

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**RESPOSTA DAS PLANTAS E MODIFICAÇÕES DAS PROPRIEDADES
DO SOLO PELA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS**

Tese de Doutorado

Cláudio Henrique Kray

Porto Alegre, 2005

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**RESPOSTA DAS PLANTAS E MODIFICAÇÕES DAS PROPRIEDADES
DO SOLO PELA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS**

CLÁUDIO HENRIQUE KRAY
Engenheiro-Agrônomo (UFRGS)
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como um dos requisitos à obtenção do Grau de
Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Abril de 2005

Cláudio Henrique Kray
Engenheiro Agrônomo - UFRGS
Mestre em Ciência do Solo - UFRGS

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para a obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovada em:
Pela Banca Examinadora

MARINO JOSÉ TEDESCO
Professor Orientador
PPG - Ciência do Solo

ADRIANA M. MORENO PIRES
EMBRAPA - Meio Ambiente

CARLOS ALBERTO BISSANI
PPG-Ciência do Solo

DANILO DUFECH CASTILHOS
Departamento de Solos-UFPel

Homologado em:
por

CIMÉLIO BAYER
Coordenador do Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo

GILMAR ARDUINO B. MARODIN
Diretor da Faculdade de Agronomia

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar e sempre.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela oportunidade de estudo e ao CNPq pela bolsa concedida.

Ao professor Marino Tedesco, pela orientação e apoio na condução dos trabalhos, pela amizade, pelos ensinamentos e pelo exemplo profissional.

Aos professores Carlos Bissani e Clesio Gianello, pela colaboração.

Ao Laboratório de Análise de Solo (LAS) da UFRGS, pelo auxílio financeiro.

Ao DMAE e ao DMLU de Porto Alegre, pelo fornecimento dos resíduos.

Aos colegas de turma Cláudia, Falberni, Josué e Clodoaldo, pela amizade e parceria nos trabalhos.

Aos funcionários do LAS: Lisandra, Vitor, Tiago, Bebeca, Thais, Elis e em especial, ao Daniel e Licínio, pelo auxílio e colaboração nos trabalhos.

Aos estudantes Fernando, Juliana e Rafael, pelo auxílio nos trabalhos.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela convivência, amizade e ajuda que contribuíram para realização deste trabalho.

A todos os professores do Departamento de Solos/UFRGS, pelos ensinamentos.

À Tereza, minha mãe pelo exemplo de persistência, força, amor e pelo seu estímulo e compreensão, obrigado por me entender.

Aos meus irmãos, Isolde e Jair, pelo estímulo e compreensão.

A Celmiro e Nelcy, meus sogros, e à Gislaine e Gilson, meus cunhados, pela convivência e amizade.

À Giseli, minha esposa, pelo carinho e amor sempre presentes e pela colaboração direta e apoio fundamentais no transcorrer do trabalho. Agora, mesmo longe, obrigado por me acompanhar em oração, obrigado por proporcionar os momentos de maior felicidade vividos ao longo de minha.

RESPOSTA DAS PLANTAS E MODIFICAÇÕES DAS PROPRIEDADES DO SOLO PELA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS^{1/}

Autor: Cláudio Henrique Kray

Orientador: Prof. Marino José Tedesco

RESUMO

O descarte no solo é uma alternativa viável para reduzir o potencial poluidor de muitos resíduos. Foram avaliados neste trabalho os efeitos da aplicação no solo de composto de lixo e de lodo de esgoto. Foram conduzidos dois experimentos utilizando-se dois solos (Latosolo Vermelho distroférico nitossólico e Argissolo Vermelho distrófico arênico), sendo o primeiro feito em microparcelas. Os resíduos foram aplicados quatro vezes em dois anos, com a adição total de 117,3 t ha⁻¹ de composto de lixo e 47,0 t ha⁻¹ de lodo de esgoto; num tratamento adicional, com o dobro destas doses, foi feito o enriquecimento do mesmo com metais (Cu, Zn, Cd, Ni e Pb); foram comparados também um tratamento com adubação mineral completa e uma testemunha. Foi avaliado o efeito dos tratamentos sobre o rendimento de plantas de milho e de aveia, na água lixiviada e nas propriedades do solo. No segundo experimento, foi avaliada a atividade microbiana pela liberação de C-CO₂, em amostras de solo com adição dos resíduos, incubadas em frascos respirométricos. As adições de composto de lixo e de lodo de esgoto até as quantidades de 117,3 t ha⁻¹ e 47,0 t ha⁻¹, respectivamente, supriram as necessidades de N e parte do P para as culturas de milho (verão) e de aveia (inverno). As adições dos resíduos aumentaram os teores de matéria orgânica e nitrogênio dos solos, a partir da primeira aplicação; aumentos nos teores de cobre e de zinco também foram observados com as aplicações sucessivas dos resíduos, principalmente no caso do lodo de esgoto. Os teores dos metais na água de lixiviação foram menores que os limites estabelecidos para água potável. O enriquecimento dos resíduos com metais aumentou a absorção dos mesmos pelas plantas, os teores totais no solo e os teores de cobre e de zinco no lixiviado, porém, não afetou a atividade microbiana. Nas taxas de aplicação mais altas, a mineralização média dos resíduos foi de 14,5% para o composto de lixo e de 28,7% para o lodo de esgoto, com pequenas variações entre solos, nas menores dose de resíduos foram determinadas as maiores taxas de decomposição, para os dois solos.

^{1/} Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (161 p.) Abril, 2005.

PLANT RESPONSE AND SOIL PROPERTIES' MODIFICATIONS BY URBAN RESIDUES' APPLICATION ^{1/}

Author: Cláudio Henrique Kray
Adviser: Prof. Marino José Tedesco

ABSTRACT

Land disposal is increasingly more used as a way to dispose off sewage sludge and urban refuse compost. These residues' effects on corn and oat, growth, on the leachate quality and on two soils (hapludult and paleudult) properties' modifications were studied in microplots. The residues were applied four times in two years at the total rates of up to 117,3 t ha⁻¹ for the urban compost and 47,0 t ha⁻¹ for the sludge, compared with a blank and a mineral fertilization and liming treatment. An additional treatment with 1/3 more over the higher rate of the residues, enriched with metals (Cu, Zn, Cd, Ni and Pb) was also included. A laboratory incubation study with C-CO₂ volatilized determination was also conducted. Plant's growth at the higher rates of the residues application was similar to that obtained on the limed and fertilized plots, on both soils; nitrogen and part of the phosphorus required by plants were supplied by the residues. Soil's organic carbon and total nitrogen and copper and zinc on the last applications increased with the residues' use. Cd, Ni and Pb didn't increase in soils. It wasn't observed metal's translocation in the soils, and the leachate was of a drinking water quality. The residues' metal enrichment however increased plant's uptake and soils' total contents and copper and zinc in the leachate, but didn't affect microbial activity. At the higher application rate, the residues' average mineralization rates were 14,5% for the urban compost and 28,7% for the sludge, with small differences between soils; at the lower residues' application rates, these were higher, for both soils.

^{1/} Doctoral Thesis in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (161 p.) April, 2005.

SUMÁRIO

	Página
1	INTRODUÇÃO 1
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 3
2.1	GERAÇÃO DE RESÍDUOS.....3
2.2	UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS NO SOLO.....5
2.2.1	Critérios para a utilização de resíduos6
2.3	DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ADICIONADOS AO SOLO 18
2.3.1	Atividade microbiana 19
2.4	EFEITO DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO.....21
2.4.1	pH.....21
2.4.2	Carbono orgânico do solo23
2.4.3	Disponibilidade de nutrientes24
2.5	EFEITO DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS NAS PLANTAS26
2.6	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS INORGÂNICOS27
3	MATERIAL E MÉTODOS.....29
3.1	CARACTERIZAÇÃO GERAL.....29
3.2	CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS UTILIZADOS29
3.3	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS UTILIZADOS30
3.4	EXPERIMENTO I - RESPOSTA DAS PLANTAS E MODIFICAÇÕES DAS PROPRIEDADES DO SOLO PELA APLICAÇÃO DOS RESÍDUOS32
3.4.1	Instalação32
3.4.2	Tratamentos32
3.5	DETERMINAÇÕES LABORATORIAIS39
3.5.1	Análises de plantas39
3.5.2	Análises de solo39
3.5.3	Análise da água de lixiviação40
3.5.4	Fração do N recuperado na parte aérea das plantas e no lixiviado.....41

3.6	EXPERIMENTO II - ATIVIDADE MICROBIANA	41
3.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA	43
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1	RESPOSTA DAS PLANTAS E MODIFICAÇÕES DAS PROPRIEDADES DO SOLO PELA APLICAÇÃO DOS RESÍDUOS.	44
4.1.1	Rendimento de matéria seca da parte aérea das plantas	45
4.1.2	Teores de alguns nutrientes e metais nas plantas	52
4.1.3	Características e composição do lixiviado.....	66
4.1.4	Modificações das propriedades do solo pela aplicação dos resíduos.....	87
4.1.5	Fração do N recuperado na parte aérea das plantas e no lixiviado.....	115
4.2	DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS NO SOLO.....	117
4.2.1	Liberação de CO ₂ e taxa de degradação	118
4.2.2	Nitrogênio mineral (NH ₄ ⁺ e (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻)).....	129
4.2.3	pH do solo	133
5	CONCLUSÕES	135
6	BIBLIOGRAFIA.....	137
7	APÊNDICE	150

RELAÇÃO DE TABELAS

Página

1. Concentrações máximas (mg kg^{-1}) de metais pesados permitidos em solos com adição de lodo de esgoto, conforme diferentes legislações ⁽¹⁾	15
2. Caracterização das camadas superficial (zero a 20cm) e subsuperficial (20 a 55cm) dos solos utilizados no experimento	30
3. Características físico-químicas dos resíduos utilizados nos experimentos, nos anos de 2002 e 2003	31
4. Tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes minerais adicionados aos solos	35
5. Quantidade de nitrogênio na parte aérea das plantas (mg vaso^{-1}) nas quatro etapas (média de três repetições).....	53
6. Quantidade de fósforo absorvido na parte aérea das plantas (mg vaso^{-1}) nas quatro etapas (média de três repetições).....	55
7. Concentrações máximas de alguns metais aceitas pela USEPA (1996) para aplicação de biossólido no solo e as aplicadas no experimento (média de 4 aplicações, em 2 anos)	57
8. Teor de cobre na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições).....	59
9. Teor de zinco na parte aérea das plantas (mg kg) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições).....	61
10. Teor de chumbo na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)	63
11. Teor de níquel na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições).....	64
12. Teor de cádmio na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições).....	66
13. Teores de nitrogênio (NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) na água lixiviada (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)	69
14. Teor de potássio na água lixiviada (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)	71

15. Teor de sódio na água lixiviada (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)	73
16. Teor de cálcio no lixiviado (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)	74
17. Teor de magnésio no lixiviado (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)	75
18. Valor de pH na água lixiviada, nas quatro etapas (média de três repetições).....	77
19. Valor de condutividade elétrica da água lixiviada ($\mu\text{S cm}^{-1}$) nas quatro etapas (média de três repetições).....	78
20. Teor total de cobre na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)	80
21. Teor total de zinco na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)	82
22. Teor total de chumbo na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)	84
23. Teor total de níquel na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), as quatro etapas do experimento (média de três repetições)	85
24. Teor total de cádmio na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)	87
25. Valor de pH em água do solo no final de cada etapa (média de três repetições).....	89
26. Teor de fósforo disponível (mg dm^{-3}) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)	92
27. Teor de potássio disponível (mg dm^{-3}) no solo no final de cada etapa (média de três repetições).....	93
28. Teor de cálcio trocável ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)	95
29. Teor de magnésio trocável ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo no final de cada etapa (média de três repetições).....	96
30. Teor de carbono orgânico total no solo (g kg^{-1}), no final de cada etapa (média de três repetições).....	99

31. Teor de nitrogênio total no solo (g kg^{-1}), no final de cada etapa (média de três repetições)	101
32. Teor de cobre extraível (mg dm^{-3}) do solo, no final de cada etapa (média de três repetições)	104
33. Teor total de cobre (mg kg^{-1}) no solo, no final de cada etapa (médias de três repetições)	105
34. Teor de zinco extraível (mg kg^{-1}) no solo, no final de cada etapa (médias de três repetições)	106
35. Teor total de zinco no solo (mg kg^{-1}), no final de cada etapa (médias de três repetições)	108
Tabela 36. Teor total de chumbo no solo (mg kg^{-1}), no final de cada etapa (médias de três repetições)	109
37. Teor total de níquel no solo (mg kg^{-1}), no final de cada etapa (média de três repetições)	110
39. Teor total de metais pesados no solo (em mg kg^{-1}), na camada de 20 a 30 cm (média de três repetições)	113
41. Fração do nitrogênio total adicionado pelos resíduos que foi recuperada na parte aérea das plantas e no lixiviado, em % (média de três repetições)	117
42. Quantidade cumulativa de carbono ($\text{mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de solo) volatilizado durante a incubação, em cada etapa (média de duas repetições)	119
43. Percentual do carbono degradado dos resíduos adicionados em cada etapa do experimento, avaliada pela liberação de C-CO_2 (média de duas repetições)	128
44. Teor de N-mineral (em mg kg^{-1}), em cada etapa do experimento ($\text{NH}_4^+ + (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$) (média de duas repetições)	131
45. Taxa de mineralização do nitrogênio adicionado via resíduos em cada etapa do experimento (média de duas repetições)	132
46. Valor de pH em água do solo no final de cada etapa (média de duas repetições)	133

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1 Produção de matéria seca da parte aérea do milho (primeira etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd.....	47
2 Produção de matéria seca da parte aérea da aveia (segunda etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd.....	48
3 Produção de matéria seca da parte aérea do milho (terceira etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd.....	49
4 Produção de matéria seca da parte aérea de aveia (quarta etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd.....	50
5 Quantidade cumulativa de carbono (CO ₂) volatilizado no solo PVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas.....	120
6 Quantidade cumulativa de carbono (CO ₂) volatilizado no solo PVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas	121
7 Quantidade cumulativa de carbono (CO ₂) volatilizado no solo LVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas.....	122
8 Quantidade cumulativa de carbono (CO ₂) volatilizado no solo LVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas.....	123
9 Quantidade cumulativa total e carbono (CO ₂) volatilizado em solo PVd com adição de resíduos orgânicos nas quatro aplicações sucessivas.....	124
10 Quantidade cumulativa total de carbono (CO ₂) volatilizado em solo LVd com adição de resíduos orgânicos nas quatro aplicações sucessivas.....	125

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional, concentrado principalmente em grandes centros urbanos, provoca a geração de grandes quantidades de resíduos. Entre os resíduos gerados, destacam-se o lixo urbano e o esgoto, que podem apresentar grande potencial poluente. O tratamento desses resíduos não elimina totalmente o problema, sendo gerados novos resíduos. No tratamento do lixo urbano orgânico pela compostagem, é produzido o composto de lixo. Pelo tratamento do esgoto, é gerado um outro resíduo, o lodo de esgoto. Dentre as alternativas para a destinação final desses resíduos podem ser citadas: o descarte em oceanos ou em aterros sanitários, a incineração e a utilização em solos agrícolas.

A aplicação de resíduos urbanos em solo agrícola vem sendo utilizada de forma crescente a nível mundial, sendo uma alternativa ambiental e econômica viável. Por suas características químicas e biológicas, o solo propicia as condições necessárias para a biodegradação de resíduos orgânicos e a retenção dos metais pesados e outros poluentes. Além disso, o material orgânico pode disponibilizar nutrientes, como o nitrogênio, o fósforo e o potássio, para as plantas e os microrganismos, e melhorar atributos químicos e físicos do solo pela adição de matéria orgânica.

A aplicação de resíduos urbanos em solos agrícolas minimiza seu potencial poluente, pois o solo apresenta uma grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, pela multiplicidade de processos físico-químico-biológicos que o caracterizam. Entretanto, é necessário o monitoramento de possíveis efeitos negativos decorrentes da aplicação destes resíduos ao solo. Dentre estes, destaca-se a contaminação por metais pesados, a disseminação de organismos patogênicos

e a contaminação das águas subterrâneas por nitrato, proveniente da mineralização dos compostos orgânicos dos resíduos.

Desta forma, têm grande importâncias os trabalhos que visam a estudar os efeitos das adições desses resíduos no sistema solo-água-planta. Nestes estudos, podem ser determinadas as técnicas de manejo adequadas para minimizar os efeitos negativos desta prática .

O presente trabalho foi conduzido utilizando-se dois solos de diferentes características físicas e químicas, com o objetivo de estudar os efeitos causados pela aplicação de doses crescentes de composto de lixo urbano e de lodo de esgoto, por dois anos consecutivos, utilizando-se as culturas de milho e de aveia. Foram determinadas as seguintes variáveis: produção de matéria seca e absorção de nutrientes e de metais pesados pelas plantas; teor de carbono orgânico no solo e a estimativa da degradação da carga orgânica adicionada; atividade microbiana; pH do solo; capacidade de troca de cátions do solo; teores de macronutrientes, de micronutrientes e de metais pesados nos solos e na água de percolação; lixiviação de amônio e de nitrato e acúmulo de nitrogênio no solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Geração de resíduos

O crescimento das populações urbanas e a crescente industrialização das cidades têm propiciado a geração de grandes quantidades de resíduos sólidos, principalmente nas grandes cidades e em seus arredores. O esgoto e o lixo urbano são dois grandes problemas ambientais a serem resolvidos no século XXI. O descarte adequado desses resíduos em aterros sanitários apresenta alto custo, devido às obras de engenharia necessárias e à diminuição de áreas aptas para receber resíduos sólidos. A produção média de lixo nas principais cidades brasileiras varia entre 300 e 1000g por habitante, por dia. Grande parte desse lixo é acumulada em lixões sem qualquer preocupação com as conseqüências negativas desta prática.

No processamento do lixo é feita a separação da fração orgânica dos materiais inertes recicláveis, como vidro, papel, papelão, material ferroso e plástico. A fração orgânica pode ser tratada por compostagem, tendo como produto final um resíduo orgânico humificado, com potencial de utilização na agricultura. Entretanto, somente uma pequena parte é tratada em usinas de compostagem ou descartada adequadamente em aterros sanitários. Dados do IBGE (2002) indicam que menos de 4 % do total do lixo produzido no Brasil é processado em estações de triagem e compostado.

Não há uma solução única para a destinação final do lixo urbano, devido à diferente composição dos resíduos e às características regionais e locais da comunidade, bem como dos reflexos sociais, econômicos e ambientais que devem ser considerados em conjunto para a escolha do método mais adequado para uma determinada área (Buschinelli & Siqueira, 1989).

A separação da fração orgânica do lixo, além de gerar adubo orgânico, propicia a possibilidade de reaproveitamento industrial de metais, vidros, plásticos e papéis (Parchen, 1988). O composto de lixo pode suprir nutrientes para as plantas e atuar como condicionador das propriedades físicas e biológicas do solo, proporcionando melhor estruturação das partículas, maior retenção de água, maior capacidade de troca catiônica e efeito tamponante (Kiehl, 1985).

O tratamento do esgoto doméstico é outro problema que afeta as cidades. Dados do IBGE (2002) indicam que no ano de 2000 apenas 15% do esgoto produzido em cidades brasileiras era coletado, sendo que, deste total, aproximadamente 8% recebia algum tipo de tratamento. Assim, o grande volume produzido e o descarte sem tratamento nos corpos receptores causam a poluição do ambiente. A contaminação dos corpos receptores deve-se à presença de macro e de micronutrientes de plantas, agentes patogênicos, matéria orgânica, metais pesados e elevadas DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda biológica de oxigênio). Desta forma, o tratamento dos esgotos é prática indispensável para a preservação dos recursos hídricos. Nas estações de tratamento de esgoto é gerado o lodo, que apresenta composição variável, contendo 40% a 80% de matéria orgânica no material seco e alguns nutrientes de plantas, com importância agrônômica. Os tratamentos pelo processo aerado geram aproximadamente 17,5 kg (em matéria seca) por habitante, por ano (Andreoli & Pegorini, 2000). A quantidade de esgoto tratado deve aumentar no futuro, devido ao aumento do saneamento básico.

McGrath et al. (1994) indicam que na Comunidade Econômica Européia e nos Estados Unidos são produzidas anualmente aproximadamente $6,0 \times 10^6$ toneladas de lodo (base seca), das quais 39% e 33%, respectivamente, são aplicadas em solos agrícolas. Dentre as diversas alternativas de disposição final, a reciclagem agrícola dos resíduos tem se destacado, mundialmente, por reduzir a pressão de exploração sobre os recursos naturais, reduzir a quantidade de resíduos com restrição ambiental quanto à sua destinação final, viabilizar a reciclagem de nutrientes e promover a estruturação do solo. Entretanto, o uso indiscriminado de resíduos orgânicos no solo, dependendo da

sua procedência, pode aumentar a concentração de metais pesados e a acumulação na cadeia trófica, com possíveis problemas de toxicidade. Cádmio, cobre, mercúrio, chumbo, e zinco apresentam possibilidade de acumulação no solo (Fortes Neto, 1992). Em vista disso, é necessário o monitoramento do local em que são adicionadas grandes quantidades de composto de lixo urbano e lodo de esgoto.

