4 a 0,5 mg kg<sup>-1</sup>).

Houve efeito significativo para as doses de lodo de esgoto com relação à concentração de Zn no caldo (Figura 33-b), e o teor desse elemento reduziu até a dose de 46,2 t ha<sup>-1</sup> seguido de um pequeno aumento, permanecendo com teor constante até a dose de 184,8 t ha<sup>-1</sup>, seguindo um modelo de regressão quadrático ( $p < 0,05$ ). Também foi observado um aumento linear nos teores desse elemento no caldo com relação às doses de lodo de esgoto aplicado por Nogueira et al. (2013), no entanto, os valores encontrados por esses autores foram maiores que as concentrações observadas por esse trabalho que variou de 1,3 mg kg<sup>-1</sup> (dose 46,2 t ha<sup>-1</sup>) a 1,6 mg kg<sup>-1</sup> (dose 184,8 t ha<sup>-1</sup>). O maior teor de Zn foi obtido pelas maiores doses de lodo de esgoto, igual a 1,6 mg kg<sup>-1</sup>, no entanto, o tratamento testemunha apresentou concentração igual a 1,5 mg kg<sup>-1</sup>. As doses de composto de lodo de esgoto não apresentaram efeito significativo sobre as concentrações de Zn no caldo de cana-de-açúcar (Figura 33-b), e a dose de 105 t ha<sup>-1</sup> apresentou o menor teor do elemento, igual a 1,0 mg kg<sup>-1</sup>.

Para o teor de Cr no caldo houve aumento até a dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, seguido de uma redução para dose de 184,8 t ha<sup>-1</sup> (Figura 33-c), de acordo com modelo de regressão quadrático ( $p < 0,05$ ). Outros autores encontraram teores desse elemento no caldo muito maiores que os observados por esse trabalho de 9,4 a 26,2 µg kg<sup>-1</sup> e não encontraram efeitos significativos do uso de lodo de esgoto na concentração desse elemento no caldo de cana-de-açúcar (NOGUEIRA et al., 2013), provavelmente devido a sua menor disponibilidade as plantas (LASAT, 2000). O tratamento com doses de composto de lodo de esgoto não apresentou efeito significativo sobre o teor do elemento no caldo (Figura 33-c).

É possível observar na Figura 33-d que não houve efeito significativo das doses de lodo de esgoto e de composto de lodo de esgoto, sobre a concentração de Ni no caldo. Em estudo que avaliou o efeito direto e residual do uso de diferentes doses do lodo de esgoto na concentração também não encontrou efeito significativo sobre a concentração do elemento no caldo (NOGUEIRA et al., 2013). As concentrações de Ni no caldo obtidas por esse estudo variaram de 5,0 a 9,9 µg kg<sup>-1</sup> e foram menores que os obtidos por Nogueira et al. (2013) que avaliou o efeito residual do uso de lodo de esgoto, e que utilizou o mesmo método de extração e determinação que esse trabalho.

Já para o Pb, apesar do valor discrepante igual a 18,1 µg kg<sup>-1</sup> encontrado para a dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, não houve efeito significativo das doses com relação a concentração do elemento no caldo (Figura 33-f). Para o composto de lodo de esgoto houve redução dos teores do elemento com o aumento das doses utilizadas (Figura 33-f), seguindo um modelo de regressão linear ( $p < 0,01$ ), sendo que os teores variaram de 7,8 µg kg<sup>-1</sup> (dose de 210 t ha<sup>-1</sup>) a 10,6 µg kg<sup>-1</sup> (tratamento testemunha). Alguns estudos verificaram que esse

elemento é retido em sua maior parte nas raízes das plantas (MALAVOLTA, 2006). É possível observar, excluindo a dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup> que os teores de Pb nas demais doses foram menores que a concentração do elemento no tratamento testemunha, assim como para o tratamento com composto de lodo de esgoto que apresentou teor ainda menor na maior dose utilizada.