A aplicação segura desses resíduos é necessária para evitar a contaminação do ambiente. No Rio Grande do Sul, existem poucas informações em relação à composição química, física e biológica destes resíduos. O uso em solos agrícolas pode ser uma alternativa viável, porém é necessário estabelecer as doses e a forma adequada de aplicação. Deve-se ressaltar que, independentemente da opção a ser adotada, qualquer forma de disposição de resíduos orgânicos apresenta riscos (Andreoli & Pegorini, 2000).

2.2 Utilização de resíduos no solo

A utilização do solo como receptor de resíduos pode ser feita de várias maneiras. Em situações de pequena disponibilidade de áreas adequadas, o resíduo pode ser confinado em aterros industriais e sanitários. De acordo com Bidone & Povineli (1999), o princípio predominante nos projetos e na implementação de aterros sanitários é a adoção de barreiras naturalmente disponíveis (hidrogeologia favorável), somadas àquelas criadas pelo homem (construção de camadas impermeabilizantes e sistemas de coleta e tratamento de lixiviados). Nos aterros, o solo atua como um “container” dos resíduos (Witty & Flach, 1977). Conforme estes autores, a concentração de resíduos em pequenas áreas apresenta grande potencial para provocar danos ambientais, pois o aparecimento de fissuras na estrutura do aterro, devido à oxidação da matéria orgânica, pode levar à liberação de lixiviados com concentrações elevadas de metais pesados.

Em outro enfoque, o ambiente físico, químico e biológico do solo fornece condições para a biodegradação do lodo e para a retenção dos metais pesados e outros compostos com potencial poluente. Ou seja, o solo atua como um filtro biológico, reciclando o lodo e não apenas servindo como um depósito de

poluentes (Frighetto, 1999). De acordo com Mattiazzo (1996), o seu manejo pode ter como objetivo o uso do solo unicamente como meio para a degradação da carga orgânica do resíduo, ou então, a utilização do solo visando à reciclagem de nutrientes contidos nos resíduos, com manutenção ou mesmo elevação do teor de matéria orgânica. Portanto, essa prática considera o resíduo como um insumo potencial, que, se bem manejado, beneficia as propriedades dos solos, como, por exemplo, o suprimento de nitrogênio para as plantas (Kray, 2001; Da Ros et al., 1993; Barbarick & Ippolito, 2000).

De acordo com Oberle & Keeney (1994), a adição de lodo influencia os processos físicos, químicos e biológicos do solo. As modificações físicas são devidas aos efeitos positivos do aumento do teor de matéria orgânica do solo, que propicia maior capacidade de retenção de água, maior agregação do solo e aumento da infiltração, reduzindo a erosão e o escoamento superficial. Por essa razão, o lodo está sendo bastante utilizado na recuperação de áreas degradadas, como, por exemplo, em locais com descarte de rejeitos carboníferos, contribuindo para a revegetação destas áreas (Chaney, 1990).

No entanto, quando a área de disposição é mal manejada, podem ocorrer sérios riscos de contaminação do ambiente e à saúde pública. Portanto, as quantidades de lodo e de composto orgânico a serem aplicadas, a periodicidade de aplicação, as condições de aplicação e de monitoramento devem ser bem estudadas, com vistas ao estabelecimento de parâmetros que viabilizem o uso do lodo como condicionador físico do solo e como fonte de nutrientes para as plantas (Fuller & Warrick, 1985).

2.2.1 Critérios para a utilização de resíduos

A composição física, química e biológica dos resíduos orgânicos varia conforme a natureza do resíduo e o tipo de tratamento utilizado. Para Sommers et al. (1976), os fatores determinantes da composição química do lodo de esgoto são o meio físico, o método de tratamento, a variabilidade sazonal e o grau de industrialização da região onde são gerados os esgotos. A composição química de compostos de lixo varia conforme as regiões onde são produzidos, refletindo o nível sócio-econômico das comunidades geradoras do lixo, o tipo

de coleta (seletiva ou generalizada), a eficiência dos processos de separação utilizados nas usinas de tratamento e de compostagem e o grau de maturação do composto (Xin et al., 1992). Assim, a taxa a ser aplicada depende da composição do resíduo, devendo ser feita uma predição do seu comportamento no solo, com base em sua caracterização física, química e biológica.

O potencial agrônômico do lodo de esgoto e do composto de lixo está relacionado aos elevados teores de carbono orgânico presentes na sua composição. O aumento do teor de C orgânico do solo pode melhorar suas propriedades físicas, químicas, e biológicas. Além disso, esses resíduos apresentam em sua composição apreciáveis quantidades de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, no lodo de esgoto, e nitrogênio e potássio, no composto de lixo.

No Brasil, não há uma legislação específica para a utilização do lodo de esgoto e do composto de lixo como fertilizantes na agricultura. Entretanto, está sendo discutida uma proposta de normatização nacional para a reciclagem agrícola de resíduos domésticos e industriais.

De maneira geral, as legislações são fundamentadas nas características químicas e biológicas dos resíduos, na escolha das áreas aptas a receberem os mesmos e no estabelecimento das taxas e freqüências de aplicação. As diferenças de critérios são devidas ao grau de exigência ou da tolerância aceitas por cada legislação.

Atualmente, as recomendações de aplicação utilizadas pelos órgãos de controle ambiental, como por exemplo, (U.S.EPA, 1996; SANEPAR, 1997; CETESB, 1999) para aplicação de lodo de esgoto urbano no solo consideram quatro características do material:

- 1) a taxa de mineralização do nitrogênio (TMN), que varia de acordo com o tratamento no qual o lodo é produzido;
- 2) o teor de metais do material, com valores máximos permitidos em cada aplicação e a quantidade cumulativa;
- 3) a alcalinidade do resíduo; e,

4) o perfil sanitário

As taxas de aplicação do lodo de esgoto no solo são estabelecidas com base no critério mais restritivo.

2.2.1.1 Taxa de mineralização do nitrogênio

Dentre os constituintes do resíduo, o nitrogênio é um macronutriente exigido em grande quantidade para o desenvolvimento das plantas e o de mais difícil manejo, devido às suas reações no solo (Viets Jr., 1965). O teor total de nitrogênio no solo pode variar de 0,08 a 0,4%. Deste, 95% ou mais está em formas orgânicas (Tisdale et al., 1993); nos resíduos também prevalece a forma orgânica (50 a 90%) (Sommers, 1977). Para que se torne disponível às plantas, é necessário que o N orgânico seja mineralizado, sendo necessário estimar a fração deste elemento a ser disponibilizada para as plantas, ou a taxa de decomposição dos compostos nitrogenados do resíduo (Straus, 2000).

Muitos trabalhos foram conduzidos com o objetivo de avaliar a taxa de mineralização do nitrogênio. Porém, devido à especificidade de cada material, tipo de tratamento, doses adicionadas e local de aplicação, os valores obtidos apresentam uma ampla variação; por exemplo: 4 a 48%, em 16 semanas para lodos de esgoto com tratamento anaeróbico (Ryan et al., 1973); 40 a 42%, em 15 semanas (Epstein et al., 1978); 25 a 32% no primeiro ano (Barbarick & Ippolito, 2000); e 63% em 32 semanas (Lindemann & Cardenas, 1984). Em função do tipo de tratamento, Magdoff & Chromec (1977) determinaram as taxas de 14 a 25% para lodo anaeróbico e de 36 a 61% para lodo aeróbico, após 16 semanas; Parker & Sommers (1983) determinaram as taxas de 25% para lodo primário, 15% para lodo anaeróbico e 8% para lodo ativado.

Stehouwer et al. (2000) caracterizaram o lodo de esgoto de 12 estações de tratamento de efluentes durante quatro anos, tendo concluído que a maior parte da variação na composição química de lodos é devida aos diferentes processos de tratamento utilizados e que ocorre pequena variação no mesmo lodo em diferentes épocas de amostragem para todos os elementos determinados, à exceção de NH_4^+ .

A quantidade máxima de lodo a ser usada numa aplicação não deve provocar alterações nas propriedades do solo que comprometam a produtividade das culturas. Normalmente, esta quantidade depende das características do solo e da área onde o lodo será aplicado, das espécies a serem cultivadas e das propriedades físico-químicas do lodo a ser utilizado. Têm sido utilizadas as quantidades máximas entre 30 a 40 t ha⁻¹ (base seca), sendo a periodicidade de aplicação dependente do teor de íons presentes no lodo, principalmente metais pesados, que não devem exceder os níveis máximos aceitáveis (Angle, 1994). Interação negativa entre a taxa de mineralização e a dose de resíduo aplicada ao solo foi observada por Guenzi et al. (1978). Quando grande quantidade de material orgânico é adicionada ao solo, ocorre a condição de anaerobiose, pois grandes quantidades de carbono e energia ativam a microbiota do solo, que requer uma alta demanda de oxigênio para o processo oxidativo. O suprimento de oxigênio por difusão é insuficiente para a demanda da microbiota, ocorrendo a formação de sítios de anaerobiose e, em consequência, reações de redução como a desnitrificação.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), recomenda na Norma P 4.230 a aplicação de biossólidos em função do nitrogênio disponível. Para tanto, o biossólido deve ser caracterizado quanto ao potencial de mineralização do N-orgânico presente em sua composição, pela realização de ensaios de incubação do solo com taxas crescentes do lodo, com duração de 126 dias. Dois procedimentos experimentais podem ser adotados na determinação da curva de mineralização do N orgânico, contido em lodos provenientes do tratamento biológico domésticos quando aplicados no solo. O primeiro é realizado através da lixiviação periódica de uma mistura solo-lodo e determinação do N mineralizado no efluente (incubação com lixiviação), e o segundo envolve a coleta periódica de amostras de solo de uma mistura solo-lodo com posterior extração e determinação do N mineralizado (incubação sem lixiviação), modelando-se a quantidade de N-mineralizado de acordo o modelo proposto por Smith et al. (1980), baseado em uma equação de regressão exponencial simples. Para ambos os testes, são usadas doses que proporcionem aplicações de nitrogênio total equivalentes a zero, uma, duas e três vezes a necessidade requerida pela

cultura planejada. Para o cálculo das doses, considera-se que 1 ha equivale a 2000 toneladas de solo, ou determina-se a densidade do solo estudado para efetuar este cálculo; ajusta-se o pH dos tratamentos para 6,5 com uma mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1). Para lodos neutralizados com cal, considera-se o efeito neutralizante da quantidade de lodo aplicada, com base em curva de neutralização previamente obtida pela incubação dos solos com os lodos e com a mistura de carbonatos acima; e, conduz-se o ensaio em ambiente com temperatura controlada (25-28°C).

Para cada período de incubação em que o N mineralizado for determinado (0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112 e 126 dias), deve-se calcular a quantidade do N total mineralizado, que vem a ser a soma do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e do nitrogênio mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) (média das 2 análises realizadas). Porém, a Norma P 4.230 aceita o uso de frações de mineralização previamente definidas, desde que devidamente justificadas por meio de literatura.

Conhecendo-se a fração de mineralização e as concentrações de formas orgânicas e inorgânicas presentes no lodo, pode-se calcular a quantidade de nitrogênio disponível (em base seca).

Nitrogênio disponível (g kg^{-1}) para aplicações superficiais do resíduo:

$$N_{\text{disp}} = (\text{Fm}/100) \times (\text{N-total} - \text{N-NH}_4^+) + 0,5 \times (\text{N-NH}_4^+) + (\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-)$$

Nitrogênio disponível (g kg^{-1}) para aplicações subsuperficiais do resíduo;

$$N_{\text{disp}} = (\text{Fm}/100) \times (\text{N-total} - \text{N-NH}_4^+) + (\text{N-NH}_4^+) + (\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-)$$

Onde: Fm = fração de mineralização do N-orgânico do lodo; N-total (g kg^{-1}) é o teor de N determinado pelo método de Kjeldahl; N-NH_3 (g kg^{-1}) é o nitrogênio amoniacal; $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ (g kg^{-1}) é a soma do nitrogênio nítrico nas formas de nitrito e nitrato presentes no resíduo no momento da aplicação.

A taxa de aplicação do lodo de esgoto em t ha^{-1} é então definida pelo quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura em kg ha^{-1} e o teor estimado de nitrogênio disponível em g kg^{-1} .

Exemplo de cálculo da taxa de aplicação:

- Supondo uma fração de mineralização de 20%
- Lodo de esgoto usado no ano de 2002:

$$N \text{ total} = 23 \text{ g kg}^{-1}$$

$$N\text{-NH}_4^+ = 334 \text{ mg kg}^{-1} = 0,33 \text{ g kg}^{-1}$$

$$N\text{-NO}_3^- = 4 \text{ mg kg}^{-1} = 0,004 \text{ g kg}^{-1}$$

Para aplicação misturada com o solo:

$$\begin{aligned} N \text{ disp. (g kg}^{-1}) &= (20/100) \times (23 - 0,33) + (0,33 + 0,00) \\ &= 0,20 \times 22,67 + 0,33 + 0,00 \\ &= 4,53 + 0,33 \\ &= 4,864 \text{ g kg}^{-1} \end{aligned}$$

Supondo que precisa aplicar 100 kg de N ha⁻¹:

$$\frac{N \text{ recom. (kg ha}^{-1})}{N \text{ disp. (g kg}^{-1})} = \frac{100}{4,86} = 20,6 \text{ t ha}^{-1}$$

2.2.1.2 Metais pesados

Outro critério para a aplicação de resíduos no solo é a possível acumulação de metais pesados presentes nos resíduos, como: Cd, Cr, Ni, Pb, Co, Mo, Hg, Sn e Zn.

São classificados como metais pesados os elementos com densidade atômica maior do que 5 g cm⁻³. Esta classificação, baseada na densidade, inclui grupos de metais, semi-metais e até não-metais (selênio). Os metais pesados ocorrem no ambiente (crosta terrestre, solo, água, plantas, animais) em concentrações relativamente baixas (<0,1 %), e por isso são chamados de elementos-traço (Pais & Jones, 1997). Entretanto, as denominações “elemento-traço” ou “metais traço”, não são adequadas, visto que o qualificativo “traço” na Química Analítica Quantitativa é reservado para designar concentrações ou teores de qualquer elemento que não podem, por muito baixos, serem quantificados pelo método empregado na sua determinação (Malavolta, 1994).

Alguns metais são essenciais para as plantas (Cu, Mo, Zn, e possivelmente Ni), para a bactéria *Rhizobium sp.* (Co) e para os animais (As,

Co, Cr, Mo, Cu, Se, Zn) (King, 1996). Os metais pesados identificados como essenciais para as plantas e/ou animais, e mesmo aqueles não essenciais (Cd, Pb, Hg), podem ser tóxicos dependendo das concentrações.

Pesquisadores como McBride et al. (1997a) e King (1996) preferem utilizar o termo “metais tóxicos” ou “com potencial tóxico”, alegando que é comum a conotação negativa para o termo “metais pesados”, que estaria sempre associada à idéia de contaminação e de poluição. Contudo, utiliza-se o termo “contaminação por metais pesados” quando ocorre o aumento de suas concentrações em relação às concentrações naturais, enquanto que utiliza-se o termo “poluição”, quando esses aumentos de concentração prejudicam o ambiente (Alloway, 1995).

Um dos aspectos importantes que distingue metais pesados de outros poluentes considerados tóxicos é que sua toxicidade é dependente de sua forma físico-química. Alguns metais pesados (por exemplo, Cd e Hg) apresentam grande persistência no meio ambiente, contribuindo para sua bioacumulação nos organismos vivos (Flores, 1999).

Geralmente, as concentrações de metais pesados no solo não atingem níveis de toxidez a curto prazo. Dependendo do tipo de solo e das dosagens utilizadas, molibdênio, cádmio e selênio podem ser absorvidos pelas plantas em quantidades elevadas, podendo ser tóxicas quando consumidas pelo homem ou pelos animais. Cobre, níquel e zinco também podem atingir níveis de toxidez em plantas cultivadas em solos ácidos com adição de lodo (Page & Chang, 1994).

O processo de adsorção é considerado o mais importante para o controle da mobilidade dos metais pesados no solo, sendo caracterizado pela retirada dos mesmos da fase líquida para a fase sólida, controlando a concentração dos metais livres e complexados em solução (Alloway, 1995). Como grande parte dos metais pesados ocorre na forma catiônica, sua adsorção depende da densidade de cargas negativas no solo. As cargas negativas no solo podem ter origem: I) nos processos de substituição isomórfica na formação de argilo-minerais (cargas permanentes); II) na dissociação de grupos funcionais da matéria orgânica (- COOH, -OH fenólico e alcoólico e -NH₂), dos óxidos (Fe]-OH e Al]-OH), e, III) nas bordas dos argilo-

minerais (Si]-OH e Al]-OH) (cargas variáveis) (Keeney & Wildung, 1977; Peixoto, 1997).

Conforme McBride (1994), os processos de adsorção/dessorção são controlados pelo pH, pelo potencial redox, pela força iônica, por íons competidores e pelos constituintes do solo (orgânicos e minerais), sendo a importância relativa desses fatores diferente para os diversos metais e condições físico-químicas do sistema. De acordo com Stevenson (1995), os constituintes orgânicos formam tanto complexos solúveis como insolúveis com os metais. Compostos de baixo peso molecular (ácidos orgânicos, ácidos fúlvicos) atuam como transportadores dos metais para a solução do solo, enquanto que compostos de alto peso molecular (ácidos húmicos) atuam como ligantes dos metais. Segundo McLean & Bledsoe (1992), o transporte dos metais pesados no solo pode ser facilitado pela associação dos mesmos com partículas coloidais móveis, pela formação de complexos orgânicos e inorgânicos não-adsortivos à fase sólida do solo, pela competição com outros constituintes (orgânicos e inorgânicos) dos resíduos pelos sítios de adsorção e pela redução da disponibilidade de sítios superficiais devido à presença da complexa matriz do resíduo.

As legislações de diversos países estabelecem concentrações máximas de metais pesados aceitas em solo agrícola com adição de lodo de esgoto (Tabela 1). Conforme Sims et al. (1997), para limitar a transferência de parte dos metais pesados para a cadeia alimentar é necessário controlar as quantidades máximas que podem ser aplicadas ao solo e manter o pH entre 6,0 e 6,5. Porém, a atividade de metais na solução do solo depende do conjunto de equilíbrios dos mesmos com a fração sólida (argila, matéria orgânica e hidróxidos de Fe, Al e Mn) e com quelantes solúveis (Berton, 2000). Como estas características são variáveis, cada solo terá uma capacidade limite de receber resíduos.

McBride (1995) questiona os níveis adotados pela USEPA, afirmando que os metais adsorvidos na fração sólida do solo podem vir a ser liberados a longo prazo. Chang et al. (1992) argumentam que a metodologia utilizada na legislação americana foi definida com base em critérios de fitotoxicidade, o que a

torna imprecisa em função das grandes variações de sensibilidade das plantas aos metais e de propriedades do solo.

Estes trabalhos foram conduzidos em condições de clima temperado, sendo necessário o estudo nas condições locais de clima e de solos.

Desta forma, há necessidade de monitoramento continuado de áreas em que foram aplicadas grandes quantidades de lodos contendo teores elevados de metais pesados, para evitar a contaminação do local, o que impossibilitaria o seu uso agrícola.

Além das quantidades máximas permitidas para a aplicação dos metais, as diferentes legislações estabelecem também os teores máximos dos mesmos no lodo. Esta precaução é necessária para assegurar a formação de ligações de alta estabilidade entre o metal e a matriz orgânica, reduzindo a disponibilidade para as plantas (exemplo da USEPA (1996) na Tabela 7). Estes teores são ajustados para a utilização da mesma área para aplicação de lodo por períodos de 15 a 20 anos. Como os lodos em geral contêm baixos teores de alguns metais, podem ser feitos estudos com adição dos mesmos ao lodo, para simulações de condições que possam ocorrer, ou efeitos de tratamentos na dinâmica dos mesmos no sistema solo-água-plantas (Tedesco et al., 1993).

2.2.1.3 Alcalinidade

A alcalinidade dos resíduos deve ser avaliada antes de sua utilização no solo, para evitar a elevação do pH a valores maiores do que 6,5 (Rodrigues et al., 1993; Melo et al., 1999; Segatto, 2001). O rendimento das plantas pode ser prejudicado em valores de pH elevado, pela redução da eficiência da adubação fosfatada e pela deficiência de micronutrientes (Bissani & Bohnen, 2004).

Muitos solos brasileiros apresentam acidez elevada, devendo o pH ser corrigido a valores entre 5,5 e 6,5 para o melhor desenvolvimento das plantas. A adição de resíduos orgânicos poderá provocar alterações no pH do solo, que varia em função da natureza, quantidade do material aplicado e do pH inicial do solo (Elliott & Singer, 1988; Alves et al., 1999; Kray, 2001).

Tabela 1. Concentrações máximas (mg kg^{-1}) de metais pesados permitidos em solos com adição de lodo de esgoto, conforme diferentes legislações⁽¹⁾

País/Estado	Ano	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Comunidade Européia	1986	1-3,0	50-140	100-150	30-75	50-300	150-300	1-1,5
França	1988	2,0	100	150	50	100	300	1,0
Alemanha ^a	1992	1,5	60	100	50	100	200	1,0
Itália	1990	3,0	100	150	50	100	300	---
Espanha	---	1,0	50	100	30	50	150	1,0
Reino Unido ^b	1989	3,0	135	400	75	300	300	1,0
Dinamarca	1990	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Finlândia	1995	0,5	100	200	60	60	150	0,2
Noruega	---	1,0	50	100	30	50	150	1,0
Suécia	---	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Estados Unidos	1993	20,0	750	1500	210	150	1400	8,0
Nova Zelândia	1992	3,0	140	600	35	550	280	1,0
Canadá (Ontário)	---	1,6	100	120	32	60	220	0,5
Canadá (Quebec)	---	2,0	---	---	18	50	185	0,5
Brasil (Estado do RS)	1993	2,5	140	500	35	500	280	1,0

^a Os valores são para pH >6. Para pH 5 a 6 os limites para Cd e Zn são de 1 a 150 mg kg^{-1} , respectivamente.