Maior teor de Cd no caldo foi obtido pelo tratamento com lodo de esgoto na dose de 46,2 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto, igual a 1,3 µg kg<sup>-1</sup>, não estando o valor, entretanto, distante do tratamento testemunha que apresentou teor igual a 1,1 µg kg<sup>-1</sup>. Para os tratamentos com composto de lodo de esgoto o maior teor de Cd foi observado para o tratamento testemunha. Além disso, tanto para o tratamento com lodo de esgoto quanto para o tratamento com composto de lodo de esgoto, não houve efeito significativo das doses dos resíduos orgânicos sobre a concentração de Cd no caldo. Em estudo realizado por Bertoncini et al. (2004), os autores encontraram teores menores que o limite de detecção do método utilizado, igual a 5,0 mg kg<sup>-1</sup>. No entanto, Nogueira et al. (2013) observaram aumento linear dos teores do elemento no caldo com o aumento das doses de lodo de esgoto.

Os elementos Cr, Ni, Cd e Pb foram encontrados em valores muito baixos, na ordem de ppb sendo que para os elementos Cr e Pb os teores no caldo da cana das parcelas tratadas com lodo de esgoto para a dose de 92,4 t ha<sup>-1</sup> apresentaram valores discrepantes das demais doses estudadas, apesar da variabilidade entre as repetições não ter sido elevada e menores teores tenham sido encontrados para esses elementos para as mesmas doses de composto orgânico

Sendo assim, confirma-se que a absorção de metais pela cana-de-açúcar com uso de lodo de esgoto e derivados é baixa, quando se utiliza doses agronômicas e até doses elevadas simulando sucessivas aplicações, não causando efeitos deletérios, como observado por outros estudos (BERTONCINI et al., 2004; NOGUEIRA et al., 2013). No entanto, é importante ressaltar, que esse trabalho avaliou somente um ano após o uso de lodo de esgoto e de composto de lodo de esgoto, e após um ano de colheita de cana-de-açúcar, sendo importante o monitoramento em longo prazo de áreas que utilizam tais resíduos orgânicos a fim de confirmar tais resultados.