^b Os valores mostrados são para pH 6 a 7. Existem outros valores para pH 5 a 6 e >7.

⁽¹⁾ Fontes: Andreoli et al. (1999); McGrath et al. (1994); Rodrigues et al. (1993) para o Estado do Rio Grande do Sul.

A elevação do pH do solo pela adição de resíduos orgânicos é freqüentemente observada. Alguns autores (Amaral et al., 1996; Castilhos, 1998; Kray, 2001; Prado & Fernandes, 2001) atribuem este efeito à presença de compostos de Ca e de Mg no material. Nestes estudos, a ação neutralizante permanece por longo tempo, e não se deve propriamente ao cátion, mas sim ao ânion acompanhante, conforme observado por Velloso et al. (1992), utilizando materiais que continham óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de cálcio e de magnésio.

Berton et al. (1989) indicam também a liberação de amônia durante a fase inicial de decomposição de materiais com elevados teores de proteínas de fácil degradação, afirmando, entretanto, que este aumento é temporário, ocorrendo no período em que a quantidade de amônia liberada é superior à quantidade oxidada.

A redução da acidez do solo pode ser devida também à capacidade complexante da fração orgânica, adsorvendo íons Al^{3+} e H^+ na superfície do material orgânico, conforme sugerem vários autores (Holanda et al., 1982; Ernani & Gianello, 1983; Cassol, 1987).

Em alguns casos, o efeito alcalinizante de resíduos urbanos é devido a fatores não relacionados com as reações de degradação da matéria orgânica. É o caso típico dos lodos de esgoto tratados com CaO para a redução das populações de microrganismos patogênicos.

Por outro lado, decréscimos no pH do solo foram constatados por King & Morris (1972), Pietz et al. (1989), e Simeoni et al. (1984), com a aplicação de altas quantidades de lodo de esgoto, atribuindo esta redução do pH à nitrificação do amônio, à provável oxidação de sulfitos e à produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo.

2.2.1.4 Perfil sanitário

A contaminação biológica do lodo é devida principalmente ao material fecal do esgoto. No solo são normalmente encontrados helmintos (ovos, larvas e adultos), bactérias e vírus, provenientes de animais domésticos, animais

selvagens vivendo na região, parasitos de solo e de plantas ou ainda organismos de vida livre (Thomaz-Soccol & Paulino, 2000).

A presença de patógenos no lodo é indesejada, tanto pelos riscos às pessoas que efetuam a sua manipulação, como pela sobrevivência dos organismos patogênicos após a sua aplicação e possível contaminação das partes das culturas que mantêm contato direto com o biossólido. Cassol (1987) destaca que esses organismos têm pouca chance de sobreviver no ambiente do solo, devido principalmente à competição com os organismos do solo.

Os principais patógenos presentes no lodo são os estreptococos, *Salmonella* sp., larvas e ovos de helmintos, protozoários e vírus (Fernandes, 2000). A sanidade do lodo está relacionada com o perfil de saúde da população e a sua influência ambiental varia conforme o organismo e o tratamento utilizado. Enquanto alguns destes patógenos não suportam o ambiente edáfico por mais de algumas horas, outros, como ovos de helmintos, podem permanecer viáveis por vários anos. Os agentes patogênicos podem limitar a utilização do lodo na agricultura. Porém, é o fator mais facilmente controlável por técnicas de higienização que eliminem os patógenos, como a calagem, a secagem térmica e a compostagem. O perfil sanitário do lodo pode ser estabelecido com base nas quantidades de ovos de helmintos e de coliformes fecais. Fazendo-se o controle desses patógenos, os demais estarão automaticamente em quantidades admissíveis, evitando-se riscos aos usuários do produto e ao ambiente (Andreoli et al, 1999).

Estudos sobre sobrevivência de microrganismos patogênicos após a compostagem demonstram que este é um processo seguro e eficiente para a eliminação dos mesmos (Epstein et al, 1976). Os principais fatores responsáveis pela destruição de microrganismos enteropatogênicos são, além das altas temperaturas atingidas durante a etapa termófila, a competição por nutrientes e a ação de antibióticos produzidos por outros microrganismos presente no composto (Escosteguy et al., 1993).

2.3 Decomposição de resíduos adicionados ao solo

Os microorganismos do solo decompõem os resíduos orgânicos, utilizando compostos orgânicos como fonte de nutrientes e energia para a formação e desenvolvimento de suas células, bem como para a síntese de substâncias orgânicas (Gama-Rodrigues & De-Polli, 2000).

De acordo com Moreira & Siqueira (2002), os açúcares, o amido e as proteínas são os compostos mais facilmente degradáveis, seguindo-se a celulose e a hemicelulose; sendo que as substâncias fenólicas e gorduras são as mais resistentes à decomposição.

A relação C:N é um parâmetro muito utilizado para avaliar a decomposição do resíduo, indicando as possíveis transformações e a disponibilidade do nitrogênio. Conforme Alexander (1977), resíduos com relação C:N maior que 30 provocam a imobilização do N pelos microorganismos, enquanto os de relação C:N menor que 30 tendem a promover a mineralização do N. De acordo com Victoria et al. (1992), o processo de mineralização do N inicia quando a relação C:N é de aproximadamente 20:1. Em concordância com esta relação, Zibilske (1987), utilizando lodo de indústria de celulose, com alta relação C:N, determinou uma baixa liberação de CO₂ pela respiração microbiana. Entretanto, Kray (2001), utilizando serragem cromada com relação C:N de 2,7, determinou uma decomposição de somente 0,83% do carbono adicionado num período de 88 dias. O autor justifica a dificuldade de decomposição da serragem cromada pelo processo de curtimento do couro que torna este material pouco suscetível ao ataque microbiano.

Barreto (1995) também observou valores discordantes para a relação C:N, obtendo maior atividade microbiana para a torta de filtro do que para o lodo petroquímico, que apresentavam relações C:N de 25,2 e 4,7, respectivamente.

Além disso, resíduos de baixa relação C:N e de fácil degradabilidade podem estimular a decomposição do carbono nativo do solo, o que é denominado de “efeito priming”. Este efeito foi constatado por Hernandez et al. (1988), que determinaram teor de carbono orgânico maior em solo sem adição de resíduo do que naqueles onde houve adição, seis meses após a aplicação.

Os resultados publicados nos trabalhos de pesquisa indicam que a relação C:N nem sempre é adequada para estimar a taxa de decomposição de resíduos de natureza heterogênea. Assim, tendo em vista a especificidade de cada material e a sua interação com o solo, recomenda-se a avaliação de cada resíduo, para estimar sua decomposição no solo.

2.3.1 Atividade microbiana

A determinação da atividade microbiana por meio da quantificação do CO₂ liberado pela respiração dos microorganismos é um método utilizado para avaliar a decomposição de resíduos orgânicos adicionados ao solo (Stotzky, 1965).

Para avaliar a atividade microbiana pela quantificação do CO₂ liberado, pode-se obter os dados experimentais tanto em condições de campo como em condições de laboratório. Experimentos a campo podem apresentar limitações na avaliação, provocadas por variações de temperaturas e de umidade, mas permitem estimar o processo de decomposição dos resíduos em condições mais próximas da realidade (Rodella, 1996). Estudos conduzidos em laboratório permitem avaliações mais precisas e rápidas, em condições ideais para a degradação. No entanto, embora esses experimentos de respirometria sejam amplamente utilizados para avaliar a mineralização de materiais orgânicos, deve-se considerar que estudos de curto prazo, freqüentemente conduzidos nestas condições, são limitados para a extrapolação de seus resultados para as condições de campo (Hsieh et al., 1981); portanto, devem ser utilizados apenas como um indicativo do potencial máximo do solo para a degradação dos materiais orgânicos (Rodella, 1996).

Miller (1974), estudando a degradação de lodo anaeróbico nas doses de 90 e 224 t ha⁻¹, observou que a matéria orgânica do lodo foi bastante resistente à degradação. Após seis meses de incubação, a quantidade máxima do carbono adicionado volatilizado na forma de CO₂ foi de 20 e de 18%, respectivamente.

Os materiais orgânicos são decompostos mais lentamente quando são adicionadas grandes quantidades de resíduos. Zibilske (1987), aplicando lodo

de indústria de celulose nas quantidades de 17, 33, 67, 133 e 267 g kg⁻¹ de solo, determinou perdas percentuais de carbono de 64,8 e de 16,7% para a menor e a maior doses, respectivamente. O autor atribuiu este efeito à elevada relação C:N do material, podendo ter ocorrido deficiência de N no solo para a mineralização do resíduo aplicado em maiores quantidades.

Agbin et al. (1977) verificaram que a taxa de degradação de um lodo de esgoto digerido anaerobicamente diminuiu em função da dose aplicada. Para doses de 22,4 e 224 t ha⁻¹ (base seca) foram determinadas, respectivamente, as quantidades de 28,5 e 19,6% do carbono orgânico do lodo de esgoto volatilizado na forma de CO₂, num período de 12 meses de incubação.

Para lodos similares gerados em quatro diferentes localidades, Terry et al. (1979a) determinaram taxas de degradação entre 26 e 42%, em quatro meses de incubação, sendo mais que 55% do lodo resistente à decomposição pela microbiota. Os autores salientaram que as taxas de degradação determinadas podem estar superestimadas, devido ao aumento da degradação do C-orgânico nativo do solo em função da adição do lodo de esgoto (“efeito priming”). Considerando o “efeito priming”, Terry et al. (1979b) sintetizaram em laboratório um lodo de esgoto anaeróbico com ¹⁴C, semelhante a lodos de ocorrência natural. Os autores observaram rápida degradação apenas nos primeiros 28 dias de incubação. Ao final de 336 dias, apenas 46% do ¹⁴C-orgânico do lodo foi volatilizado na forma de CO₂, sugerindo que a maior parte da matéria orgânica do resíduo foi resistente à degradação.

Estes autores, com a utilização do carbono marcado, separaram o efeito da adição do C incorporado pelo lodo sobre a decomposição do C nativo do solo (“efeito priming”), constatando um aumento de até 2,5 vezes na decomposição do C nativo do solo devido à adição do material. De acordo com Jenkinson (1966), este efeito sobre o C nativo do solo pode ser resultante de produtos da decomposição inicial do lodo que ativam a atuação da microbiota sobre a matéria orgânica do solo, além de favorecer um co-metabolismo, ou ainda, devido ao aumento da concentração de enzimas exocelulares pela adição do material orgânico.

Barreto (1995) comparou as taxas de degradação de quatro diferentes resíduos: torta de filtro da agroindústria canavieira, composto de lixo urbano

estabilizado, lodo de esgoto anaeróbico e lodo aeróbico de indústria petroquímica. Foram utilizadas duas doses de cada resíduo, equivalentes a 4 e 8 t ha⁻¹ de carbono orgânico, aplicadas em dois solos, sendo um Latossolo Vermelho escuro e uma Areia Quartzosa. Os resultados não evidenciaram diferenças entre os solos, mas somente uma tendência de queda nas taxas de degradação da fração orgânica com o aumento das doses dos resíduos. Ao final de 60 dias de incubação, a porcentagem média do carbono volatilizado nos dois solos para cada resíduo, nas doses baixa e alta foram, respectivamente, de 26 e 24% para a torta de filtro; de 15 e 14% para o composto de lixo urbano; de 15 e 13% para o lodo de esgoto; e de 11 e 9% para o lodo petroquímico.

A taxa da degradação da carga orgânica de resíduos aplicados ao solo pode variar conforme as características dos resíduos (tipo de tratamento, grau de estabilização e composição), a textura e o pH do solo, a umidade e a temperatura do ambiente e as taxas e métodos de aplicação. De maneira geral, os trabalhos efetuados indicam ser o composto de lixo e o lodo de esgoto, resíduos que apresentam decomposição lenta no solo.

2.4 Efeito da aplicação de resíduos nas propriedades químicas do solo

A adição de resíduos pode provocar alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, que dependem da composição, da forma e da quantidade do material aplicado, das características físicas e químicas do solo e das condições climáticas.

2.4.1 pH

O pH influencia algumas propriedades do solo, como a capacidade de troca de cátions, a atividade microbiana, a fitotoxicidade de elementos e a disponibilidade de nutrientes. A adição de resíduos orgânicos poderá provocar alterações no pH do solo, dependendo da natureza e da quantidade do material aplicado, das propriedades do solo, como textura e capacidade de tamponamento (Elliott & Singer, 1988; Alves et al., 1999), e do pH inicial do solo (Amaral et al., 1996).

Epstein et al. (1976), aplicando lodo de esgoto nas doses de 40 e 240 t ha⁻¹ (base seca), verificaram efeitos sobre o pH do solo somente para a maior dose. Ainda assim, esses efeitos foram temporários, sendo que, aos 30 dias após a aplicação do resíduo, os valores determinados na testemunha e nas parcelas com resíduos foram, respectivamente, de 5,7, 5,7 e 7,5; aos 120 dias foram de 4,7, 4,9 e 6,3 e ao final do experimento (500 dias após a aplicação) os valores foram de 6,2, 5,1 e 6,3.

Outros trabalhos, como os conduzidos por King & Morris (1972), Simeoni et al. (1984) e Pietz et al. (1989), verificaram que alguns lodos podem acidificar o solo. Conforme esses autores, esta acidificação é atribuída à nitrificação do nitrogênio amoniacal e à oxidação de sulfetos. Chang et al. (1991), após 11 anos de aplicações anuais de 30, 60 e 90 t ha⁻¹ de esterco bovino, obtiveram reduções no pH de 0,3 a 0,7 unidades, atribuindo este fato à nitrificação do amônio e à produção de ácidos durante a decomposição.

Aumentos no pH de solos devidos à aplicação de composto de lixo têm sido verificados em vários trabalhos (Hortenstine & Rothwell, 1972; Bengtson & Cornette, 1973; Mazur et al., 1983 b; Trindade et al., 1996).

Algumas explicações têm sido utilizadas para explicar a elevação do pH de solos com a adição de resíduos orgânicos. Hoyt & Turner (1975) atribuíram a elevação do pH de um solo ácido à complexação do alumínio presente na solução do solo por substâncias orgânicas produzidas durante a decomposição de resíduos de alfafa. Mattiazzo-Prezzoto (1992) atribuiu a elevação do pH de solos, à produção de íons OH⁻ quando o oxigênio da solução do solo atua como receptor final de elétrons provenientes da oxidação microbiana do carbono orgânico do resíduo.

Entretanto, convém salientar que existem casos em que o efeito alcalinizante de resíduos urbanos é devido a outros fatores não relacionados com as reações da degradação de matéria orgânica. É o caso dos lodos de esgoto tratados com cal para a redução dos microrganismos patogênicos. Aumentos de pH em solos com adição desse tipo de resíduo foram observados por Oliveira (2000) e por Bertoncini & Matiazzo (1999).

2.4.2 Carbono orgânico do solo

Em solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica tem grande importância na manutenção da capacidade produtiva do solo, afetando suas propriedades físico-químicas e biológicas. A matéria orgânica dos solos é resultante da decomposição de resíduos de origem animal e vegetal, após a ação decompositora de microorganismos. Parte do carbono presente nos resíduos é liberada para a atmosfera na forma de CO₂ e o restante passa a fazer parte da matéria orgânica como componente do solo (Bayer & Mielniczuk, 1999).

A adição de quantidades elevadas de materiais orgânicos pode manter ou até aumentar o teor de matéria orgânica do solo, se pelo menos parte do carbono presente nesses resíduos for resistente à degradação (Cassol, 1987; Tester, 1990; Giusquiani et al., 1995; Alves et al., 1999).

Assim, o aumento do teor de matéria orgânica do solo depende das características do resíduo, das quantidades aplicadas (Tester, 1990) e do seu grau de estabilização, isto é, da parte da fração orgânica humificada (Epstein et al., 1978; Hsieh et al., 1981). Além das características inerentes ao resíduo, o seu manejo afeta o teor de matéria orgânica, como, por exemplo, a frequência das aplicações, conforme constatado por Abdou & El-Nennah (1980), que, mesmo em doses baixas, obtiveram aumento de carbono no solo devido às sucessivas aplicações.

Hohla et al. (1978), trabalhando num solo siltoso, aplicaram por seis anos a quantidade acumulada de 297,5 t ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto de tratamento anaeróbio, tendo verificado que os teores de carbono orgânico do solo aumentaram, neste período, de 9,5 para 22,9 g kg⁻¹. No entanto, o fracionamento do C-orgânico presente no solo com adição de lodo de esgoto mostrou que 10,9% era C-carboidrato e 11,9% era óleos e graxas, enquanto que, no solo testemunha, estas frações eram de 18,9 e 1,67%, respectivamente. Este fato indica que as alterações no teor de carbono dos solos podem não ser apenas quantitativas e que a concentração de

substâncias recalcitrantes pode aumentar com aplicações sucessivas do resíduo.

Logan et al. (1997), em aplicação única, adicionaram lodo de esgoto anaeróbio nas doses de 0, 7,5, 15, 30, 60, 120, 150, 188, 225 e 300 t ha⁻¹ (base seca) e determinaram os teores de C-total do solo por cinco anos. Observaram que inicialmente os teores de C-total aumentaram linearmente com as doses aplicadas, decrescendo a seguir. Os maiores decréscimos nesses teores foram observados nos três primeiros anos após a aplicação. Nos dois últimos anos, foram observadas poucas variações nesse atributo, sendo os teores de carbono crescentes com as doses e significativamente maiores do que na testemunha.

Giusquiani et al. (1995) aplicaram anualmente 10, 30 e 90 t ha⁻¹ de composto de lixo (relação C:N 14) por quatro anos consecutivos, verificando aumentos lineares no teor de C-orgânico do solo.

Melo et al. (1994) aplicaram em um Latossolo Vermelho escuro distrófico 4, 8, 16 e 32 t ha⁻¹ de lodo de esgoto anaeróbio e observaram que aos 77 dias após a aplicação todos os tratamentos diferiram em relação à testemunha. Aos 230 dias após a aplicação, apenas o tratamento em que foi aplicado 32 t ha⁻¹ de lodo de esgoto apresentou teor de carbono superior à testemunha. Após 473 dias da aplicação, não foi constatado aumento de carbono orgânico do solo em nenhum dos tratamentos. Conforme os autores, este fato indica que o C-orgânico adicionado com o lodo de esgoto foi rapidamente degradado, apresentando um tempo de residência no solo muito curto. Doses baixas de resíduo aplicadas no solo podem não alterar o conteúdo de matéria orgânica, visto que 60 a 80% do carbono é liberado durante o processo de oxidação (Alexander, 1977); além disso, condições favoráveis à decomposição do resíduo impedem o seu acúmulo.

2.4.3 Disponibilidade de nutrientes

A disposição de resíduos orgânicos no solo com a finalidade de reciclagem agrícola pode disponibilizar nutrientes, como nitrogênio, fósforo,

potássio, cobre e zinco, que são essenciais para as plantas. A quantidade de nutrientes a ser liberada depende da sua concentração no resíduo, da quantidade de resíduo aplicada, do grau de estabilização do resíduo e do solo (Parker & Sommers, 1983; Defelipo et al., 1991; Da Ros et al., 1993; Rodella, 1996).

A adubação balanceada com resíduos é complexa, devido às diferentes concentrações de nutrientes presentes nos mesmos. De maneira geral, os resultados mais satisfatórios têm sido observados com a utilização de resíduos orgânicos complementados com fertilizantes minerais. Lopes et al. (1996) determinaram maior rendimento de matéria seca de caupi quando associaram doses de composto de lixo com fertilizantes nitrogenados. Oliveira (2000), em experimento de campo num Latossolo Vermelho Amarelo, aplicando lodo de esgoto nas doses de 33, 66 e 99 t ha⁻¹, observou sintomas típicos de deficiência de potássio na cana-de-açúcar de primeiro ano para as doses de 33 e 66 t ha⁻¹. Na safra seguinte, a suplementação com potássio nos tratamentos com as doses de 33 e 66 t ha⁻¹ aumentou a produtividade obtida na primeira soqueira.

Segatto (2001), trabalhando com resíduos orgânicos de origem industrial, recomenda a adubação fosfatada suplementar quando estes resíduos são adicionados aos solos com fins agrícolas.

Mazur et al. (1983a), em experimento conduzido em casa-de-vegetação, aplicaram em um Latossolo Amarelo 30 t ha⁻¹ de composto de lixo, e observaram aumento de 57% no teor de fósforo assimilável do solo, aumento na absorção de fósforo por plantas de milho e o conseqüente acréscimo na produção de matéria seca.

Trindade et al. (1996) observaram que a aplicação de doses de composto de lixo de 10, 20, 40 e 60 t ha⁻¹, num Latossolo Vermelho Amarelo, aumentou linearmente os teores de P-disponível. Verificaram também o maior crescimento das plantas de milho em função das doses aplicadas, assim como um efeito residual positivo em cultivos sucessivos.

Da Ros et al. (1993) estudaram o efeito imediato e residual do lodo de esgoto aplicado nas doses de 20, 40, 80 e 160 t ha⁻¹, a campo, em solo Podzólico Vermelho Amarelo. De maneira geral, o rendimento de matéria seca aumentou com as doses aplicadas, tanto na cultura do milho (efeito imediato) quanto na associação aveia-ervilhaca (efeito residual). Os teores de N total e P disponível no solo também aumentaram, evidenciando a contribuição do lodo em fornecer nutrientes às plantas.

Mello (1998), em experimento conduzido em estufa, com aplicação de composto de lixo, constatou aumento do teor de fósforo no solo na dose equivalente a 150 kg ha⁻¹ de nitrogênio total.

O uso de resíduos orgânicos como fonte de zinco e cobre foi avaliado por Berton et al. (1989), que determinaram aumento nas quantidades de zinco absorvido pelas plantas com a diminuição do pH do solo. Entretanto, esse aumento na quantidade absorvida não afetou a produção de matéria seca. Para o Cu, não foi observado acúmulo prejudicial ao desenvolvimento vegetal, sendo a baixa absorção explicada pela tendência de formar complexos de baixa solubilidade com a matéria orgânica do solo.

Entretanto, Cunningham et al. (1975), observaram em solo ácido a redução no rendimento das plantas com o aumento das doses do lodo aplicado. Conforme Kabata-Pendias & Pendias (1994), o intervalo entre os limites de deficiência e de excesso de micronutrientes para as plantas é pequeno, sendo, portanto, necessário o monitoramento destes elementos para evitar sua deficiência ou toxicidade em áreas com adição de resíduos.

2.5 Efeito da aplicação de resíduos nas plantas

Diversos trabalhos têm demonstrado o efeito benéfico da aplicação de resíduos orgânicos em cultivos agrícolas, com o aumento de rendimento sendo variável em funções das doses utilizadas e da periodicidade de aplicação. A dosagem adequada varia conforme as características do solo, do clima, da cultura e, principalmente, do resíduo utilizado. Em geral, o aumento de rendimento está diretamente relacionado à disponibilidade de nutrientes do resíduo e da fertilidade natural do solo (Sena, 1985). Além do aporte de

nutrientes, há indicações da contribuição de hormônios de crescimento e de vitaminas formados durante o processo de compostagem pela microbiota (Moraes, 1990).

Berton et al. (1989), adicionando lodo de esgoto (40 e 80 t ha⁻¹) em cinco solos, determinaram aumentos de matéria seca do milho proporcionais às quantidades adicionadas, relacionando a maior produção aos teores de matéria orgânica, P, Ca e Mg no solo; este maior rendimento também se refletiu em maiores quantidades de N, P, Ca e Mg absorvidas pelas plantas; entretanto, o potássio foi limitante devido à sua baixa concentração no lodo.

Oliveira (2000), adicionando composto de lixo (37, 74 e 110 t ha⁻¹) em experimento de campo num Latossolo Vermelho Amarelo, não observou diferenças no rendimento de cana-de-açúcar entre o tratamento com calagem + adubação mineral (NPK) e os tratamentos com adição de composto de lixo.

2.6 Lixiviação de íons inorgânicos

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura pode possibilitar a lixiviação de nutrientes e de metais pesados no perfil do solo.

O potencial de perda de N-NO₃ por lixiviação depende do clima, do tipo de solo, da vegetação e das características do resíduo orgânico, principalmente aquelas determinadas pelo processo de tratamento. Anjos & Mattiazzo (2000), trabalhando em Latossolo Amarelo e em Latossolo Vermelho, determinaram quantidades totais de nitrato lixiviado de 438 e de 1.065 mg vaso⁻¹, respectivamente, no tratamento sem adição de biossólido; com a adição de 200,6 t ha⁻¹ de biossólido (base seca), estas quantidades aumentaram para 4.567 e 4.067 mg vaso⁻¹, respectivamente.

A textura do solo afeta as quantidades de nitrogênio lixiviadas; em experimento conduzido por Oliveira & Mattiazzo (1996), foram determinados para a mesma dose de lodo de esgoto aplicada, 1,5 vezes mais N total lixiviado em Neossolo do que em Latossolo. Segatto (2001) determinou que, para as mesmas doses de resíduos orgânicos aplicadas, as quantidades totais de nitrato lixiviadas nos tratamentos do Latossolo Vermelho distroférico

nitossólico corresponderam, praticamente, à metade das determinadas Argissolo Vermelho distrófico arênico, evidenciando a influência da textura do solo na lixiviação.

Oliveira (2000), em experimento de campo conduzido num Latossolo Vermelho Amarelo com adição de lodo de esgoto e composto de lixo por dois anos consecutivos na cultura da cana-de-açúcar, determinou aumentos nas concentrações de $\text{N-NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ no solo até a profundidade de 1,2 m, evidenciando a intensa movimentação do nitrogênio. Neste mesmo trabalho, foi observado que mesmo no tratamento com calagem + adubação mineral houve aumento da concentração de N-NO_3^- na solução do solo até 0,9 m de profundidade.

Bertoncini & Mattiazzo (1999) verificaram a possibilidade de lixiviação de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn num experimento conduzido em tubos de percolação (0,25 m) utilizando três solos: Areia Quartzosa (AQ), Latossolo Vermelho Amarelo (LV) e Latossolo Vermelho Escuro (LE), aos quais foram incorporadas quantidades sucessivas de lodo de esgoto. No total foram aplicadas 156 t ha^{-1} (base seca) do resíduo, num período de 310 dias. Após este período, as colunas de solo foram lixiviadas com água destilada. A presença de Cd, Cr e Zn não foi detectada em nenhum dos lixiviados coletados, sugerindo a pequena mobilidade desses metais nos solos testados. A perda de Cu por lixiviação foi verificada nos solos AQ e LV. Em ambos os casos, a lixiviação do Cu esteve relacionada com o arraste de substâncias orgânicas dissolvidas na água, o que foi evidenciado pela coloração escura dos lixiviados. No entanto, a quantidade de Cu perdido por lixiviação foi menor do que 1% do total adicionado. A lixiviação de Ni ocorreu somente no solo AQ, provavelmente devido à baixa capacidade de retenção desse solo e também às grandes quantidades de substâncias orgânicas lixiviadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização geral

A avaliação dos efeitos dos tratamentos nas plantas, no solo e na água foi feita por dois experimentos: I - Resposta das plantas e modificações das propriedades dos solos pela aplicação dos resíduos, e, II - Decomposição dos resíduos no solo.

Os detalhes da instalação e da condução dos experimentos serão apresentados por experimento; a descrição dos solos, os materiais orgânicos utilizados, os procedimentos e a metodologia das análises laboratoriais serão descritos em itens gerais, para todo o trabalho.

3.2 Caracterização dos solos utilizados

Foram utilizados dois solos, classificados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação (EMBRAPA, 1999) como: um Latossolo Vermelho distroférrico nitossólico (**LVd**) e um Argissolo Vermelho distrófico arênico (**PVd**), coletados à margem da rodovia BR 386, nos Km 365 município de Montenegro e 395 município de Teutônia, Rio Grande do Sul, respectivamente, sob vegetação nativa. As coletas foram feitas em duas profundidades: de zero a 20 cm e de 20 a 55 cm. Após a coleta, os solos foram secos ao ar e tamisados em peneira com orifícios de 5 mm de diâmetro. A caracterização física e química inicial dos solos é dada na Tabela 2.

TABELA 2. Caracterização das camadas superficial (zero a 20cm) e subsuperficial (20 a 55cm) dos solos utilizados no experimento

Parâmetro ⁽¹⁾	Solo			
	LVd		PVd	
	0 - 20 cm	20 - 50 cm	0 - 20 cm	20 - 50 cm
pH em água	5,1	4,9	4,5	4,4
Índice SMP	5,8	5,8	6,0	5,8
P disponível (mg L ⁻¹)	2,7	2,3	1,6	0,9
K disponível (mg L ⁻¹)	69	27	24	11
Matéria orgânica (g L ⁻¹)	24	16	13	8
Al trocável (cmol _c L ⁻¹)	0,4	0,3	0,6	0,9
Ca trocável (cmol _c L ⁻¹)	3,7	3,7	0,5	0,3
Mg trocável (cmol _c L ⁻¹)	1,6	1,2	0,2	0,1
Al + H (cmol _c L ⁻¹)	4,3	4,3	3,6	4,3
CTC (cmol _c L ⁻¹)	9,9	9,4	4,4	4,7
Saturação por bases (%)	55	53	17	9
Saturação por Al (%)	3,0	4,3	13,7	19,0
S (mg L ⁻¹)	14	19	8	6
Zn (mg L ⁻¹)	5,8	4,1	0,9	0,4
Cu (mg L ⁻¹)	8,7	9,6	1,0	1,1
B (mg L ⁻¹)	0,6	0,4	0,6	0,6
Mn (mg L ⁻¹)	97	83	22	18
Argila (g kg ⁻¹)	540	540	130	150
Capacidade de campo (%) ⁽²⁾	22,84	----	15,23	----

⁽¹⁾ Conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

⁽²⁾ Método da proveta, umidade gravimétrica.

3.3 Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados

Os resíduos orgânicos utilizados foram obtidos na Usina de Compostagem do Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) e na estação piloto de tratamento anaeróbio de esgoto da Vila Esmeralda, do Departamento Municipal de Águas e Esgoto (DMAE), ambos da Prefeitura de

Porto Alegre, RS. Foram utilizadas duas remessas (1ª e 2ª aplicação em 2002 e 3ª e 4ª em 2003). A composição química dos resíduos foi determinada no laboratório de Análises de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS. Os resultados obtidos para as duas remessas dos resíduos são apresentados na Tabela 3.

TABELA 3. Características físico-químicas dos resíduos utilizados nos experimentos, nos anos de 2002 e 2003

Características ⁽¹⁾	Composto de lixo		Lodo de esgoto	
	2002	2003	2002	2003
Teor de sólidos (g kg ⁻¹)	700	720	140	150
pH em água	9,1	9,0	7,3	7,1
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	86	80	220	200
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	9,2	7,6	23	19
Relação C/N	9,3	10,5	9,6	10,5
NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	18	15	335	321
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)	20	16	4	4
Fósforo total (g kg ⁻¹)	3,2	3,0	4,5	4,2
Potássio total (g kg ⁻¹)	8,8	8,8	4,5	4,3
Cálcio total (g kg ⁻¹)	14	13	8,4	8,0
Magnésio total (g kg ⁻¹)	4,8	5,0	5,6	5,3
Enxofre total (g kg ⁻¹)	1,3	1,2	14	12
Cobre total (mg kg ⁻¹)	54	51	1.200	1.190
Zinco total (mg kg ⁻¹)	154	150	778	753
Manganês total (mg kg ⁻¹)	377	369	226	221
Sódio total (g kg ⁻¹)	1,2	1,1	0,7	0,9
Cromo total (mg kg ⁻¹)	39	41	50	53
Cádmio total (mg kg ⁻¹)	<2	<2	<2	<2
Níquel total (mg kg ⁻¹)	21	22	20	19
Chumbo total (mg kg ⁻¹)	27	29	85	88
Mercúrio total (mg kg ⁻¹)	0,10	0,10	1,0	1,0
Valor de neutralização (g kg ⁻¹)	6,2	5,8	3,4	3,2

⁽¹⁾ Determinações feitas no material seco a 75° C, à exceção do pH.

3.4 Experimento I - Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação dos resíduos

3.4.1 Instalação

A avaliação dos efeitos da aplicação de resíduos orgânicos sobre as propriedades do solo, da água e a resposta das plantas foi feita em um experimento conduzido a céu aberto, em área pertencente ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, nos anos de 2002 e 2003. A irrigação foi feita conforme a demanda hídrica das culturas. Como unidade experimental foi utilizado um tubo de PVC com 30cm de diâmetro e 65cm de altura, fechado na extremidade inferior com disco de madeira, impermeabilizada com resina epoxi. Acima deste fundo de madeira, foi colocada uma camada de brita com 5 cm de espessura e feito um orifício a 0,5 cm do fundo, inserindo-se no mesmo um tubo de silicone para possibilitar a coleta da água percolada.

O solo foi acondicionado nos recipientes em duas camadas (superficial e inferior), dispostas conforme sua ordem no campo, tendo a superficial 20 cm de espessura e a inferior 35 cm, sendo separadas entre si e da camada de brita por uma tela de polietileno com dois milímetros de abertura de malha. O Latossolo Vermelho distroférico nitossólico (LVd) apresentou densidades de 1,17 e 1,20 kg dm⁻³ para as camadas superficial e inferior, respectivamente; o Argissolo Vermelho distrófico arênico (PVd) apresentou densidades de 1,32 e 1,37 kg dm⁻³ para as camadas superficial e inferior, respectivamente, valores próximos aos determinados a campo.

3.4.2 Tratamentos

O experimento foi conduzido utilizando-se um delineamento em blocos casualizados, com três repetições. Cada material orgânico foi aplicado em três doses, em comparação com um tratamento sem adição de resíduos (testemunha) e um tratamento com adubação mineral, conforme as recomendações da SBCS/NRS (1995). Os resíduos orgânicos e o adubo mineral em todas as aplicações foram misturados à camada superior do solo.

Também foram adicionados Cu, Zn, Cd, Ni e Pb na forma dos seguintes sais, respectivamente: $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, PbCl_2 , $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{CdCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ e $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Foram feitas quatro aplicações dos tratamentos e quatro cultivos, sendo dois de verão (milho) e dois de inverno (aveia).

As quantidades de resíduos e fertilizantes adicionadas são apresentadas na Tabela 4, utilizando-se como base de cálculo 2×10^6 kg de solo seco por hectare. Os tratamentos estudados foram:

T1 - testemunha

T2 - adubação mineral e calagem

T3 - composto de lixo com base no teor de N total com eficiência de 75% para o primeiro cultivo + calagem (dose I)

T4 - composto de lixo com base no teor de N total com eficiência de 50% para o primeiro cultivo + calagem (dose II)

T5 - composto de lixo com base no teor de N total com eficiência de 25% para o primeiro cultivo e adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose III).

T6 - lodo de esgoto com base no teor de N total com eficiência de 75% para o primeiro cultivo + calagem (dose I)

T7 - lodo de esgoto com base no teor de N total com eficiência de 50% para o primeiro cultivo + calagem (dose II)

T8 - lodo de esgoto com base no teor de N total com eficiência de 25% para o primeiro cultivo e adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (dose III).

As doses I, II e III de ambos os resíduos foram estabelecidas com base no teor de nitrogênio. Por este critério, foi estimado que 75% (dose I), 50% (dose II) e 25% (dose III) do nitrogênio total adicionado seria disponibilizado em cada cultivo, sendo então calculada a dose de resíduo a ser adicionada em cada tratamento.

Para correção da acidez foram aplicadas quantidades de corretivo adequadas para atingir o valor de pH 6,0, com base no índice SMP, conforme a

recomendação da SBCS/NRS (1995). Foi utilizada a mistura de CaCO_3 + MgCO_3 em pó, na proporção molar 3:1 com mistura manual uniforme na camada superior. Nos tratamentos com adição de resíduos, o valor de neutralização dos mesmos foi subtraído da dose de calcário adicionada.

As doses de fósforo e potássio na 1ª etapa foram determinadas conforme a recomendação da SBCS/NRS (1995). As quantidade de P e K presente nos resíduos foram subtraídas das doses adicionada, sendo, o índice de eficiência estimado em 50% para o fósforo e de 100% para o potássio (SBCS/NRS, 1995). Nas outras etapas, não foi considerado o valor de P suprido pelos resíduos.

As quantidades dos metais pesados adicionados na forma de sais nos tratamentos 5 e 8, somadas à adição dos mesmos pelos resíduos orgânicos, foram calculadas para atingir as quantidades limites, em kg ha^{-1} , para aplicação no solo, sugeridas por Rodrigues et al. (1993), para áreas experimentais, sendo: chumbo 1.000; zinco: 560; cobre: 280; níquel: 70 e cádmio: 5,0. As quantidades totais dos metais foram fracionadas em quatro aplicações, e adicionadas aos resíduos antes das aplicações dos tratamentos.

As quantidades totais de metais pesados adicionados via resíduos e sais solúveis são dados no Apêndice 1.

Tabela 4. Tratamentos e doses de materiais orgânicos e fertilizantes minerais adicionados aos solos

Tratamentos	1ª etapa					2ª etapa			
	Resíduo ⁽¹⁾ -----t ha ⁻¹ -----	Calcário	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCl)	Resíduo ⁽¹⁾ t ha ⁻¹	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCl)
-----kg ha ⁻¹ -----									
solo PVd									
1-Testemunha	---	---	---	---	---	---	---	---	---
2- Calcário +NPK	---	3,20	160	130	100	---	80	100	120
3- Comp.de lixo dose I	23,70	1,73	---	42	---	11,85	---	100	---
4- Comp de lixo dose II	35,56	1,00	---	---	---	17,77	---	100	---
5- Comp de lixo dose III ⁽²⁾	71,10	---	---	---	---	35,55	---	---	---
6- Lodo de ETE dose I	9,28	2,88	---	75	52	4,64	---	100	60
7- Lodo de ETE dose II	13,92	2,73	---	50	26	6,96	---	100	30
8- Lodo de ETE dose III ⁽²⁾	27,83	2,25	---	---	---	13,92	---	---	---
solo LVd									
1-Testemunha	---	---	---	---	---	---	---	---	---
2- Calcário +NPK	---	4,20	160	130	100	---	80	100	120
3- Comp.de lixo dose I	23,70	2,73	---	42	---	11,85	---	100	---
4- Comp de lixo dose II	35,56	2,00	---	---	---	17,77	---	100	--
5- Comp de lixo dose III ⁽²⁾	71,10	---	---	---	---	35,55	---	---	---
6- Lodo de ETE dose I	9,28	3,88	---	75	52	4,64	---	100	60
7- Lodo de ETE dose II	13,92	3,73	---	50	26	6,96	---	100	30
8- Lodo de ETE dose III ⁽²⁾	27,83	3,25	---	---	---	13,92	---	---	---

Continua

Tabela 4 Continuação

Tratamentos	3ª etapa				4ª etapa			
	Resíduo ⁽¹⁾	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCl)	Resíduo ⁽¹⁾	N (uréia)	P ₂ O ₅ (SFT)	K ₂ O (KCl)
	t ha ⁻¹	-----kg ha ⁻¹ -----			t ha ⁻¹	-----kg ha ⁻¹ -----		
	solo PVd							
1-Testemunha	---	---	---	---	---	---	---	---
2- Calcário +NPK	---	160	80	100	---	80	100	120
3- Comp.de lixo dose I	28,44	---	80	---	14,22	---	100	---
4- Comp de lixo dose II	42,64	---	80	---	21,32	---	100	---
5- Comp de lixo dose III ⁽²⁾	85,30	---	80	---	42,64	---	---	---
6- Lodo de ETE dose I	11,60	---	80	52	5,80	---	100	60
7- Lodo de ETE dose II	17,40	---	80	26	8,70	---	100	30
8- Lodo de ETE dose III ⁽²⁾	34,78	---	80	---	17,39	---	---	---
	solo LVd							
1-Testemunha	---	---	---	---	---	---	---	---
2- Calcário +NPK	---	160	80	100	---	80	100	100
3- Comp.de lixo dose I	28,44	---	80	---	14,22	---	100	---
4- Comp de lixo dose II	42,64	---	80	---	21,32	---	100	--
5- Comp de lixo dose III ⁽²⁾	85,30	---	80	---	42,65	---	---	---
6- Lodo de ETE dose I	11,60	---	80	52	5,80	---	100	60
7- Lodo de ETE dose II	17,40	---	80	26	8,70	---	100	30
8- Lodo de ETE dose III ⁽²⁾	34,78	---	80	---	17,39	---	---	---

⁽¹⁾ Base seca.⁽²⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

3.4.2.1 Implantação da 1ª cultura e tratos culturais (1ª etapa)

Os materiais (resíduos orgânicos e sais solúveis) foram misturados ao solo nos dias da instalação do experimento (27 e 28/02/2002). A adubação mineral foi feita conforme recomendação da SBCS/NRS (1995) para a cultura do milho (Tabela 4). A aplicação do nitrogênio foi parcelada: 30 kg ha⁻¹ na base e o restante em cobertura na quarta e na oitava folha. No dia 03/03/2002 foram semeados 6 grãos de milho (*Zea mays* L. - híbrido AGROCERES 123) por vaso. A emergência das plantas foi observada no quarto dia após a semeadura e em 17/03/2002 foi feito o desbaste, deixando-se três plantas por vaso.

O suprimento de água foi feito por irrigação, conforme a necessidade das plantas, considerando-se a precipitação ocorrida. O controle de insetos (*Spodoptera frugiperda*) e (*Diabrotica speciosa*) foi feito com inseticida Decis 50SC em 28/03/2002.

As plantas apresentaram sintomas de deficiência nutricional de fósforo no período inicial do desenvolvimento.

A parte aérea das plantas foi cortada a dois centímetros da superfície do solo em 16/05/2002, sendo seca em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca e posterior moagem para análise química do tecido vegetal. Após o corte do milho, amostras da camada superficial do solo de cada tratamento foram coletadas com trado calador para análise química.