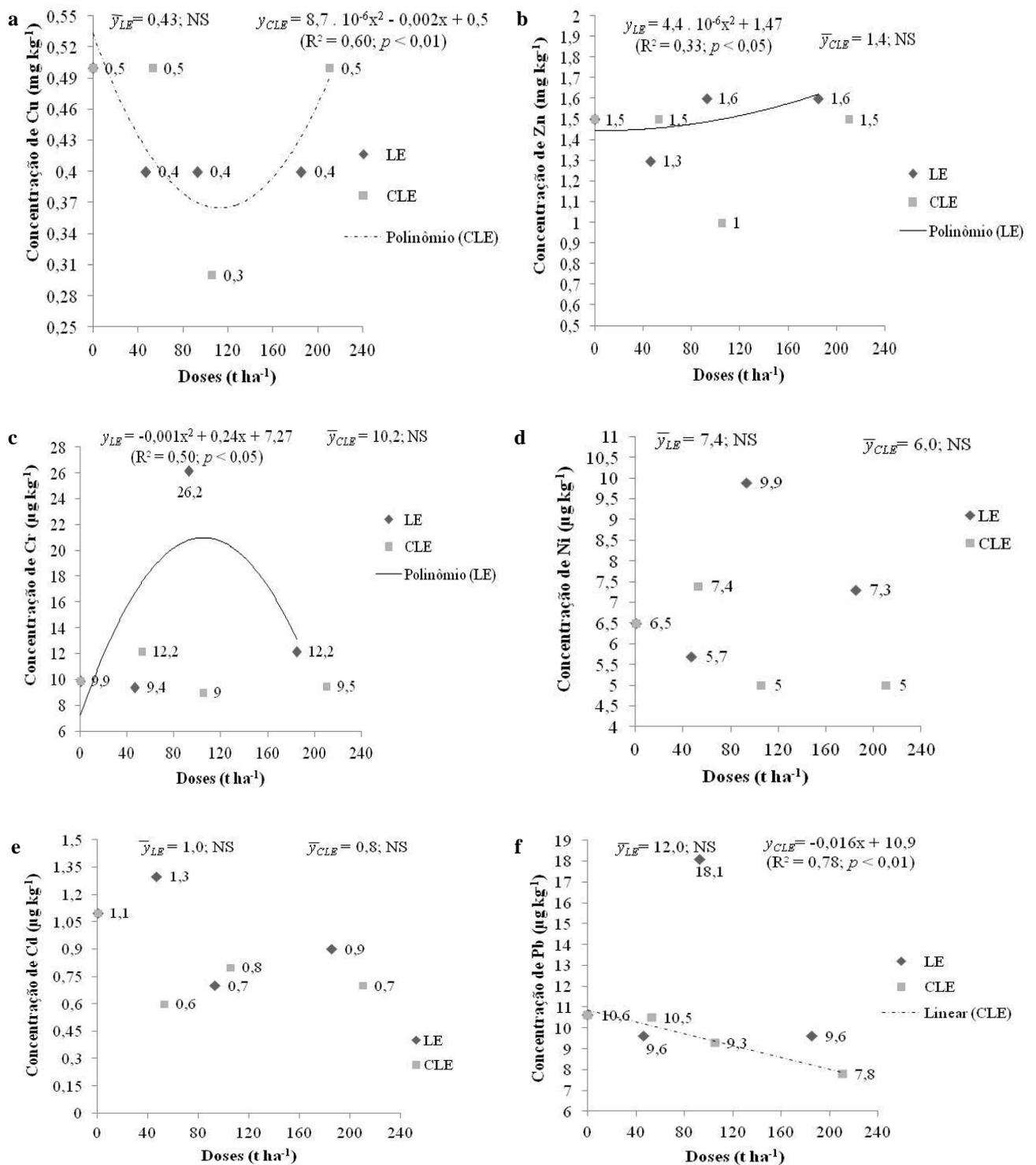


Figura 33 - Concentração Cu<sup>(a)</sup>, Zn<sup>(b)</sup>, Cr<sup>(c)</sup>, Ni<sup>(d)</sup>, Cd<sup>(e)</sup>, Pb<sup>(f)</sup> (base seca), no caldo de cana-de-açúcar, depois de 550 dias (efeito residual) da aplicação das doses (base úmia) de lodo de esgoto (LE): 0; 46,2; 92,4; 132 t ha<sup>-1</sup> e de composto de lodo de esgoto (CLE): 0; 52,5; 105; 210 t ha<sup>-1</sup>, calculadas para fornecer porcentagens da necessidade em N da cultura de 120 kg ha<sup>-1</sup>, de acordo com a resolução n° 375 do CONAMA (BRASIL, 2006). NS: não significativo.

## 5. CONCLUSÕES

Nas condições em que o estudo foi conduzido conclui-se que a partir do processo de compostagem foi possível obter melhorias em parâmetros físico-químicos do lodo de esgoto, como valores de pH, condutividade elétrica e valor CTC/C, e ocorreu imobilização do nitrogênio mineral às formas orgânicas presentes no composto de lodo de esgoto. Houve melhor balanceamento de nutrientes, e redução dos teores de As, B, Ba, Cr, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Zn no composto orgânico final, atendendo assim, as exigências da legislação, quanto aos parâmetros físico-químicos, para registro de fertilizante orgânico classe D. O processo de compostagem permitiu a eliminação dos ovos viáveis de helmintos e redução dos coliformes até os 90 dias, valores dentro dos limites da legislação vigente para fertilizante classe D, para uso agrícola. Pequena recontaminação com *Escherichia coli* foi observada após o período termófilo provavelmente pela irrigação das pilhas com água de reuso da própria estação de tratamento de esgoto, indicando que a irrigação das pilhas com água de reuso deve ser mais criteriosa.

As melhorias nas características do lodo de esgoto obtidas pelo processo de compostagem refletiram nos resultados do teste de respirometria, em que foram encontrados, para o composto de lodo de esgoto, maiores taxas de degradação do que para o lodo de esgoto. O composto de lodo de esgoto apresentou menor velocidade de degradação que o lodo de esgoto. As taxas de degradação dos resíduos orgânicos próximas às sugeridas pela legislação paulista foram obtidas somente com a dose de lodo sete vezes maior a dose agrícola recomendada, indicando necessidade de atualização da legislação para resíduos provenientes de tratamentos como a digestão anaeróbia e que passaram por processo de compostagem.

O teste de mineralização com lixiviação e determinação colorimétrica das formas minerais de nitrogênio mostrou-se eficiente e rápido, podendo ser aplicado em outras análises ambientais. As taxas de mineralização do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto mais próximas aos valores sugeridos pela legislação foram aquelas que menos atenderam a necessidade em nitrogênio da cultura de cana-de-açúcar. E as doses de lodo de esgoto e composto orgânico, aplicadas ao solo, que apresentaram maior taxa de mineralização e que estiveram muito próximas em atender a demanda da cana-de-açúcar foram muito menores que aquelas sugeridas pela legislação vigente, indicando que a legislação vigente pode estar superestimando as taxas de aplicação de lodo e seus derivados.

Assim como observado para a taxa de degradação do carbono orgânico, no teste de

respirometria, o composto orgânico apresentou maiores taxas de mineralização de N que o lodo de esgoto na menor e na maior dose aplicada. E a decomposição do composto de lodo de esgoto também foi mais lenta ao longo do tempo, o que resultou em um maior tempo de meia vida.

O ensaio de campo com a aplicação dos resíduos na cultura da cana de açúcar permitiu observar que não houve diferença quanto ao tipo de resíduo orgânico e a fonte mineral utilizada para os parâmetros produtividade e produtividade de açúcar. Somente o fator doses influenciou linearmente a produtividade da cana e a quantidade de açúcar produzido por hectare. Também houve menor perda de produtividade da cana entre a terceira e quarta soqueira nos solos tratados com resíduos orgânicos, principalmente para o tratamento com uso da maior dose dos resíduos orgânicos, aumentando a longevidade do canavial.

Os teores no solo de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn estiveram dentro dos níveis considerados normais para solos agrícolas do Estado de São Paulo e possíveis variações nesses valores podem ser devidas ao material de origem do solo em estudo. Na folha os teores desses elementos foram menores ou iguais aos encontrados por outros estudos com uso de lodo de esgoto na cana-de-açúcar. Os teores de metais pesados presentes no caldo apresentaram-se ao nível de ppb, confirmando estudos que indicam a baixa absorção dos elementos pela cana-de-açúcar.

Por fim, para que o uso agrícola do composto de lodo de esgoto se torne uma realidade e esse seja um destino ambientalmente adequado para o lodo de esgoto que tende a ter sua geração aumentada ao longo tempo, é necessário que pesquisas futuras atuem nos seguintes temas:

- Avaliação da quantidade de coliformes termotolerantes, em diversos períodos do processo de compostagem, em pilhas irrigadas com água de reuso e água limpa, a fim de definir critérios para irrigação de pilhas de compostagem com água de reuso;
- Avaliação de taxas de degradação de carbono e mineralização de nitrogênio em diferentes tipos de solos, resíduos, e doses, a fim de construir um banco de dados que auxiliem em uma possível revisão dos atuais valores da legislação;
- Estudos ao longo prazo com uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto devem ser conduzidos de modo a averiguar com segurança a possível construção da fertilidade de solos tropicais com uso de composto orgânico quando confrontado um material isento de patógenos, mas menos humificado como o lodo de esgoto.

## REFERÊNCIAS

- ABREU JUNIOR, C. H.; MARTIN NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; SILVA, W. T. L. Métodos analíticos utilizados em química do solo. In: ALLEONI, L. R. F.; MELO, V. F. (Ed.). **Química e mineralogia do solo**. Viçosa: SBCS, 2009. v. 2, p. 529-685.
- AMIR, S.; HAFIDI, M.; MERLINA, G.; Revel, J. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. **Chemosphere**, Oxford, v. 59, p. 801-810, 2005.
- 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 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, Campinas v. 65, n. 4, p. 659-668, 2006.
- ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2006. 178 p.
- 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.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on subtropical soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 238, p. 133–140, 2002.
- BERTONCINI, E. I. **Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em latossolos sucessivamente tratados com biossólido**: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas. 2001. 173 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- BERTONCINI, E. I. Geração de resíduos da indústria da cana de açúcar. In: WORKSHOP: ASPECTOS AMBIENTAIS DA CADEIA DO ETANOL DE CANA DE AÇÚCAR, 2008, Piracicaba. **Resumos...** Piracicaba: APTA-SP, 2008. Disponível em: <[www.apta.sp.gov.br/cana/anexos/position\\_paper\\_painel4\\_bertoncini.pdf](http://www.apta.sp.gov.br/cana/anexos/position_paper_painel4_bertoncini.pdf)>. Acesso em: 21 nov. 2012.
- BERTONCINI, E. I.; D’ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 4972-4979, 2008.
- BERTONCINI, E. I.; D’ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Fluorescence analysis of humic and fulvic acids from two Brazilian Oxisols as affected by biosolid amendment. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, Heidelberg, v. 38, p. 1281–1288, 2005.