Para a instalação da 2ª cultura e das outras seguintes a parte aérea da cultura anterior foi removida totalmente .

3.4.2.2 Implantação da 2ª cultura e tratos culturais (2ª etapa)

Os efeitos da 1ª reaplicação dos tratamentos foram avaliados na cultura da aveia em 2002. A adubação mineral foi feita conforme recomendação da SBCS/NRS (1995) para a cultura da aveia (Tabela 4). Os materiais foram incorporados manualmente na camada superior do solo no dia 01/07/2002. As quantidades dos materiais adicionadas ao solo em cada tratamento são dadas na Tabela 4.

Em 02/07/2002 foram semeados 20 grãos de aveia (*Avena strigosa* - cv. UFRGS 14) por vaso. A germinação ocorreu no dia 08/07/2002 e no dia 19/07/2002 foi feito o desbaste, deixando-se 12 plantas por vaso.

A parte aérea da aveia foi cortada a dois centímetros da superfície do solo no dia 16/10/2002, sendo seca em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca e posterior moagem para análise química do tecido vegetal. Após o corte da aveia, amostras da camada superficial do solo de cada tratamento foram coletadas com trado calador para análise química.

3.4.2.3 Implantação da 3ª cultura e tratos culturais (3ª etapa)

Os efeitos da 2ª reaplicação dos tratamentos foram avaliados na cultura do milho em 2003. Os materiais foram incorporados manualmente na camada superior do solo nos dias 13 e 14/01/2003. As quantidades dos materiais adicionadas ao solo em cada tratamento são dadas na Tabela 4. A adubação mineral foi feita conforme recomendação da SBSC/NRS (1995) para a cultura do milho (Tabela 4). No dia 14/01/2003 foram semeados 6 grãos de milho (*Zea mays*, L. - híbrido PIONNER 3071) por vaso. A emergência das plantas foi observada no quarto dia após a semeadura e em 01/02/2003 foi feito o desbaste, deixando-se três plantas por vaso.

O controle de insetos (*Spodoptera frugiperda*) e (*Diabrotica speciosa*) foi feito com inseticida Malathion 500CE em 27/02/2003.

A parte aérea das plantas foi cortada a dois centímetros da superfície do solo em 22/04/2003, sendo seca em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca e posterior moagem para análise química do tecido vegetal. Após o corte do milho, amostras da camada superficial do solo de cada tratamento foram coletadas com trado calador para análise química.

3.4.2.4 Implantação da 4ª cultura e tratos culturais (4ª etapa)

Os efeitos da 3ª reaplicação dos tratamentos foram avaliados na cultura da aveia em 2003. A adubação mineral foi feita conforme recomendação da SBSC/NRS (1995) para a cultura da aveia. Os materiais foram incorporados manualmente na camada superior do solo no dia 04/07/2002. As quantidades

dos materiais adicionadas ao solo em cada tratamento são dadas na Tabela 4. Em 05/07/2003 foram semeadas 20 sementes de aveia (*Avena strigosa* - cv. UFRGS 14) por vaso. A germinação ocorreu no dia 10/07/2003 e no dia 27/07/2003 foi feito o desbaste, deixando-se 12 plantas por vaso.

A parte aérea da aveia foi cortada a dois centímetros da superfície do solo no dia 23/10/2003, sendo seca em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca e posterior moagem para análise química do tecido vegetal. Após o corte da aveia, amostras da camada superficial do solo de cada tratamento foram coletadas com trado calador para análise química.

3.5 Determinações laboratoriais

3.5.1 Análises de plantas

A parte aérea das plantas de milho e de aveia foi seca em estufa com circulação forçada de ar (65 °C) até peso constante, pesada e moída em moinho de navalhas de aço inoxidável equipado com peneiras de 1mm de diâmetro de abertura de malha e mantida em potes plásticos fechados até ser analisada.

Foram determinados: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio no extrato de H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Os teores totais de cobre, zinco cádmio, chumbo e níquel foram determinados por digestão ácida (digestão nítrico-perclórica) conforme metodologia apresentada por Tedesco et al. (1995) e adaptada por Scolmeister (1999).

3.5.2 Análises de solo

Após cada cultivo, o solo foi amostrado na camada superficial com trado calador. As amostras dos solos foram divididas em duas frações. Uma fração foi utilizada para determinação de nitrato e amônio logo após a coleta, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). A fração restante foi seca em estufa com circulação forçada de ar até peso constante, moída em moinho de martelos, determinando-se, conforme metodologia descrita por

Tedesco et al. (1995), os seguintes parâmetros: pH em água (relação 1:1); índice SMP; carbono orgânico total, nitrogênio total; fósforo e potássio disponíveis; sódio, cálcio, magnésio, alumínio e manganês trocáveis; e enxofre, zinco e cobre extraíveis.

Os teores “totais” de Cu, Zn, Cd, Pb e Ni foram determinados no extrato de digestão ácida (digestão nítrico-perclórica) conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) e adaptada por Scolmeister (1999). As quantidades “disponíveis” de Cu e Zn, foram determinadas no extrato de HCl 0,1 mol L⁻¹, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

No final do experimento, as colunas foram desmontadas, para a retirada de aproximadamente 400 g de solo das camadas de zero a 20, 20 a 30 e 30 a 55 cm, sendo determinados os “teores totais”, conforme procedimento de análise anterior.

3.5.3 Análise da água de lixiviação

A água de lixiviação foi coletada pelo tubo de drenagem acoplado à parte inferior do vaso, em frasco de polietileno para ser analisada. Após cada chuva, a quantidade de água percolada em cada vaso foi quantificada, transferindo-se para frascos de polietileno uma alíquota de 10% da mesma, para formar amostras bimensais, mantidas em congelador a - 4°C. Após prévia homogeneização, foram determinados (conforme a metodologia descrita por Tedesco et al. 1995): pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, sódio, potássio, sulfato, fosfato, nitrogênio inorgânico (NH₄⁺ e NO₃⁻ + NO₂⁻), Cu, Zn, Cd, Pb e Ni. As perdas dos elementos foram totalizadas por etapas de condução do experimento.

3.5.4 Fração do N recuperado na parte aérea das plantas e no lixiviado

Através das quantidades de N determinadas na parte aérea das plantas e no lixiviado foi calculada a fração do N total adicionado pelos resíduos recuperada nestes compartimentos, com a utilização da Equação 1.

$$TMN = \frac{(N_{\text{trat (abs + lix)}} - N_{\text{test (abs + lix)}})}{N_{\text{adic}}} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

TMN = taxa de mineralização do N do resíduo (%);

N_{trat} = quantidade de N absorvido + quantidade de N lixiviado no tratamento com resíduo (mg kg^{-1});

N_{test} = quantidade de N absorvido + quantidade de N lixiviado no tratamento testemunha (mg kg^{-1});

N_{adic} = quantidade de N adicionada pelo resíduo (mg kg^{-1}).

3.6 Experimento II - Atividade microbiana

A atividade microbiana do solo após a adição dos resíduos foi avaliada em laboratório pela determinação de CO_2 liberado. Foram aplicadas as mesmas doses e seqüência do experimento em vasos (Tabela 4), sendo o experimento conduzido pelo mesmo período de tempo. Porções de 200 g (base seca) do solo, misturadas com os materiais, foram acondicionadas em frascos de incubação de vidro (1 L); sobre a superfície do solo de cada frasco foi colocado um suporte de ferro contendo um copo de polietileno (50 mL) com 20 mL de solução de aproximadamente $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ de NaOH, sendo então o frasco hermeticamente fechado. A intervalos variáveis, os copos contendo NaOH foram retirados dos frascos para a determinação do CO_2 liberado, adicionando-se 1,0 mL de uma solução de BaCl_2 ($2,5 \text{ g L}^{-1}$) e três gotas de fenolftaleína ($0,5 \text{ g L}^{-1}$); em seguida o excesso de NaOH, ou seja, a fração não consumida na reação com CO_2 foi titulado com solução padronizada de HCl ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) (Stotzky, 1965). Foram utilizadas duas repetições para cada tratamento

e mais duas provas em branco. A liberação de CO₂, em mg de C- CO₂ kg⁻¹ de solo, foi calculada pela formula:

$$C\text{-CO}_2 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = (V_B - V_A) \cdot M \cdot E \cdot 5 \quad \text{(Equação 2)}$$

onde:

V_B = volume de HCl gasto na titulação da prova em branco;

V_A = volume de HCl gasto na titulação da amostra;

M = molaridade do HCl (0,5 mol L⁻¹);

E = peso equivalente do carbono (6).

5 = transformação para mg de C-CO₂ por kg de solo, por ter sido usado 200g de solo.

No final de cada etapa, antes da reaplicação dos tratamentos foi retirada uma amostra de solo de cada unidade experimental. Nessas amostras foram determinados: teor de umidade, pH do solo e os teores de nitrogênio inorgânico (NH₄⁺ e NO₃⁻), conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995).

A estimativa do percentual de carbono degradado nos tratamentos com aplicação de resíduos orgânicos no final de cada etapa foi determinada pela seguinte equação:

$$\% \text{ decomposição} = \frac{C\text{-CO}_2 \text{ do tratamento} - C\text{-CO}_2 \text{ da testemunha}}{\text{Quantidade de C adicionada pelo resíduo}} \times 100 \quad \text{(Equação 3)}$$

A taxa de mineralização do N dos resíduos no final de cada etapa foi determinada pela seguinte equação:

$$TMN = \frac{N_{\text{trat}} - N_{\text{test}}}{N_{\text{adic}}} \times 100 \quad \text{(Equação 4)}$$

Onde:

TMN = taxa de mineralização do N do resíduo(%);

N_{trat} = teor de N mineral no solo no tratamento com resíduo (mg kg⁻¹);

N_{test} = teor de N mineral no solo no tratamento testemunha (mg kg^{-1});

N_{adic} = quantidade de N adicionada pelo resíduo (mg kg^{-1}).

As taxas de mineralização calculadas desta forma podem indicar a relativa recalcitrância dos diferentes resíduos, desde que não ocorra perda de N mineralizado por desnitrificação.

3.7 Análise estatística

Os experimentos foram conduzidos em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições por tratamento no experimento em vasos e duas no experimento de liberação de CO_2 . A análise estatística de dados foi feita com o software Sanest, utilizando-se análise de variância (teste F) e determinando-se as diferenças significativas pelo teste de comparações múltiplas de Tukey (probabilidade de 5%).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados a seguir os resultados obtidos no experimento I (Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos) na seguinte seqüência:

- a - rendimento de matéria seca da parte aérea das plantas;
- b - teores de alguns nutrientes e metais na parte aérea das plantas;
- c - características e composição do lixiviado;
- d - modificações das propriedades do solo pela aplicação dos resíduos; e,
- e - fração do nitrogênio recuperado.

No experimento II (Decomposição) dos resíduos no solo) serão abordados:

- a - liberação de CO₂ e taxas de degradação dos resíduos;
- b - N mineralizado; e,
- c - pH do solo.

4.1 Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação dos resíduos.

Foram conduzidas neste experimento quatro culturas, em seqüência, por um período de dois anos, a saber: milho, aveia, milho e aveia. Antes de cada cultivo foram aplicados os resíduos nas quantidades especificadas na Tabela 4. O período compreendido entre a aplicação dos tratamentos e a amostragem do solo após o corte da matéria seca das plantas foi denominado de “etapa”, em seqüência.

4.1.1 Rendimento de matéria seca da parte aérea das plantas

A produção de matéria seca da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas do experimento é apresentada nas Figuras 1 a 4. Os resultados serão discutidos pela média dos quatro cultivos (Apêndice 2), sendo abordada alguma diferença quando pertinente.

A produção de matéria seca foi afetada pelo tipo de solo. No solo LVd, com maior CTC, maior fertilidade natural, maior teor de matéria orgânica e, em consequência, maior disponibilidade de nutrientes, os rendimentos foram maiores do que no solo PVd. Resultados semelhantes foram determinados por Segatto (2001), trabalhando com resíduos industriais, com os mesmos solos.

Em média, as produções de matéria seca das culturas de verão, especialmente no primeiro cultivo, foram maiores do que as de inverno. No solo PVd, entretanto, nos tratamentos com adição de composto de lixo o cultivo de inverno (segunda etapa), produziu mais matéria seca que a primeira etapa (cultivo de verão). Este fato, indica menor taxa de decomposição do resíduo, o que afeta a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Segatto (2001), observou resultados semelhantes em trabalho com a reaplicação de resíduos industriais. O mesmo também salienta a necessidade de utilização de elevadas doses para atingir rendimentos semelhantes aos obtidos com a adubação mineral. A maior produção de matéria seca nos cultivos de verão é devida ao tipo de planta e às maiores doses de resíduos adicionadas (Tabela 4).

Em geral, no segundo cultivo de cada planta o rendimento aumentou, provavelmente devido ao efeito residual. Alves et al (1999) recomendam que ao utilizar resíduo orgânico deve-se considerar a necessidade de um período suficientemente longo, para que ocorra a mineralização dos nutrientes, ou de maior frequência de aplicações, que eleve o seu efeito residual. Oliveira (2000) atribui, dentre outros fatores, a maior produtividade da primeira soqueira da cana-de-açúcar ao efeito residual da primeira aplicação de composto de lixo, somado aos efeitos da segunda aplicação.

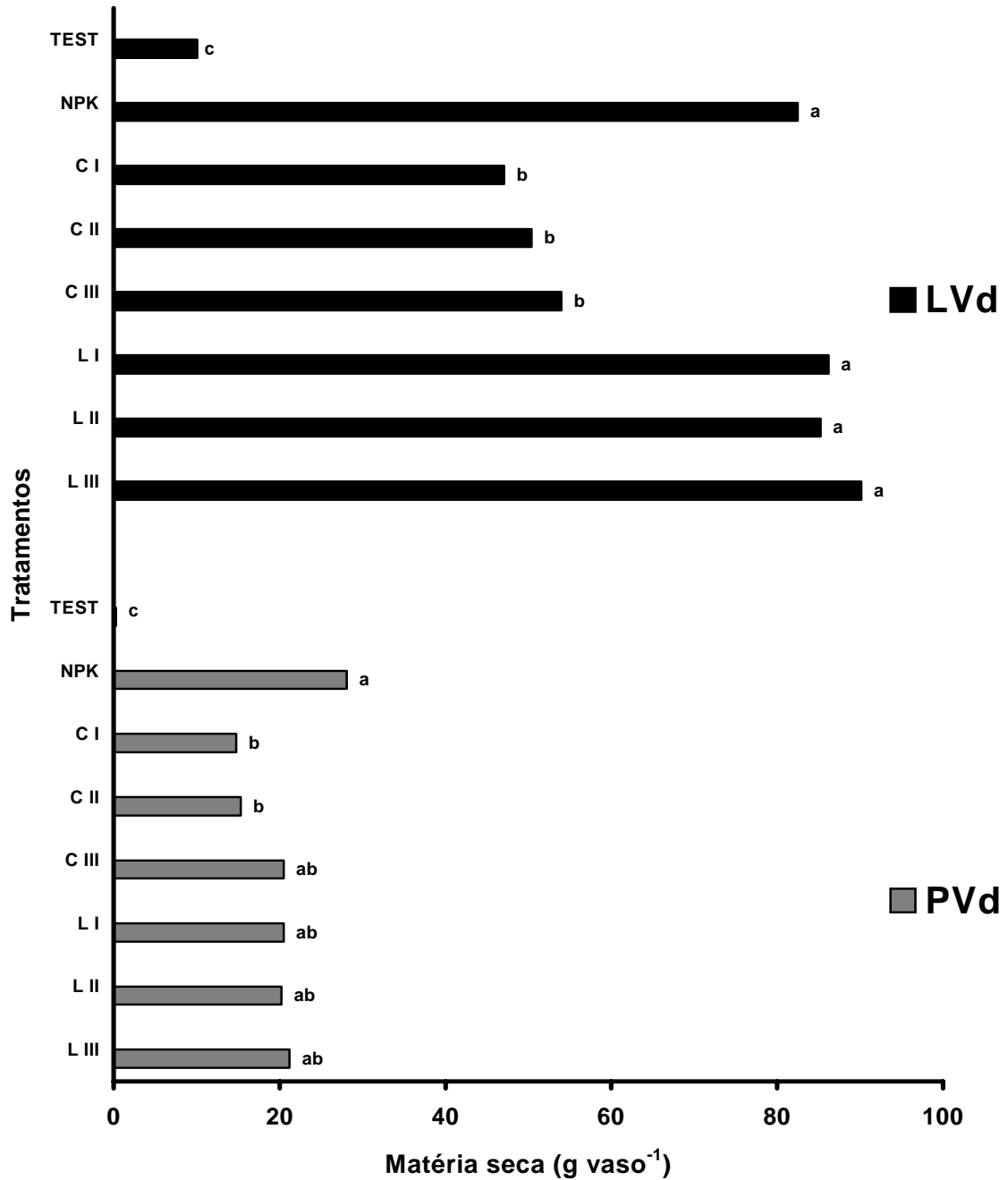


FIGURA 1. Produção de matéria seca da parte aérea do milho (primeira etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd (média de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

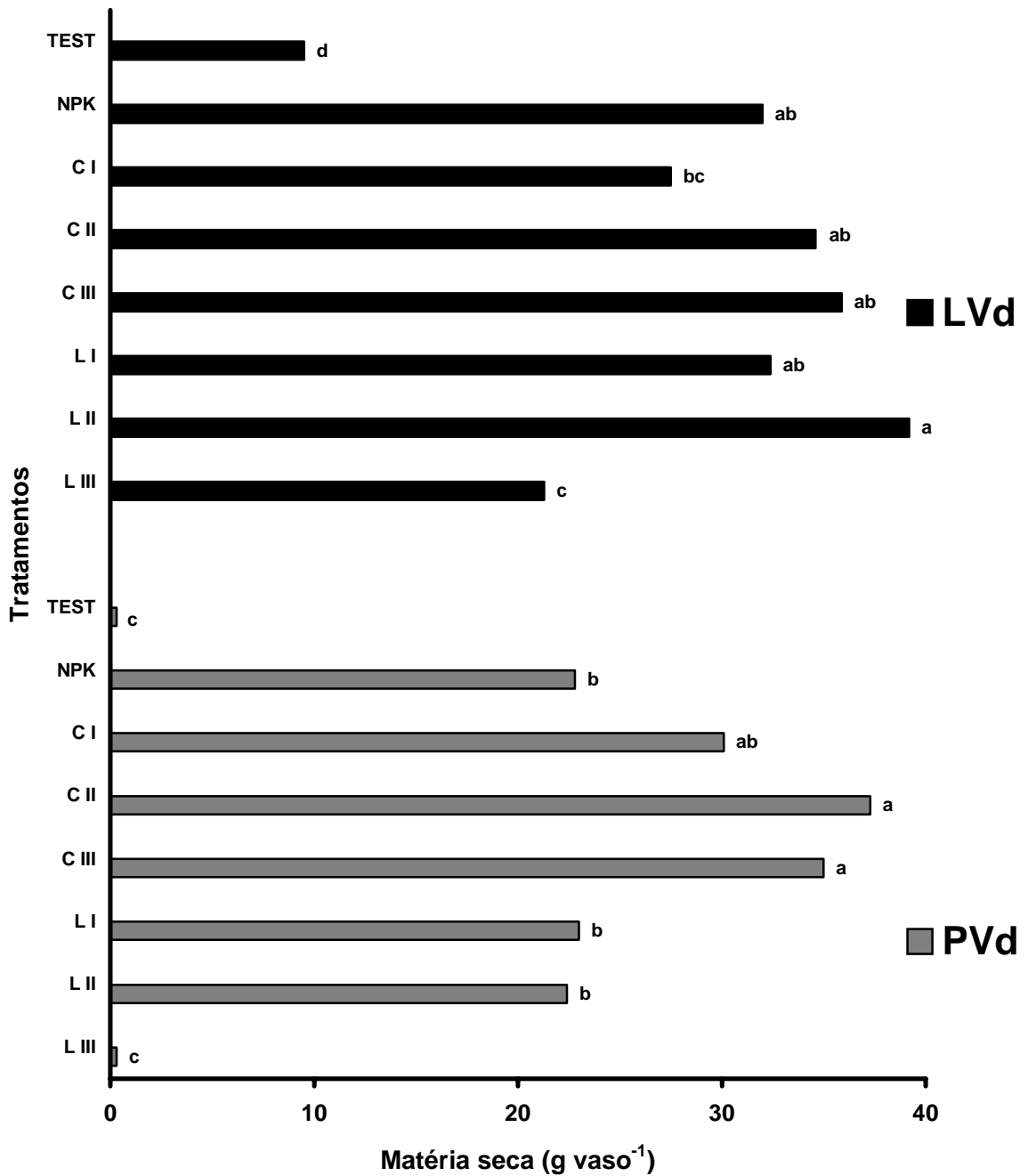


FIGURA 2. Produção de matéria seca da parte aérea da aveia (segunda etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd (média de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