BERTONCINI, E. I.; MORETTI, S. M. L.; VITTI, A. C.; ALLEONI, L. R. F.; ABREU-JUNIOR, C. H. Efeito residual do uso de lodo de esgoto e compost orgânico em nitossolo cultivado com cana-de-açúcar: produtividade e qualidade do produto colhido. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS. 3., 2013, São Pedro, SP. **Anais...** São Pedro: Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial, 2013.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E.; ROSSETTO, R. Sugarcane yield and heavy metal availability in two biosolid-amended Oxisols. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 27, p. 1243–1260, 2004.

BOEIRA, R. C. Fração de mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS, 2009, Vitória, ES. **Anais...** Vitória: SBCS, 2009. 1 CD-ROM.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V. Decomposição de lodos de esgoto em latossolos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, RS, v. 2, n. 1, 2007. Resumos 2º Congresso Brasileiro de Agroecologia, Porto Alegre, 2004.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYMA, J. F. Mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 11, p. 1639-1647, 2002.

BOVI, M. L. A.; GODOY JÚNIOR, G.; COSTA, E. A. D. C.; BERTON, R. S.; SPIERING, S. H.; VEGA, F. V. A.; CEMBRANELLI, M. A. R.; MALDONADO, C. A. Lodo de esgoto e produção de palmito em pupunheira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 153-166, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução N° 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 de agosto de 2006. Seção 1, p. 141-146.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução N° 420, de 30 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes sobre o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 de dezembro de 2009. N. 249, p. 81-84.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n° 380, de 31 de outubro de 2006. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 7 de novembro de 2006, Seção 1, p. 59.

BRASIL. Lei 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010, p. 2.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa 27, de 05 de junho de 2006. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere as concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 de junho de 2006. Seção 1, p. 15.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 de julho de 2009, Seção 1, p. 20.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. **Cana-de-açúcar**. Brasília, DF, 2012. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/cana-de-acucar>>. Acesso em: 20 dez. 2012.

BREMNER J. M. **Methods of soil analysis**. Part 2 - Chemical and microbiological properties. Madison: ASA, 1965. p. 1149-1178.

CAMARGO, M. S.; ROCHA, G.; FOLTRAN, D. E.; VITTI, A. C. Produtividade de colmos e de palhada de cultivares de cana de açúcar em três ciclos. In: WORKSHOP AGROENERGIA, 6., 2012, Ribeirão Preto, SP. **Resumos...** São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, 2012. Disponível em: <[www.infobibos.com/agroenergia/cd/resumos](http://www.infobibos.com/agroenergia/cd/resumos)>. Acesso: 21 nov. 2012.

CAMILOTTI, F.; ANDRIOLI, I.; MARQUES, M. O.; SILVA, A. R.; TASSO JUNIOR, L. C. Avaliação dos teores de metais pesados no solo e na planta de cana-de-açúcar sob adubação com lodo de esgoto e vinhaça. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 25, n. 6, p. 23-31, 2009.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, O. M.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A. R.; TASSO JUNIOR, L. C.; NOBILE, F. O. Acúmulo de metais pesados em cana-de-açúcar mediante aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 284-293, 2007.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; MORAES, A. A.; RUMIJNAEK, V. M.; OLIVARES, F. L. Avaliação de características de ácidos húmicos de resíduos de origem urbana: I. Métodos espectroscópios (UV-Vis, IV, RMN<sup>13</sup>C-CP/MAS) e microscopia eletrônica de varredura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 741-750, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Decisão de diretoria nº195-2005-E, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos valores orientadores de 2001, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, dezembro de 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Norma P4. 230** – Critérios para aplicação de biossólido em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação. São Paulo: CETESB, 1999. 32 p. (Manual Técnico).