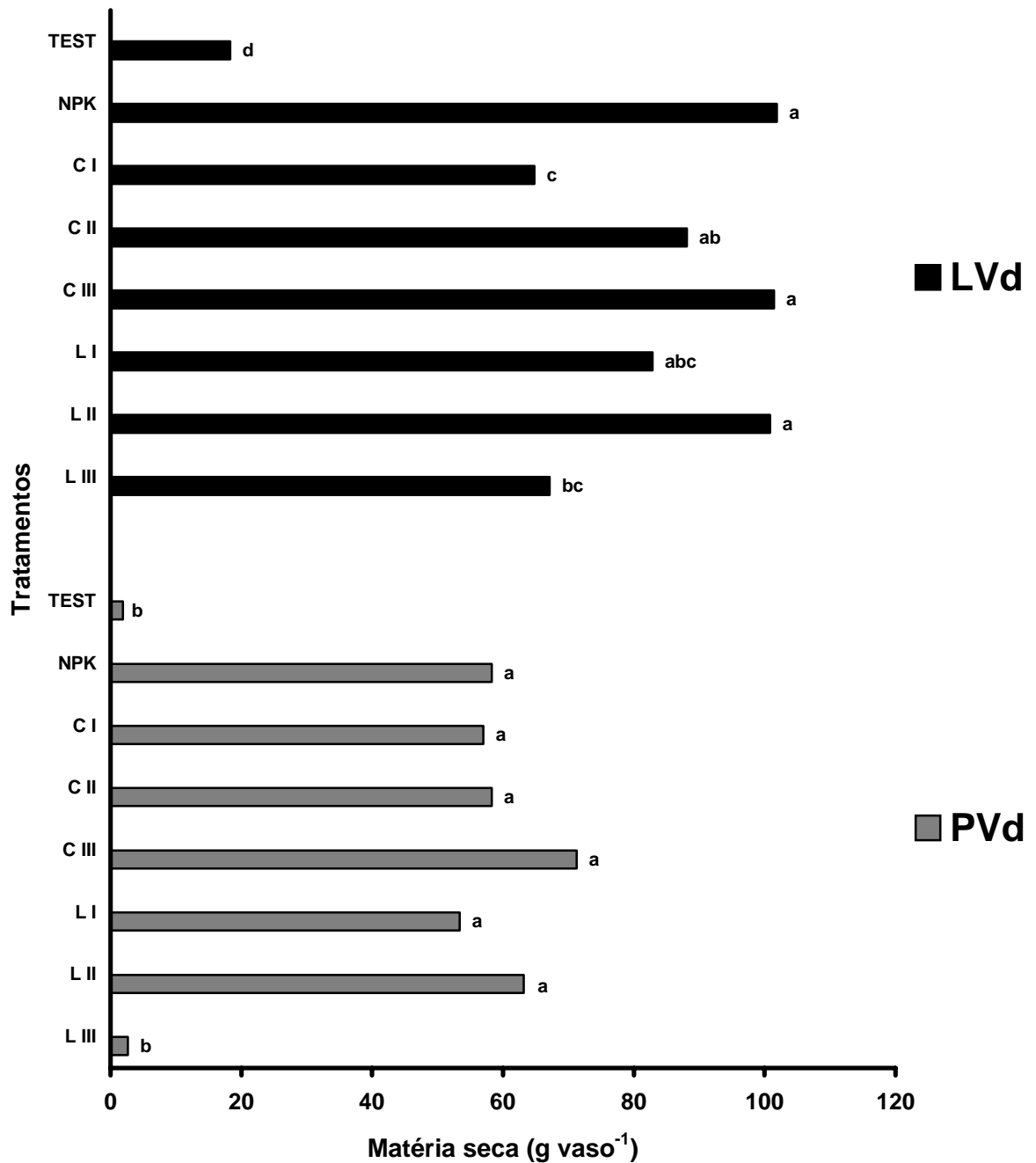


FIGURA 3. Produção de matéria seca da parte aérea do milho (terceira etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd (média de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

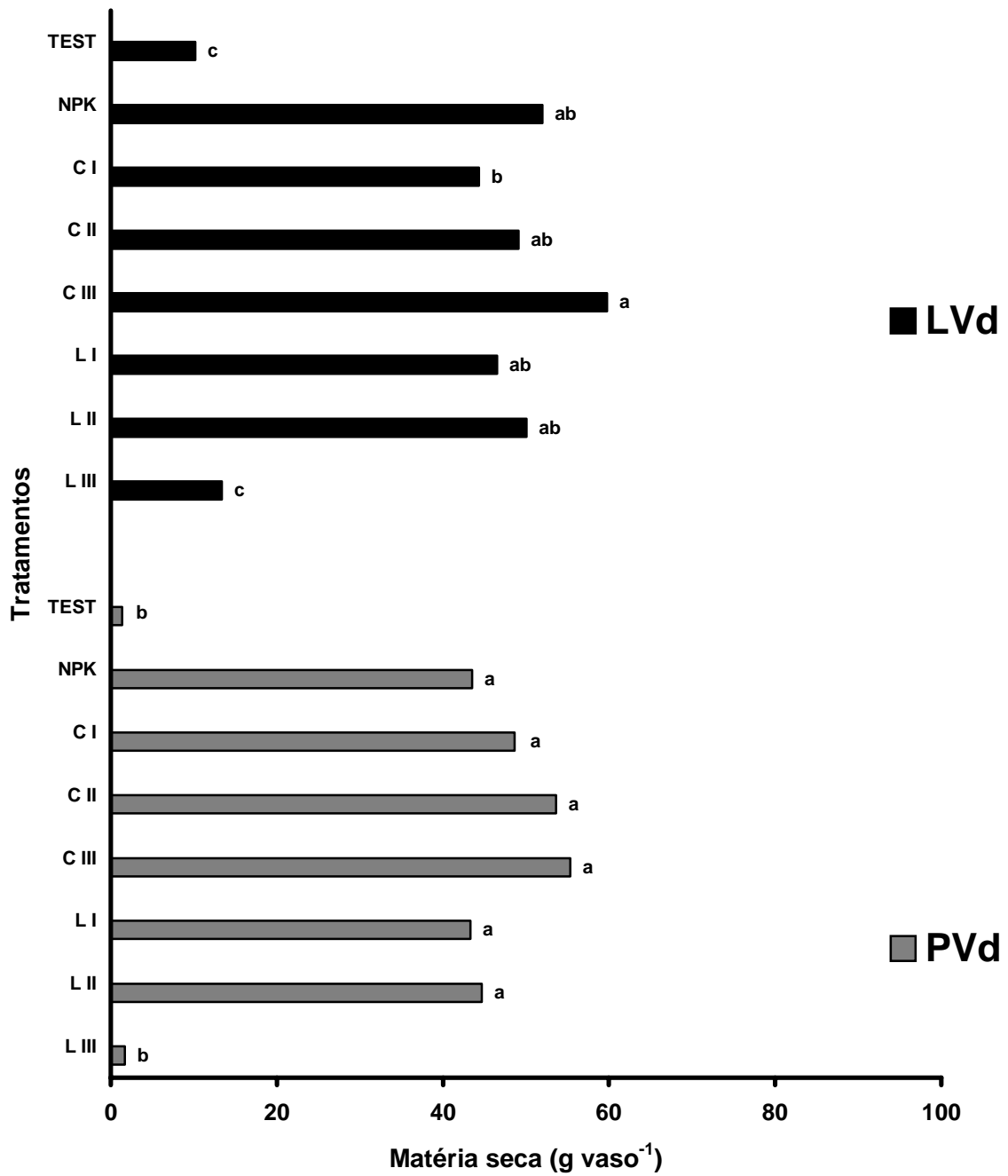


FIGURA 4. Produção de matéria seca da parte aérea de aveia (quarta etapa) com a aplicação de doses crescentes dos resíduos e com a adição de metais, nos solos LVd e PVd (média de três repetições). Médias seguidas por letras iguais, em cada solo, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A adição continuada de resíduos orgânicos mais a complementação com a adubação mineral (Tabela 4), contribuem para a “construção da fertilidade” resultando em aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas (Tabelas 26 e 27). Diversos autores determinaram aumentos nos teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio pela adição de resíduos orgânicos no solo (Berton et al, 1989; Cassol, 1987; Kray, 2001; Oliveira, 2000).

Os menores rendimentos de matéria seca foram determinados nos tratamentos testemunha, demonstrando a baixa fertilidade natural dos solos e a necessidade de calagem e de adubação. Em geral, os tratamentos com adição de resíduos apresentaram a mesma produção de matéria seca em comparação ao tratamento com calcário + NPK. O aumento das quantidades de resíduos aplicadas não proporcionou acréscimos na produção de matéria seca; entretanto, foi observado aumento significativo nas quantidades de nitrogênio e fósforo absorvidos pelas plantas (tabelas 5 e 6), indicando aumento da disponibilidade desses elementos no solo. Desta forma, verifica-se que até a menor dose de resíduo, com complementação de P e de K, foi suficiente para a obtenção de um desempenho igual à fertilização mineral convencional. Resultados semelhantes foram obtidos por Oliveira (2000), trabalhando com cana-de-açúcar em um Latossolo Vermelho Amarelo com adição de composto de lixo. Entretanto, Cassol (1987) e Berton et al. (1989), observaram aumentos na produção de matéria seca das plantas em função do aumento das doses de resíduos orgânicos adicionadas. Estas variações podem ser esperadas, uma vez que a composição dos resíduos orgânicos varia amplamente com sua origem (Xin et al., 1992); além disso, diferentes espécies de plantas podem apresentar respostas diferentes em função do tipo de solo e do seu potencial produtivo.

Efeitos benéficos à produtividade das culturas devidos à aplicação de resíduos orgânicos também foram verificados por Cassol (1987), Berton et al. (1989), Moraes (1990), Da Ros et al. (1993), Alves et al (1999), entre outros.

A adição de metais pesados na forma de sais solúveis nos tratamentos CIII e LIII apresentou diferentes efeitos na produção de matéria seca das

plantas. No tratamento CIII, em ambos os solos, a adição de metais pesados na forma de sais solúveis não afetou a produção de matéria seca das plantas. Esse comportamento foi devido possivelmente à natureza mais estabilizada da matéria orgânica deste resíduo, que atua como complexante de metais pesados, diminuindo o efeito tóxico sobre as plantas. De acordo com McBride (1994), a matéria orgânica atua como complexante dos metais pesados, reduzindo a sua disponibilidade para as plantas. Missio (1996) atribuiu aos menores teores de matéria orgânica e de óxidos de Fe e à menor CTC a redução observada nos rendimentos de trigo e de pangola cultivados em dez solos do Estado do Rio Grande do Sul, com adição de metais pesados na forma de sais solúveis.

Outro fator a ser considerado é a manutenção do pH em nível maior do que 6,0, nos tratamentos CIII (Tabela 25), o que reduz a solubilidade dos metais. Tedesco et al. (1993) observaram que a calagem é o tratamento mais efetivo para aumentar o rendimento e reduzir a concentração de metais pesados nos tecidos das plantas em áreas de descarte de lodo petroquímico.

Nos tratamentos LIII e CIII, na primeira etapa e em ambos os solos, a adição de metais pesados na forma de sais solúveis não afetou a produção de matéria seca das plantas. Nas etapas subseqüentes o efeito foi diferente entre os solos. No solo PVd, na segunda, terceira e quarta etapas a produção de matéria seca das plantas foi semelhante à da testemunha. A adição continuada de metais pesados na forma solúvel saturou a capacidade de adsorção e complexação do solo, aumentando a absorção pelas plantas (Tabelas 8 a 11) e reduzindo a produção de matéria seca (Apêndice 2). Resultados semelhantes foram obtidos por Missio (1996), que observou redução no rendimento de matéria seca de pangola e de trigo em solos com adições de altas doses de Cu, Cr e Ni na forma de sais solúveis. Conforme McBride (1994), o Cu e o Ni são elementos denominados fitotóxicos, sendo proporcionalmente mais tóxicos para as plantas do que para os animais. O aumento da absorção desses metais adicionados na forma de sais solúveis neste estudo pode ser devido à menor complexação pelo resíduo, e ao menor pH do solo (Tabela 25).

No solo LVd, a adição de metais pesados na forma de sais solúveis não afetou o rendimento das plantas na primeira etapa. Nas etapas subseqüentes, entretanto, provocou uma redução no rendimento de matéria seca de milho, em relação ao tratamento com calcário + NPK. O efeito nocivo sobre a produção de matéria seca das plantas foi, entretanto, menor do que no solo PVd, provavelmente, devido à maior capacidade de adsorção e de complexação dos metais pela matéria orgânica do solo, e da manutenção de níveis de pH mais elevados em relação ao solo PVd (Tabela 25).

4.1.2 Teores de alguns nutrientes e metais nas plantas

4.1.2.1 Nitrogênio

Os teores de nitrogênio na parte aérea das plantas variaram entre 5,5 e 20,0 g kg⁻¹ (Apêndice 3). Mesmo com baixos teores totais de nitrogênio as plantas não apresentaram sintomas visuais de deficiência deste nutriente. Nos tratamentos com a adição de adubo nitrogenado nas quantidades recomendadas (SBCS/NRS, 1995), os teores de nitrogênio na parte aérea das plantas foram estatisticamente semelhantes aos tratamentos com adição de resíduos. Estes valores foram menores do que 27 g kg⁻¹ para o milho e de 20 g kg⁻¹ para aveia, teores considerados como o limite inferior da faixa de suficiência (CQFS/NRS, 2004), determinados na folha abaixo e oposta à espiga, no pendoamento.

As quantidades de nitrogênio absorvido pelas plantas nas quatro etapas são apresentadas na Tabela 5. Em todos os cultivos e nos dois solos, o aumento da adição de resíduos da dose I para a dose II propiciou somente um pequeno acréscimo da quantidade absorvida, provavelmente devido à menor mineralização do resíduo adicionado (Tabela 41).

No solo PVd, em geral, a absorção média de nitrogênio em todos os tratamentos com adição de resíduos, à exceção do LIII, foi estatisticamente semelhante ao tratamento com calcário + NPK. Este fato indica que o resíduo foi eficiente no suprimento de N para as plantas.

Tabela 5. Quantidade de nitrogênio na parte aérea das plantas (mg vaso^{-1}) nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
solo PVd					
1- Testemunha	7 d	4 c	19 c	13 b	11 c
2- Calcário + NPK	349 a	308 b	494 ab	335 a	371 ab
3- Comp. de lixo dose I	161 c	370 ab	418 ab	297 a	311 b
4- Comp. de lixo dose II	164 c	491 a	391 b	322 a	342 ab
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	187 bc	475 a	579 a	346 a	397 a
6- Lodo de ETE dose I	214 bc	323 b	384 b	319 a	312 b
7- Lodo de ETE dose II	232 bc	317 b	528 ab	317 a	348 ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	256 b	5 c	23 c	17 b	75 c
solo LVd					
1- Testemunha	163 e	182 d	270 e	99 c	178 f
2- Calcário + NPK	835 b	412 c	853 a	452 a	638 a
3- Comp. de lixo dose I	380 d	375 c	423 de	270 b	362 e
4- Comp. de lixo dose II	391 d	488 abc	610 bc	299 b	447 d
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	411 d	545 ab	881 a	381 ab	554 bc
6- Lodo de ETE dose I	732 c	556 abc	565 cd	275 b	532cd
7- Lodo de ETE dose II	819 bc	564 a	759 ab	279 b	604 ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1.082 a	420 bc	881 a	108 c	623 ab

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

No solo LVd, os tratamentos com adição de resíduos, em geral, apresentaram aumento da quantidade de N absorvida com o aumento da quantidade adicionada (Tabela 5). O mesmo comportamento foi observado por Da Ros et al. (1993) e Berton et al. (1989) em trabalhos com adição de lodo de esgoto ao solo. Nas quatro etapas, em alguns tratamentos, a absorção de N foi semelhante estatisticamente à determinada no tratamento com calcário + NPK; este resultado é indicativo da capacidade dos resíduos em fornecer N para as plantas (Tabela 5).

Nos tratamentos CIII e LIII, os teores de nitrogênio da parte aérea das plantas não foram afetados pela adição de metais pesados na forma de sais solúveis (Apêndice 3). No tratamento CIII, em ambos os solos, as quantidades de nitrogênio absorvidas pelas plantas não diminuíram com a adição de metais pesados, tendo em vista que o rendimento de matéria seca não foi afetado.

No tratamento LIII, a adição de metais afetou a absorção do nitrogênio à medida que interferiu no rendimento de matéria seca das plantas. No solo PVd, a partir do segundo cultivo a quantidade de nitrogênio absorvida foi semelhante à do tratamento testemunha. A baixa absorção de nitrogênio pelas plantas provocou um aumento da lixiviação do mesmo, sendo que as maiores quantidades de nitrogênio lixiviado foram determinadas neste tratamento (item 4.1.3.1). No solo LVd, a absorção de nitrogênio pela cultura do milho não foi afetada pela adição dos metais. Na cultura da aveia, entretanto, a absorção de nitrogênio diminuiu, principalmente na quarta etapa. Esse resultado indica que o crescimento da aveia é mais prejudicado do que o do milho pela adição dos metais.

4.1.2.2 Fósforo

Os teores de fósforo na parte aérea das plantas são dadas no Apêndice 4. Pode-se observar que no primeiro cultivo do milho no solo PVd os teores estiveram próximos a $2,0 \text{ g kg}^{-1}$, valor este considerado como limite inferior da faixa de suficiência na folha indicadora para a cultura (primeira folha abaixo e oposta à espiga) (SBCS/CQFS, 2004). No solo LVd os teores de fósforo nas plantas foram mais baixos, devido ao maior rendimento de matéria seca (Figura 1).

No estabelecimento da quantidade de fósforo na forma mineral a ser adicionado no tratamento com o nível I dos resíduos, na primeira cultura, foi considerada uma possível taxa de mineralização de 50% do adicionado pelos resíduos. Conforme foi verificado no experimento de decomposição dos resíduos (item 4.2.1), a mineralização foi inferior a este valor, justificando-se, portanto, a necessidade de suplementação com adubo mineral.

Na Tabela 6 são dadas as quantidades de P na parte aérea das plantas. Na primeira etapa (cultura do milho) pode ser observado que as quantidades de P foram maiores no solo LVd, em todos os tratamentos, refletindo o maior potencial produtivo deste solo (Figura 1). Neste solo, o aumento das quantidades de resíduos aplicadas proporcionou aumento das quantidades de P absorvidas, até níveis semelhantes ao determinado no tratamento com NPK + calcário; este fato indica que estes resíduos podem suprir o fósforo necessário às plantas, no caso de serem aplicadas grandes quantidades dos mesmos.

Tabela 6. Quantidade de fósforo absorvido na parte aérea das plantas (mg vaso^{-1}) nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
solo PVd					
1- Testemunha	<1 c	<1 d	2 d	1 d	1
2- Calcário + NPK	42 a	66 bc	97 abc	92 c	71
3- Comp. de lixo dose I	29 b	87 b	119 ab	129 b	91
4- Comp. de lixo dose II	31 ab	113 a	110 abc	135 ab	97
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	37 ab	115 a	124 a	156 a	107
6- Lodo de ETE dose I	41 a	66 bc	84 bc	122 b	77
7- Lodo de ETE dose II	42 b	45 c	82 c	120 b	70
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	35 ab	<1 d	4 d	3 d	10
solo LVd					
1- Testemunha	11 f	14 c	19 e	11 c	13
2- Calcário + NPK	91 bcd	60 b	157 ab	99 b	101
3- Comp. de lixo dose I	68 e	60 b	110 c	105 b	83
4- Comp. de lixo dose II	79 de	76 a	147 ab	114 b	103
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	86 cd	75 a	159 ab	159 a	119
6- Lodo de ETE dose I	98 ab	64 b	140 bc	114 b	101
7- Lodo de ETE dose II	93 bc	77 a	182 a	107 b	113
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	105 a	31 c	69 d	31 c	60

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Nas culturas seguintes (da 2ª à 4ª etapas), foi adicionado fosfato solúvel (tabela 4) nos dois solos e nos tratamentos com a adição das doses I e II dos resíduos. As quantidades de P na parte aérea das plantas tenderam portanto a estabilizar-se em níveis compatíveis com os tratamentos com adição de NPK + calcário.

O teor de P nas plantas dos tratamentos com a adição de metais (CIII e LIII) foi semelhante ao dos outros tratamentos (Apêndice 4), não tendo sido portanto evidente algum efeito nocivo dos mesmos na absorção de fósforo.

4.1.2.3 Potássio, cálcio e magnésio

Em geral os teores de potássio na parte aérea das plantas (Apêndice 5) estão dentro da faixa de valores considerados adequados pela CQFS/NRS (2004), pois foi feita a adubação complementar nos tratamentos com as doses I e II de lodo de esgoto (Tabela 4).

Em ambos os solos, as maiores concentrações de potássio nas plantas foram determinadas nos tratamentos com adição de composto de lixo, evidenciando a maior disponibilidade deste nutriente para as plantas (Tabela 3). As menores concentrações determinadas nos tratamentos com a adição do lodo de esgoto, quando não suplementado com potássio, demonstram a necessidade de adubação mineral complementar para o suprimento adequado deste nutriente. Da Ros et al (1993) relataram a necessidade de suplementação de potássio na utilização de lodo de esgoto na agricultura. As menores concentrações determinadas nos tratamentos com adubação mineral, em relação aos tratamentos com adição de composto de lixo, podem ser devidas à diluição provocada pela maior produção de matéria seca e à maior disponibilidade do elemento no solo (Tabela 27). A suplementação mineral com KCl, nos tratamentos com lodo de esgoto, possibilitou a absorção de quantidades de potássio semelhantes à adubação mineral completa no solo LVd.