CHIBA, M. C.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com lodo de esgoto. II – Fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 653-662, 2008.

CONSECANA. **Manual de instruções**. 4. ed. Piracicaba: Conselho dos Produtores de Cana-de-Açúcar, Açúcar e Álcool do Estado de São Paulo, 2003. 115 p.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior on two soils. **Waste Management**, New York, v. 26, p. 614–619, 2006.

COSTA, M. S. S. de M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética de nutrientes**. 2005. 126 p. Tese (Doutorado em Energia e Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2005.

D’ORAZIO, V.; TRAVERSA, A.; STEFANUTTI, R.; BERTONCINI, E. I.; SENESI, N. Humic Acid-like substances in composts produced in tropical regions. In: MEETING OF THE INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY HUMIC SUBSTANCES – LINKING STRUTURE TO FUNCTIONS, 13., 2006, Karlsruhe, Germany. **Proceedings...** Karlsruhe, Germany: International Humic Substance Society, 2006. v. 1, p. 1-5.

DA CAS, V. L. S. **Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com uso de lodo de esgoto e palha de aveia**. 2009. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DAI PRÁ, M.A. **Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos**. 2006. 127 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2006.

EPSTEIN, E. **The science of composting**. 1. ed. Lancaster: Technomic Publishing Company Inc., 1997. 225 p.

EUROPEAN COMISSION. **Disposal and recycling routes for sewage sludge – Part 1 Sludge use acceptance report**. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2001. 75 p.

FERNÁNDEZ, F. J.; SÁNCHEZ, V.; RODRÍGUEZ, L.; VILLASEÑOR, J. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mill waste and winery waste in a rotary drum reactor. **Waste Management**, New York, v. 30, p. 1948-1956, 2010.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. Riscos associados ao uso do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; ILHENFELD, R. G. (Ed.). **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. 97 p.

FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 837-843, 2003.

FRANCO, A. **Aplicação de lodo de esgoto em cana planta como fonte de nitrogênio e fósforo e seu impacto ambiental.** 2009. 96 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

GICHANGI, E. M.; MNKENI, P. N. S.; MUCHAONYERWA, P. Evaluation of the heavy metal immobilization potential of pine bark-based composts. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 35, p. 1853-1865, 2012.

GOMES, W. R.; PACHECO, E. **Composto orgânico.** Lavras: ESAL, 1988. 11 p.

GRANJA, A. C. R. **Elementos potencialmente tóxicos em caldo de cana-de-açúcar cultivada em solo tratado com lodo de esgoto.** 2009. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

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, p. 267-280, 2006.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N.; CHERIF, A.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, Essex, v. 80, p. 217-225, 2001.

HAUG, R. T. **The practical handbook of compost engineering.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 699 p.

HERNÁNDEZ, T.; MASCIANDARO, G.; MORENO, J. I.; GARCÍA, C. Changes in organic matter composition of two digested sewage sludges. **Waste Management**, New York, v. 26, p. 1370-1376, 2006.

HUA, L.; WU, W.; LIU, Y.; Mc BRIDE, M. B.; CHEN, Y. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. **Environment Science and Pollution Research International**, Landsberg, v. 16, p. 1-9, 2009.

HUANG, C. C.; CHEN, Z. S. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 55, p. 715-724, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRA DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.** Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 219 p.

JAYASINGHE, G. Y. Composted sewage sludge as an alternative potting media for lettuce cultivation. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 43, p. 2878-2887, 2012.

JOURAIPHY, A.; AMIR, S.; GHAROUS, M.; REVEL, J. C.; HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Amsterdam, v. 56, p. 101-108, 2005.

KEMPERS, A. J.; ZEWERS, W. L. Ammonium determination in soil extracts by salicylate method. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

KHALIL, A. I.; HASSOUNA, M. S.; EL-ASHQAR, H. M. A.; FAWZI, M. Changes in physical, chemical, and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. **World Journal Microbiology and Biotechnology**, Oxford, v. 27, p. 2359-2369, 2011.

KIEHL, J. E. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. 4. ed. Piracicaba: Ed. do autor, 2004. 173 p.

LASAT, M. M. Phytoextraction of metal from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issue. **Journal of Hazardous Substance Research**, Manhattan, KS, v. 2, p. 1-25, 2000.