Os teores de cálcio e de magnésio determinados no tecido das plantas (Apêndices 6 e 7), em todos os tratamentos, encontram-se na faixa

considerada adequada para o desenvolvimento das culturas, conforme a SBCS/CQFS (2004). A concentração de cada nutriente no tecido apresentou pequena variação durante as diferentes etapas. A adição de calcário no início do experimento em todos os tratamentos, a exceção da testemunha e do tratamento com a dose elevada de composto de lixo, foi adequada para o suprimento destes nutrientes às plantas (Tabela 4).

4.1.2.4 Metais nas plantas

As legislações de diversos países estabelecem concentrações máximas de metais pesados aceitas em resíduos orgânicos (biossólidos) para aplicação em solo agrícola. Na Tabela 7, é apresentada a comparação entre as concentrações máximas permitidas pela USEPA (1996) e as concentrações dos resíduos aplicados neste trabalho. Pode-se observar que as concentrações dos metais nos tratamentos com a adição de composto de lixo são menores, devido às maiores quantidades deste resíduo adicionadas, por ter sido estas estabelecidas em função do teor de nitrogênio ($234,6 \text{ t ha}^{-1}$ de composto de lixo e $93,9 \text{ t ha}^{-1}$ de lodo de esgoto).

Tabela 7. Concentrações máximas de alguns metais aceitas pela USEPA (1996) para aplicação de biossólido no solo e as aplicadas no experimento (média de 4 aplicações, em 2 anos)

Concentração nos resíduos	USEPA Máxima	Tratamento CIII (2 anos/4 aplicações)	Tratamento LIII (2 anos/4 aplicações)
	----- mg kg ⁻¹ -----		
Cd	85	21	53
Cu	4.300	1.194	2.981
Ni	420	290	745
Pb	840	4.138	10.647
Zn	7.500	2.387	5.962

As doses de metais adicionadas foram aplicadas para atingir as quantidades totais sugeridas por Rodrigues et al. (1993), sendo (em kg ha⁻¹): Cd = 5; Cu = 280; Pb = 1000; Ni = 70; e Zn = 560. Desta forma, no tratamento CIII, a concentração de Pb no resíduo foi maior do que a permitida pela USEPA

(1996) e no tratamento LIII, as concentrações de Ni e Pb foram maiores do que as permitidas. Provavelmente, esses teores possam causar toxicidade para as plantas cultivadas nesses tratamentos. Outro aspecto a ser considerado é que os metais foram adicionados na forma de sais solúveis, misturados ao solo por ocasião da adição dos resíduos, sem o devido tempo para a formação de compostos organo-metálicos de maior estabilidade e menor toxidez. Como os resíduos orgânicos em geral contêm baixos teores de metais, estes podem ser adicionados aos bio-sólidos para simular o efeito de altas concentrações dos metais no sistema. É aconselhável, entretanto, fazer estas adições algum tempo antes da aplicação no solo, conforme foi feito por Tedesco et al. (1993).

O estudo da possibilidade de fitotoxicidade de metais em plantas pode ser feito com base nos teores dos mesmos considerando normais (teores basais) e dos obtidos em trabalhos de pesquisa ou em locais contaminados.

As concentrações de metais pesados na parte aérea de diversas plantas cultivadas em solos não contaminados propostas por Pais & Jones (1997), são (em mg kg^{-1}): Cd: de 0,01 a 0,20; Cu: de 3 a 40; Pb: de 0,1 a 5,0; Ni: de 0,1 a 1,0; e, Zn: de 15 a 150. Os teores de metais pesados considerados como excessivos ou tóxicos para várias espécies propostos por Kabata-Pendias & Pendias (1986), são (em mg kg^{-1} na matéria seca das plantas): Cd: de 5 a 30; Cu: de 20 a 100; Pb: de 30 a 300; Ni: de 10 a 100; e, Zn: de 100 a 400.

Cobre

Nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos, os teores de cobre na parte aérea das plantas foram menores ou iguais aos determinados no tratamento testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 8). A menor concentração de cobre em relação à testemunha é devida à diluição do elemento pela produção de matéria seca. Os teores de cobre estão dentro da faixa de valores considerados normais nas folhas de plantas cultivadas em solos não contaminados, de acordo com Pais & Jones (1997). Resultados semelhantes foram observados por diversos autores, (Cassol, 1987; Berton et al. 1989 e Oliveira, 2000).

Nos tratamentos com adição de cobre ao composto de lixo (CIII), os teores deste metal na parte aérea das plantas foram iguais ou menores do que nas plantas do tratamento testemunha, em ambos os solos. No tratamento LIII, no solo PVd, foram determinados na 3ª e 4ª etapas, teores de cobre na parte aérea das plantas dentro da faixa de toxidez proposta por Kabata-Pendias & Pendias (1986), o que pode ter reduzido a produção de matéria seca das plantas (Apêndice 2). No solo LVd, os teores de cobre foram estatisticamente semelhantes aos determinados no tratamento testemunha, e estão dentro da faixa considerada normal por Pais & Jones (1997).

Tabela 8. Teor de cobre na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas				Média
	1ª (milho)	2ª (aveia)	3ª (milho)	4ª (aveia)	
solo PVd					
1- Testemunha	9,6 a	9,6 b	9,3 b	8,3 b	9,2
2- Calcário + NPK	8,7 b	5,7 c	3,2 d	3,2 b	5,2
3- Comp. de lixo dose I	8,3 b	5,3 c	2,8 d	3,4 b	4,9
4- Comp. de lixo dose II	8,5 b	4,9 c	3,8 d	3,0 b	5,0
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	12,6 a	11,6 b	7,1 bc	8,4 b	9,9
6- Lodo de ETE dose I	8,4 a	5,4 c	3,5 d	5,6 b	5,7
7- Lodo de ETE dose II	9,0 b	6,0 c	5,0 cd	6,0 b	6,5
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	12,3 a	15,3 a	124,3 a	90,0 a	60,5
solo LVd					
1- Testemunha	11,6 a	11,6 a	8,6 a	7,2 ab	9,7
2- Calcário + NPK	9,5 b	7,6 b	3,3 bc	2,1 b	5,6
3- Comp. de lixo dose I	9,0 b	7,0 b	3,6 c	2,2 b	5,4
4- Comp. de lixo dose II	9,5 b	6,9 b	2,4 c	2,2 b	5,2
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	14,6 a	11,2 a	1,4 c	2,8 b	7,5
6- Lodo de ETE dose I	9,8 b	6,8 b	1,6 c	4,7 ab	5,7
7- Lodo de ETE dose II	10,0 b	7,2 b	3,1 bc	4,9 ab	6,3
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	13,3 a	12,3 a	6,0 ab	13,5 a	11,3

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

A diferença entre os solos e os resíduos provavelmente é devida à maior adsorção e/ou à complexação com a matéria orgânica do solo e dos resíduos, que diminui a solubilidade e a disponibilidade de metais para as plantas. Metais podem ainda ser complexados ou imobilizados nas raízes após a absorção, não sendo translocados para a parte aérea das plantas. Chang et al. (1987) não verificaram efeito da aplicação de composto de lodo de esgoto no teor de Cr, Cu, Ni e Pb nos tecidos de *Beta vulgaris* L. e *Raphanus sativus* L. durante seis cultivos, demonstrando que esses elementos são retidos no solo ou não translocados nas plantas.

Zinco

Em geral os teores de zinco na parte aérea das plantas dos tratamentos com adição dos resíduos nas doses I e II estão dentro da faixa considerada normal (Tabela 9). Nestes tratamentos, em geral, os teores de zinco foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 9). No solo PVd, entretanto, foi observado o aumento no teor de zinco, porém ainda considerado na faixa normal. Provavelmente esse aumento na absorção de zinco seja devido ao menor pH do solo e/ou menor teor de matéria orgânica deste solo. Berton et al. (1989) determinaram aumento nos teores de zinco em plantas cultivadas em solos com adição de lodo com altos teores de metais. Entretanto, de acordo com os autores, a disponibilidade pode ser mais influenciada pelo pH do solo do que pela quantidade de metal adicionado.

Nos tratamentos com adição de composto de lixo (CIII), os teores de zinco na parte aérea das plantas aumentaram com a adição deste metal, nos dois solos, estando, entretanto compreendidos na faixa de teores considerados normais em solos não contaminados, conforme Pais & Jones (1997).

Nos tratamentos com adição de metais ao lodo de esgoto (LIII), a partir da segunda etapa no solo PVd e da terceira no solo LVd, os teores de zinco na parte aérea das plantas estão dentro da faixa de toxidez, conforme Kabata-Pendias & Pendias (1986). Este efeito pode ser também devido ao menor pH do solo; Tedesco et al. (1993) observaram que a calagem é o tratamento mais

efetivo para aumentar o rendimento e reduzir a concentração de metais pesados nos tecidos das plantas em áreas de descarte de lodo petroquímico. De acordo com Matos et al. (1996), o aumento do pH provoca a redução do percentual do metal adsorvido à fração trocável, aumentando a retenção do metal na fração orgânica e conseqüentemente diminuindo a disponibilidade do elemento para as plantas. A maior concentração de metais no lodo de esgoto pode ter provocado a saturação dos sítios de adsorção da matéria orgânica, resultando em maior quantidade de metais nas frações solúvel e trocável.

Tabela 9. Teor de zinco na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
solo PVd					
1- Testemunha	26,4 b	19,4 c	8,0 d	28,6 c	20,6
2- Calcário + NPK	23,4 b	17,4 c	8,7 d	7,4 c	14,2
3- Comp. de lixo dose I	23,5 b	16,9 c	13,9 d	10,6 c	16,2
4- Comp. de lixo dose II	26,0 b	20,0 c	8,9 d	8,4 c	15,8
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	54,2 a	104,2 b	92,5 b	87,1 b	84,5
6- Lodo de ETE dose I	24,3 b	18,3 c	49,6 c	33,1 c	31,3
7- Lodo de ETE dose II	26,8 b	20,8 c	99,5 b	30,9 c	44,5
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	63,9 a	541,0 a	562,5 a	419,5 a	396,7
solo LVd					
1- Testemunha	29,4 b	22,4 c	33,5 bc	26,0 b	27,8
2- Calcário + NPK	26,4 b	19,4 c	15,9 c	11,4 b	18,3
3- Comp. de lixo dose I	25,6 b	18,5 c	33,4 bc	13,6 b	22,8
4- Comp. de lixo dose II	28,0 b	20,0 c	24,9 bc	12,0 b	21,2
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	58,2 a	68,2 b	51,4 b	43,2 b	55,2
6- Lodo de ETE dose I	24,3 b	19,3 c	26,0 bc	16,0 b	21,4
7- Lodo de ETE dose II	29,8 b	20,8 c	39,8 bc	20,0 b	27,6
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	65,9 a	108,9 a	523,7 a	428,5 a	281,7

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Chumbo

Os teores de chumbo na parte aérea das plantas não aumentaram com a adição das doses I e II dos dois resíduos, nos dois solos e nas quatro etapas, sendo semelhantes aos determinados no tratamento testemunha (Tabela 10).

As cultivadas na 1ª etapa (milho) com adição de metais (tratamentos CIII e LIII) apresentaram teores de chumbo semelhantes às do tratamento testemunha nos dois solos. Os solos em geral apresentam alta capacidade de adsorção de chumbo, mesmo com a adição de altas quantidades, maiores que a recomendada pela USEPA (Tabela 7). Matos et al. (1996), em estudo de extração seqüencial, determinaram que a fração oxídica do solo apresenta grande importância na retenção do chumbo, mesmo em condições ácidas do solo (pH de 4,5 a 5,0). Estes autores observaram que uma quantidade considerável de chumbo permaneceu retida nas estruturas cristalinas de silicatos (fração residual), sendo que este metal oferece, pelo menos a curto prazo, menor risco potencial de contaminação ambiental.

A partir da segunda etapa, os teores de chumbo na parte aérea das plantas cultivadas nos tratamentos com adição deste metal aumentaram em ambos os solos (Tabela 10). No solo PVd, no tratamento CIII os teores estão abaixo da faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias & Pendias (1986). No tratamento LIII, entretanto, os teores de chumbo na parte aérea das plantas estão dentro da faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias & Pendias (1986), o que pode ter afetado a produção de matéria seca das plantas (Apêndice 2). No solo LVd, os aumentos foram menores, sendo, entretanto, maiores no tratamento LIII. O solo LVd, possui mais sítios de adsorção, maior CTC e maior teor de matéria orgânica (Tabela 2). Neste solo, os teores de chumbo estão acima da faixa considerada adequada para as plantas cultivadas em solos não contaminados (Pais & Jones, 1997), porém abaixo da faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias & Pendias (1986).

Tabela 10. Teor de chumbo na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,40 a	0,45 c	0,45 c	2,6 c
2- Calcário + NPK	0,38 a	0,43 c	0,55 c	0,4 c
3- Comp. de lixo dose I	0,37 a	0,42 c	0,55 c	0,4 c
4- Comp. de lixo dose II	0,39 a	0,44 c	0,40 c	0,4 c
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,42 a	7,42 b	16,5 b	14,0 b
6- Lodo de ETE dose I	0,41 a	0,46 c	0,90 c	0,7 c
7- Lodo de ETE dose II	0,40 a	0,44 c	1,45 c	0,9 c
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,43 a	98,7 c	692,7 a	269,2 a
solo LVd				
1- Testemunha	0,49 a	0,53 c	1,2 b	0,4 b
2- Calcário + NPK	0,47 a	0,49 c	0,5 b	0,5 b
3- Comp. de lixo dose I	0,43 a	0,46 c	0,7 b	0,9 b
4- Comp. de lixo dose II	0,45 a	0,48 c	0,7 b	0,5 b
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,51 a	4,51 b	2,4 b	1,8 b
6- Lodo de ETE dose I	0,48 a	0,52 c	0,9 b	0,2 b
7- Lodo de ETE dose II	0,47 a	0,49 c	1,3 b	0,5 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,53 a	11,53a	9,3 a	16,6 a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Níquel

Os teores de níquel na parte aérea das plantas cultivadas nos tratamentos com a adição das doses I e II dos dois resíduos, nos dois solos e nas quatro etapas, foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha (Tabela 11).

Tabela 11. Teor de níquel na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,35 a	0,30 c	0,40 b	1,50 b
2- Calcário + NPK	0,33 a	0,28 c	0,50 b	0,20 b
3- Comp. de lixo dose I	0,31 a	0,27 c	0,25 b	0,30 b
4- Comp. de lixo dose II	0,36 a	0,31 c	0,65 b	0,30 b
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,40 a	2,13 b	1,35 b	1,90 b
6- Lodo de ETE dose I	0,36 a	0,30 c	0,45 b	0,60 b
7- Lodo de ETE dose II	0,36 a	0,29 c	0,60 b	0,50 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,39 a	21,00 a	32,00 a	45,50 a
solo LVd				
1- Testemunha	0,39 a	0,31 c	1,60 a	1,60 b
2- Calcário + NPK	0,37 a	0,30 c	0,35 a	0,90 b
3- Comp. de lixo dose I	0,33 a	0,29 c	0,85 a	1,00 b
4- Comp. de lixo dose II	0,35 a	0,30 c	0,55 a	0,90 b
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,39 a	1,19 b	0,73 a	2,10 b
6- Lodo de ETE dose I	0,38 a	0,38 c	0,70 a	0,80 b
7- Lodo de ETE dose II	0,37 a	0,37 c	0,80 a	0,90 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,41 a	3,41 a	2,60 a	40,60 a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

À semelhança do que foi observado para o chumbo, os teores de níquel na parte aérea das plantas cultivadas na primeira etapa (milho) com a adição de níquel aos dois resíduos e nos dois solos, foram também semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha. Os solos em geral apresentam alta capacidade de adsorção de metais, mesmo no tratamento LIII com a adição de quantidade do metal maior que a recomendada pela USEPA (Tabela 7). Conforme McBride (1994), o Ni^{2+} é quase tão eletronegativo quanto o Cu^{2+} ; este fato e sua estrutura eletrônica favorecem a formação de complexos com a matéria orgânica, que são comparáveis em estabilidade aos de cobre.

No tratamento CIII, em ambos os solos, foi observada uma tendência, embora em geral não significativa estatisticamente, de aumento na concentração de níquel na parte aérea da cultura da aveia, estando entretanto abaixo do teor considerado tóxico por Kabata-Pendias & Pendias (1986).

No tratamento LIII, a partir da segunda etapa, foi determinado aumento no teor de níquel na parte aéreas das plantas, nos dois solos. No solo PVd, os teores estão na faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias & Pendias (1986). No solo LVd, os teores determinados estão na faixa de toxidez somente na quarta etapa. A alta absorção de níquel neste estudo (Tabela 11), pode ser devida à saturação dos sítios de adsorção do solo e solubilidade das formas dos metais adicionadas.

Cádmio

Os teores de cádmio na parte aérea das plantas nos tratamentos com a adição das doses I e II dos dois resíduos, nos dois solos e nas quatro etapas, foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha (Tabela 12).

Não foram também observados aumentos nos teores de cádmio das plantas nos tratamentos com a adição deste metal, nos dois solos e nas duas primeiras etapas. A partir da terceira etapa foram observados aumentos do teor de cádmio nas plantas com a adição dos dois resíduos e nos dois solos. Conforme Matos et al. (1996), as ligações eletrostáticas são a principal forma de retenção do cádmio ao solo. As menores quantidades totais adicionadas podem ter contribuído para o menor teor nas plantas cultivadas nas primeiras etapas. No tratamento LIII, no solo PVd a partir da terceira etapa e no solo LVd na quarta etapa, os teores de cádmio nas plantas estão na faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias & Pendias (1986).

Tabela 12. Teor de cádmio na parte aérea das plantas (mg kg^{-1}) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,14 a	0,18 a	<0,01	<0,01
2- Calcário + NPK	0,11 a	0,15 a	<0,01	<0,01
3- Comp. de lixo dose I	0,10 a	0,14 a	<0,01	<0,01
4- Comp. de lixo dose II	0,11 a	0,15 a	<0,01	<0,01
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,13 a	0,19 a	0,60b	0,60 b
6- Lodo de ETE dose I	0,10 a	0,14 a	<0,01	0,06 b
7- Lodo de ETE dose II	0,13 a	0,17 a	0,05c	<0,01
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,13 a	0,20 a	9,75a	6,30 a
solo LVd				
1- Testemunha	0,14 a	0,20 a	<0,01	<0,01
2- Calcário + NPK	0,13 a	0,17 a	0,05 b	0,05 b
3- Comp. de lixo dose I	0,10 a	0,15 a	0,05 b	<0,01
4- Comp. de lixo dose II	0,12 a	0,17 a	<0,01	<0,01
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,13 a	0,19 a	0,10 b	0,40 b
6- Lodo de ETE dose I	0,10 a	0,14 a	<0,01	<0,01
7- Lodo de ETE dose II	0,13 a	0,17 a	0,05 b	<0,01
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,15 a	0,21 a	1,00 a	7,30 a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.1.3 Características e composição do lixiviado

4.1.3.1 Volume lixiviado

Os solos foram irrigados com base nas necessidades hídricas das plantas e da precipitação ocorrida. Na primeira etapa, os volumes lixiviados foram semelhantes em todos os tratamentos (Apêndice 8). Nas outras etapas, os maiores volumes lixiviados foram determinados nos tratamentos com a

menor produção de matéria seca, devido à menor evapotranspiração das plantas.

4.1.3.2 Nitrogênio lixiviado

Os teores de nitrogênio mineral na água de lixiviação são dados na Tabela 13. A lixiviação do nitrogênio ocorreu, na maior parte, na forma nítrica. Conforme Victoria et al. (1992), a baixa mobilidade do amônio pode ser atribuída à possibilidade de sua adsorção pelo complexo de troca iônica do solo. No entanto, os autores também salientam que, em solos bem drenados com predomínio de condições aeróbias, o amônio é rapidamente oxidado a nitrito e nitrato por reações de nitrificação, sendo esta, provavelmente, a principal causa das baixas perdas de amônio.

Os resultados de lixiviação do nitrogênio serão discutidos com base nos teores de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (Tabela 13). Em geral, o teor médio de nitrogênio nos tratamentos com adição das doses I e II dos resíduos foi semelhante ao determinado no tratamento testemunha. Nestes tratamentos, as quantidades de nitrogênio lixiviadas no solo LVd, em geral, foram menores que as determinadas no solo PVd, evidenciando a maior absorção pelas plantas. Este resultado foi semelhante ao obtido por Oliveira & Mattiazzo (1996), que, aplicando lodo de esgoto em solos, determinaram uma lixiviação de nitrogênio 1,5 vezes maior em um Neossolo arenoso em comparação com um Latossolo argiloso. Resultados semelhantes foram obtidos por Segatto (2001), em experimento com a aplicação de resíduos industriais, sendo a quantidade de N lixiviada em solo PVd o dobro da no solo LVd, tendo determinado teores de nitrato na água de lixiviação maiores do que 10 mg L^{-1} . Este autor salienta que a maior parte do nitrogênio lixiviado foi perdida no período inicial do crescimento da cultura, devido ao pequeno desenvolvimento das plantas, com sistema radicular e massa aérea insuficientes para absorver o nitrogênio mineralizado.