LATHAM, J. L. **Cinética elementar de reação**. São Paulo: E. Blücher, 1974. 112 p.

LIMA, E. P. **Tratamento de resíduos sólidos**. 4. ed. Pelotas: Centro Federal de Educação Tecnológica de Pelotas, 2007. 83 p.

MAIA, M. L. **Uma contribuição na análise de viabilidade econômica, social e ambiental, no uso de lodo de esgoto na agricultura do Distrito Federal**. 2006. 137 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, DF, 2006.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 631 p.

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

MARIANO, E. **Mineralização e disponibilização de nitrogênio em solos cultivados com cana-de-açúcar**. 2010. 93 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; MARQUE, T. A.; NOGUEIRA, T. A. R. Qualidade e produtividade de cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, p. 111-122, 2007.

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

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa: Fundação Estadual de Meio Ambiente, 2005. 34 p.

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.

MCLAUGHLIN, M. J.; PALMER, L. T.; TILLER, K. G.; BEECH, T. A.; SMART, M. K. Increased soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field grown potato tubers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, p. 1013-1018, 1994.

MELO, W. J.; AGUIAR, P. S.; MELO, G. M.; MELO, V. P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1341-1347, 2007.

MININNI, G.; SBRILLI, A.; GUERRIERO, E.; ROTATORI, M. Dioxins and furans formation in pilot incineration tests of sewage sludge spiked with organic chlorine. **Chemosphere**, Oxford, v. 54, p. 1337-1350, 2004.

MODESTO, P. T.; SCABORA, M. H.; COLODRO, G.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Alterações em algumas propriedades de um Latossolo degradado com uso de lodo de esgoto e resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1489-1498, 2009.

MURRAY, A.; HORVATH, A.; NELSON, K. L. Hybrid life-cycle environmental and cost inventory of sewage sludge treatment and end-use scenarios: A case study from China. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 42, p. 3163-3169, 2008.

NOGUEIRA, T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. C.; ABREU-JUNIOR, C. H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 21, n. 3, p. 165-173, 2013.

NOGUEIRA, T. A. R.; MELO, W. J.; OLIVEIRA, L. R.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; MARCUSSI, S. A.; MARQUES, M. O. Nickel in soil and maize plants grown on an oxisol treated over a long time with sewage sludge. **Chemical Speciation and Bioavailability**, Herts, UK, v. 21, n. 3, p. 165-173, 2009.

NOGUEIROL, R. C.; MELO, W. J. M.; BERTONCINI, E. I.; ALLEONU, L. R. F. Concentrations of Cu, Fe, Mn and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 185, p. 2929-2938, 2013.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 581-593, 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, p. 505-519, 2002.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v. 11, n. 16, p. 89-188, 2010.

PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Revista de Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 3, p. 104-109, 1989.

REIS, M. F. P.; ESCOSTEGAUY, P. V.; SELBACH, P. **Teoria e prática da compostagem de resíduos sólidos urbanos**. Passo Fundo: UPF, 2004.

REIS, T. C.; RODELLA, A. A. Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 610-626, 2002.

RODELLA, A. A.; SABOYA, L. V. Calibration for conductimetric determination of carbon dioxide. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 2059-2060, 1999.

ROIG, N.; SIERRA, J.; MARTÍ, E.; NADAL, M.; SCHUHAHCER, M.; DOMINGO, J. L. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 158, p. 41-48, 2012.

RUBIM, A. R. Is time-temperature really important? In: ANNUAL RESIDUALS AND BIOSOLIDS MANAGEMENT CONFERENCE: 10 YEARS OF PROGRESS AN A LOOK TOWARD THE FUTURE. 10., 1996, Alexandria. **Anais...** Alexandria: Water Environment Federation, 1996. p. 51-57.

SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro, **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

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

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINIZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 25, p. 401-406, 1997.

SEGURA-MUÑOZ, S. I.; da SILVA OLIVEIRA, A.; NIKAIDO, M.; TREVILATO, T. M. B.; BOCIO, A.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; DOMINGO, J. L. Metal levels in sugar cane (*Saccharum* spp.) samples from an area under the influence of a municipal landfill and a medical waste treatment system in Brazil. **Environment International**, New York, v. 32, p. 52-57, 2006.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 353-364, 2006.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. II- Aspectos qualitativos, econômicos, e práticos de seu uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 497-503, 2002.

SILVA, L. F. M.; COSCIONE, A. R.; ANDRADE, C. A. Degradação do carbono e mineralização do nitrogênio em solo com diferentes históricos de uso agrícola de lodo de esgoto. In: SIMPÓSIO INTERAMERICANO DE BIODISSÓLIDOS, 7., 2010, Campinas. **Resumos...** Campinas: IAC, 2010. 1 CD-ROM.

SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, New York, v. 28, p. 347–358, 2008.

SPIRONELLO, A.; VAN RAIJ, B.; PENATTI, C. P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J. L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M. G. A.; ROSSETTO, R. Cana-de-açúcar. In: VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, 1997. p. 237-239.

STANFORD, F.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 465-472, 1972.

STENTIFORD, E.; DE BERTOLDI, M. Composting: Process. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid waste technology & management**. Chichester: John Wiley & Sons, 2010. p. 513-532.

TELES, C. R.; MUNARO, C. J.; CASSINI, S T. A. Modelagem da decomposição aeróbia de lodo de esgoto em solos com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, p. 197-203, 2009.

THOMAZ SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. Curitiba: SANEPAR, 2000. p. 27-41.

THOMAZ-SOCCOL, V. Aspectos sanitários do lodo de esgoto. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SANEPAR, 1998. p. 65-72.

TURNER, C. The thermal inactivation of *E.coli* in straw and pig manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 84, p. 57-61, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **SW-846 On-line: “Method 3051**. Microwave Assisted Digestion of Sediments, sludges, oils, and oils. Washington, DC, 1994. Disponível em: <[www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846](http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846)>. Acesso em: 21 nov. 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Under 40 CFR Part 503**. Environmental Regulations and Technology - Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage). Appendix I -Test Method for Detecting, Enumerating, and Determining the Viability of *Ascaris* Ova in Sludge, p. 166, EPA/625/R-92/013, 2003. Disponível em: [www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs](http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs). Acesso em: 21 nov. 2012.

VACA, R.; LUGO, J.; MARTÍNEZ, R.; ESTELLER, M. V.; ZAVALETA, H. Effects of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil properties and *Zea mays* L. plants (heavy metals, quality and productivity). **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, México, DF, v. 27, n. 4, p. 303-311, 2011.

VANZO, J. E. Saneamento básico – Situação atual e perspectivas. In: ENCONTRO TÉCNICO ANUAL – ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA CETESB, 6., 2005, São Paulo. **Palestras...** São Paulo: CETESB, 2005.

VENABLES, W. N.; SMITH, D. M. **An introduction to R - Notes on R**: A programming environment for data analysis and graphics. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing, 2013. 102 p. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 20 mar. 2013.

VERAS, L. R. V; POVINELLI, J. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 218-224, 2004.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, New Brunswick, v. 37, p. 29-38, 1934.

WALTER, I.; MARTÍNEZ, F.; CALA, V. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. **Environmental Pollution**, London, v. 139, p. 507-514, 2006.

WANG, P.; QU, E.; LI, Z.; SHUMAN, L.M. Fractions and availability of nickel in loessial soil amended with sewage or sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 795-801, 1997.

WANG, X.; CHEN, T.; GE, Y.; JIA, Y. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 160, p. 554-558, 2008.

WERLE, S.; WILK, R. K. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. **Renewable Energy**, Oxford, v. 35, p. 1914-1919, 2010.

WICHUK, K. M.; Mc CARTNEY, D. A review of the effectiveness of current time – temperatures regulations on pathogen inactivation during composting. **Journal of Environmental Engineering Science**, Ottawa, v. 6, p. 573-586, 2008.

WILLIAMS, S. **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**. 14. ed. Arlington: AOAC, 1984. 1141 p.

YANG, J. E; SKOGLEY, E.; SCHAFF, B.; KIM, J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin on soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 1108-1115, 1998.

ZHAO, X. L.; MU, Z. J.; CAO, C. M.; WANG, D. Y. Growth and heavy metalup take by lettuce grown in soils applied sewage sludge compost. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 43, p. 1532-1541, 2012.