Oliveira (2000) determinou concentrações crescentes de nitrato lixiviado em função do aumento das doses de lodo de esgoto. Neste estudo, as concentrações de nitrato a 0,9 m de profundidade estiveram durante todo o

período experimental de dois anos acima de 10 mg L^{-1} , valor adotado como limite para a água potável (CONAMA, 1986). Este autor salienta que as maiores perdas de nitrato nos tratamentos com adubação mineral e com a adição de lodo de esgoto ocorreram no período inicial da avaliação. Essas perdas foram devidas à combinação dos altos teores de nitrato na solução com os maiores fluxos de água no solo, em função das maiores precipitações, o que evidencia a relação entre o movimento da água no solo e a lixiviação de nitrato.

Outro fator a ser considerado é a maior absorção de nitrogênio pelas plantas no solo LVd (Tabela 5), devido à maior produção de matéria seca, resultando em menor teor de N na solução do solo. Porém, a quantidade total de nitrogênio lixiviado nos tratamentos com adição dos resíduos foi inferior à determinada no tratamento com adubação mineral nitrogenada, em ambos os solos, à exceção do tratamento LIII na 2ª, 3ª e 4ª etapa no solo PVd e na 2ª e 4ª etapa no solo LVd. A maior quantidade de nitrogênio lixiviada nestes tratamentos foi devida à menor absorção de nitrogênio pelas plantas (Tabela 5), pois o teor de nitrogênio na água percolada apresenta relação inversa com a quantidade de N absorvido pelas plantas e o volume percolado. Dessa forma, a presença de plantas em áreas com adição de resíduos é importante para o aproveitamento dos nutrientes liberados pela decomposição dos mesmos, reduzindo a percolação do nitrogênio no perfil do solo.

A comparação entre o teor de nitrato lixiviado em diversos tratamentos (Tabela 13) com o limite máximo estabelecido pelo CONAMA (1986), mostra que as concentrações de N-NO_3^- excederam o valor máximo permitido de 10 mg L^{-1} para água potável, o que pode levar à contaminação dos aquíferos. Anjos & Mattiazzo (2000), aplicando biossólido em Latossolo Vermelho e Latossolo Amarelo, também determinaram valores superiores ao estabelecido para nitrato em águas, nos tratamentos com e sem adição do resíduo, em ambos os solos; estes autores salientaram a necessidade do estabelecimento de limites de concentração de nitrato em água para solos sob condições de clima tropical, onde a mineralização da matéria orgânica do solo ou dos resíduos orgânicos adicionados ocorre de forma mais intensa.

Tabela 13. Teores de nitrogênio (NH₄⁺ e NO₃⁻ + NO₂⁻) na água lixiviada (mg L⁻¹), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas								Média
	1 ^a (milho)		2 ^a (aveia)		3 ^a (milho)		4 ^a (aveia)		
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻
solo PVd									
1- Testemunha	0,5 dA	8,1 bB	0,4 dB	12,4 deA	0,5 dA	12,7 fA	0,2 fC	3,3 dC	9,1 f
2- Calcário + NPK	1,2 aB	15,1 aC	0,5 cC	24,7 dB	1,3 bA	51,5 bA	0,5 cC	22,5 dB	28,5 b
3- Comp. de lixo dose I	0,9 bA	8,9 bB	0,2 eC	6,8 fB	0,4 eB	17,0 eA	0,2 fC	4,0 dC	9,2 f
4- Comp. de lixo dose II	0,9 bA	10,3 bB	0,3 eC	7,4 fC	0,5 dB	24,8 dA	0,3 eC	4,2 dD	11,7 e
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,8 cA	9,5 bB	0,4 dC	10,8 eB	0,5 dB	34,5 cA	0,4 dC	5,4 dC	15,0 d
6- Lodo de ETE dose I	0,9 bB	7,6 bC	0,5 cC	13,9 dB	1,0 cA	35,3 cA	0,4 dD	3,8 dD	15,2 d
7- Lodo de ETE dose II	0,9 bC	9,3 bC	1,2 bA	17,6 cB	1,0 cB	36,3 cA	0,6 bD	8,3 cC	17,9 c
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,9 bD	10,3 bD	2,2 aB	41,9 aC	2,5 aA	59,7 aA	1,9 aC	51,9 aB	41,0 a
solo LVd									
1- Testemunha	0,4 bA	8,2 bB	0,4 dA	15,7 bA	0,4 eA	5,3 fBC	0,2 eB	6,4 gC	8,9 def
2- Calcário + NPK	1,1 aB	13,0 aD	0,9 bD	17,5 bC	1,7 aA	93,4 aA	1,0 bC	43,1 bB	41,8 a
3- Comp. de lixo dose I	0,3 cC	1,8 cD	0,4 dB	6,2 cdC	0,6 dA	25,4 cA	0,4 dB	10,3 efB	10,9 cd
4- Comp. de lixo dose II	0,3 cB	1,8 cD	0,3 eB	4,4 cdC	0,4 eA	8,3 eB	0,4dA	12,6 eA	6,8 f
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,3 cC	2,3 cC	0,3 eC	3,8 dC	0,4 eB	10,4 eB	0,6 cA	21,0 cA	9,4 def
6- Lodo de ETE dose I	0,4 bC	2,1 cD	0,5 cB	6,9 cC	1,1 bA	21,0 dA	0,5 cB	16,5 dB	11,6 c
7- Lodo de ETE dose II	0,4 bC	2,7 cB	0,5 cB	6,8 cA	0,8 cA	9,1 eA	0,4 dC	9,1 fA	6,9 ef
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,4 bD	5,7 bC	2,0 aA	29,9 aB	1,7 aB	29,2 bB	1,2 aC	50,4 aA	28,8 b

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

A retirada do nitrogênio, avaliada pela quantidade lixiviada (Apêndice 9) somada à que foi absorvida na parte aérea das plantas, foi maior nos tratamentos com adição de adubo nitrogenado, devido à maior disponibilidade do elemento para as plantas e à lixiviação do excesso aplicado. A prática da adubação nitrogenada em cobertura no estádio em que as plantas já apresentam desenvolvimento radicular adequado para maiores taxas de absorção de nitrogênio é, portanto, indicada para reduzir as perdas por lixiviação.

Na testemunha do solo PVd, a maior fração do nitrogênio que saiu do sistema foi perdida por lixiviação, evidenciando a necessidade da correção do solo e suprimento adequado de outros nutrientes para aumentar a absorção do nitrogênio disponível. Fica, portanto, evidente a necessidade do ajuste entre as taxas de fornecimento do nitrogênio e a capacidade de absorção das plantas. Desta forma, para o estabelecimento das quantidades a aplicar, pelo menos nas etapas iniciais de adição dos resíduos, a disponibilidade do nitrogênio pode ser o fator mais limitante do que o teor de metais pesados.

4.1.3.3 Fósforo, potássio e sódio lixiviados

A grande retenção do ânion fosfato no solo foi evidenciada pelos teores menores do que o limite de detecção, de aproximadamente $0,02 \text{ mg L}^{-1}$. Segatto (2001), adicionando 445 kg ha^{-1} de P_2O_5 (resíduo industrial + superfosfato triplo), determinou teores muito baixos de fósforo no lixiviado, demonstrando que o fósforo adicionado nos tratamentos foi retido no solo ou foi absorvido pelas plantas.

A comparação entre o teor de potássio no lixiviado para o mesmo tratamento entre os solos, mostra que houve maior lixiviação no solo PVd do que no solo LVd (Tabela 14). O menor teor de potássio no lixiviado do solo LVd pode ser devido à maior capacidade de troca de cátions do seu complexo sortivo, associada ao aumento das cargas negativas, em função do aumento de pH pela calagem. Rodella (1996) também observou menores perdas de potássio para diferentes materiais orgânicos em solo corrigido, quando comparado ao solo sem correção. Segatto (2001), estudando o efeito de

resíduos industriais no solo, determinou maior perda de potássio por lixiviação no solo PVd, quando comparado ao solo LVd. Entretanto, o autor destaca que a maior saída de potássio do sistema foi devida principalmente à extração pelas plantas, correspondendo, nos tratamentos onde foram adicionados resíduos e/ou KCl, a pelo menos 82% do total. A maior produção de matéria seca no solo LVd e, conseqüentemente, maior absorção de potássio também afetou o teor no lixiviado.

Tabela 14. Teor de potássio na água lixiviada (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	2,93 aA	0,89 bA	1,71 eA	1,49 dA
2- Calcário + NPK	2,98 aAB	1,09 bB	4,43 cdA	2,31 dAB
3- Comp. de lixo dose I	2,52 aBC	0,92 bC	6,28 bcA	3,83 bcdB
4- Comp. de lixo dose II	2,84 aC	2,03 abC	8,41 bA	6,12 bB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	3,21 aC	3,20 aC	44,60 aA	32,44 aB
6- Lodo de ETE dose I	2,75 aA	1,52 bA	3,60 deA	2,62 cdA
7- Lodo de ETE dose II	2,51 aA	1,31 bA	3,11 deA	2,26 dA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	2,52 aB	2,14 abB	7,09 bA	5,16 bcA
solo LVd				
1- Testemunha	1,09 aA	0,52 bA	0,32 cA	0,23 bA
2- Calcário + NPK	1,00 aA	1,63 abA	1,04 bcA	0,76 bA
3- Comp. de lixo dose I	1,00 aA	1,70 abA	2,52 bcA	1,83 bA
4- Comp. de lixo dose II	1,09 aB	3,43 aA	2,91 bAB	2,11 bAB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,04 aC	3,40 aB	6,86 aA	4,99 aAB
6- Lodo de ETE dose I	1,09 aA	1,59 abA	3,06 bA	2,23 bA
7- Lodo de ETE dose II	1,00 aB	1,61 abAB	3,17 bA	1,79 bAB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,23 aA	1,19 abA	2,83 bcA	1,03 bA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Os maiores teores de potássio no lixiviado (Tabela 14), foram determinados nos tratamentos com adição de composto de lixo, nos dois solos. Esses resultados diferem dos encontrados por Segatto (2001), que determinou

maior teor de potássio nos tratamentos com adição de KCl. Este fato pode ser atribuído às grandes quantidades de potássio adicionado ao solo pelo composto de lixo. Foram adicionadas quantidades de aproximadamente 2,1, 3,1 e 6,3 vezes maiores que a dose de potássio recomendada pela CQFS/NRS (2004). Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto os teores de potássio no lixiviado foram semelhantes ao determinado no tratamento com calcário + NPK, à exceção do tratamento LIII no solo PVd. Neste tratamento, a partir da terceira etapa, os teores de potássio no lixiviado foram maiores, devido à baixa absorção de potássio pelas plantas (Apêndice 5) e o baixo pH do solo (Tabela 25), o que diminui a CTC. De modo geral, a maior saída de potássio do sistema foi devida principalmente à extração pelas plantas, à exceção do tratamento testemunha e do LIII no solo PVd.

O teor de sódio no lixiviado (Tabela 15) foi influenciado pela textura do solo. Desta forma, o solo LVd, com maior teor de argila, matéria orgânica e CTC, apresentou menores teores de sódio no lixiviado.

Na primeira e na segunda etapa do experimento, a quantidade de sódio perdida por lixiviação não diferiu entre os tratamentos, em ambos os solos (Tabela 15). Entretanto, na segunda etapa, foi observada uma tendência de aumento no teor de sódio nos tratamentos com adição de composto de lixo.

A partir da terceira etapa, em ambos os solos, foram determinados aumentos significativos nas quantidades de sódio lixiviado. As maiores perdas foram determinadas nos tratamentos com adição de composto de lixo, devido às maiores quantidades de sódio adicionadas (Tabela 4). O aumento das doses de resíduos afetou o teor de sódio no lixiviado, devido à maior quantidade do elemento adicionado. Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, o teor de sódio no lixiviado foi menor em comparação aos tratamentos com adição de composto de lixo, em função da menor adição do elemento (Tabela 4). O teor de sódio nos tratamentos com adição de lodo de esgoto foi afetado pelo aumento da quantidade do elemento adicionada. O aumento no teor de sódio no lixiviado pode ser relacionado com a alta mobilidade do elemento e com a competição com outros cátions (potássio, cálcio e magnésio) pelos sítios de troca no complexo sortivo do solo.

Tabela 15. Teor de sódio na água lixiviada (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	4,7 aA	2,9 aA	3,8 eA	3,9 cA
2- Calcário + NPK	6,2 aA	1,6 aA	13,6 deA	9,0 cA
3- Comp. de lixo dose I	5,0 aB	5,7 aB	72,4 cA	48,2 cA
4- Comp. de lixo dose II	5,6 aC	9,6 aC	160,6 bA	107,1 bB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,7 aC	18,6 aC	400,2 aA	266,8 aB
6- Lodo de ETE dose I	5,7 aA	1,0 aA	24,1 deA	16,0 cA
7- Lodo de ETE dose II	5,9 aA	3,6 aA	27,5 cdeA	18,3 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,4 aB	1,9 aB	55,8 cdA	37,2 cAB
Solo LVd				
1- Testemunha	2,2 aA	1,7 aA	4,5 dA	3,0 cA
2- Calcário + NPK	2,5 aA	2,8 aA	3,0 dA	2,0 cA
3- Comp. de lixo dose I	2,6 aB	2,8 aB	42,1 bcdA	28,1 abcAB
4- Comp. de lixo dose II	2,1 aB	6,4 aB	75,1 abA	50,1 abA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,8 aB	2,9 aB	101,5 aA	67,7 aA
6- Lodo de ETE dose I	2,4 aA	1,7 aA	24,0 cdA	16,0 bcA
7- Lodo de ETE dose II	2,6 aA	3,6aA	31,1 bcdA	20,7 bcA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	3,5 aB	8,0 aB	54,7 bcA	23,7 abcAB

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.1.3.4 Cálcio e magnésio lixiviados

O cálcio e o magnésio apresentaram comportamento semelhante em cada tratamento, durante todas as etapas (Tabelas 16 e 17). No solo PVd, os maiores teores de cálcio e de magnésio foram determinados a partir da segunda etapa nos tratamentos CIII, LI, LII e LIII, sendo significativos estatisticamente em comparação ao tratamento com calcário + NPK. As

elevadas adições de cálcio e de magnésio via resíduo afetaram o teor no lixiviado. Neste solo, os maiores teores foram determinadas no tratamento LIII, a partir da segunda etapa. A pequena produção de matéria seca e conseqüentemente menor absorção pelas plantas, aliada à redução do pH do solo provocaram o aumento da lixiviação dos elementos. As perdas por lixiviação de cálcio e de magnésio afetaram o teor trocável destes elementos nos solos (Tabelas 28 e 29).

Tabela 16. Teor de cálcio no lixiviado (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	12,41aA	10,87bcA	6,17cA	8,80cA
2- Calcário + NPK	22,45aA	11,18bcA	16,08cA	11,90cA
3- Comp. de lixo dose I	16,61aA	6,19cA	12,86cA	11,43cA
4- Comp. de lixo dose II	18,46aA	5,08cA	13,10cA	11,65cA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	17,31aB	34,98abcB	82,77bA	73,57bA
6- Lodo de ETE dose I	19,08aB	29,83abcB	74,45bA	66,18bA
7- Lodo de ETE dose II	16,72aB	41,62abB	81,76bA	72,67bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	17,91aC	49,29aB	140,46aA	124,85aA
Solo LVd				
1- Testemunha	8,10aA	14,07bA	10,23cA	9,09cA
2- Calcário + NPK	10,41aA	13,41bA	17,37cA	15,44cA
3- Comp. de lixo dose I	8,86aB	6,53bB	21,59bcA	14,75cA
4- Comp. de lixo dose II	7,15aA	5,65bA	18,71cA	16,63cA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	6,78aA	14,47bA	19,01cA	16,90cA
6- Lodo de ETE dose I	9,58aAB	8,27bB	39,05bcA	34,71bcAB
7- Lodo de ETE dose II	8,28aB	8,85bB	39,03bcA	34,69bcAB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	8,90aD	52,51aC	88,18aB	128,51aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Tabela 17. Teor de magnésio no lixiviado (mg L^{-1}), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	3,87 aA	2,21 cA	2,29 bA	2,83 bA
2- Calcário + NPK	6,15 aA	3,27 cA	5,83 bA	4,85 bA
3- Comp. de lixo dose I	4,72 aA	1,47 cA	4,46 bA	4,46 bA
4- Comp. de lixo dose II	3,91 aA	1,27 cA	4,48 bA	4,48 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	4,23 aB	9,90 bA	11,85 aA	11,85 aA
6- Lodo de ETE dose I	4,88 aB	11,63 abA	13,63 aA	13,63 aA
7- Lodo de ETE dose II	5,23 aB	15,51 aA	13,32 aA	13,32 aA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	7,30 aB	13,46 abA	16,71 aA	16,71 aA
Solo LVd				
1- Testemunha	4,08 aA	4,38 bA	2,96 dA	2,96 dA
2- Calcário + NPK	3,75 aA	4,03 bA	5,26 cdA	5,26 cdA
3- Comp. de lixo dose I	4,18 aB	5,27 bAB	9,08 bcA	9,08 bcA
4- Comp. de lixo dose II	3,43 aA	2,17 bA	6,07 cdA	6,07 cdA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	3,53 aA	4,70 bA	5,81 cdA	5,81 cdA
6- Lodo de ETE dose I	4,12 aB	2,64 bB	11,15 abA	11,15 bA
7- Lodo de ETE dose II	3,53 aB	2,79 bB	12,29 abA	12,29 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	3,53 aB	14,24 aA	14,92 aA	17,38 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

No solo LVd, os maiores teores de cálcio e de magnésio no lixiviado foram determinados a partir da segunda etapa, no tratamento LIII. Nos demais tratamentos com adição de lodo de esgoto, os maiores aumentos foram determinados a partir da terceira etapa. Os maiores teores de cálcio e magnésio no lixiviado foram determinados no tratamento LIII, devido à menor absorção pelas plantas e à redução do pH do solo, diminuindo a CTC. Entretanto, Segatto (2001), determinou maiores perdas de cálcio e de

magnésio no tratamento com calcário + NPK, justificando este fato pela baixa solubilidade dos compostos de cálcio e de magnésio presentes nos resíduos.

Neste estudo, em geral, os maiores teores de cálcio e de magnésio no lixiviado foram determinados nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, em ambos os solos. Estas maiores perdas provavelmente estão associadas ao menor pH do solo (Tabela 25), que afeta a CTC, e também à menor absorção pelas plantas. Deve-se ressaltar que os tratamentos com adição de lodo de esgoto receberam as maiores doses de calcário entre os resíduos (Tabela 4), o que possivelmente afetou a disponibilidade e a quantidade perdida por lixiviação. Da mesma forma como para os outros cátions determinados, as perdas por lixiviação foram maiores no solo PVd, devido à menor capacidade de adsorção de íons no seu complexo de troca, sendo o excesso presente na solução mais facilmente lixiviável. Portanto, solos com maiores teores de argila e matéria orgânica podem receber maiores quantidades destes resíduos que solos arenosos, sem que isso provoque um impacto negativo em camadas mais profundas e/ou no lençol freático, em relação ao tratamento padrão (calcário + NPK).

4.1.3.5 pH do lixiviado

Os valores de pH da água lixiviada no solo LVd foram sempre superiores aos determinados no solo PVd, devido à maior capacidade de tamponamento do solo LVd.

Na primeira etapa, não foi determinada diferença estatística significativa entre os tratamentos nos dois solos. Este fato pode ser devido ao pouco tempo da aplicação dos tratamentos, estando os corretivos ainda em reação com os componentes ácidos do solo da camada superficial. Nas demais etapas, os efeitos da correção do solo manifestaram-se no pH da água lixiviada. No solo PVd, nos tratamentos com adição de composto de lixo, foi observada uma tendência de aumento do pH no transcorrer do experimento. Os maiores valores de pH da água foram determinados nos tratamentos com adição de composto de lixo, provavelmente devido ao maior pH do solo (Tabela 25). Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, verificou-se uma redução do pH da

água lixiviada no transcorrer das etapas. Nestes tratamentos, o efeito acidificante do lodo observado no pH do solo (Tabela 25), provocou redução no pH da água. O menor valor de pH da água foi determinado no tratamento LIII, diferindo estatisticamente da testemunha. No solo LVd, somente foram determinadas diferenças nos tratamentos LII e LIII nas etapas finais. As menores alterações no pH da água determinadas no solo LVd são devidas ao maior poder de tamponamento deste solo.

Tabela 18. Valor de pH na água lixiviada, nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	4,3 aB	4,8 bA	4,9 abA	5,0 aA
2- Calcário +NPK	4,4 aC	5,4 abA	5,0 abcAB	4,8 abBC
3- Comp. de lixo dose I	4,5 aC	5,6 aA	4,9 abcB	4,8 abBC
4- Comp. de lixo dose II	4,5 aC	5,8 aA	5,2 aB	5,1 aB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	4,6 aB	5,8 abA	5,7 cbB	5,8 bcB
6- Lodo de ETE dose I	4,3 aB	5,4 abB	4,8 bcA	4,7 abAB
7- Lodo de ETE dose II	4,3 aAB	4,3 cB	4,7 bcA	4,5 abAB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	4,4 aA	4,1 cAB	4,0 dAB	3,8 cB
solo LVd				
1- Testemunha	6,2 aA	6,1 aB	6,4 aA	6,4 aA
2- Calcário +NPK	6,4 aA	6,3 acB	6,4 aA	6,2 aAB
3- Comp. de lixo dose I	6,4 aAB	6,2 aB	6,7 aA	6,5 aAB
4- Comp. de lixo dose II	6,4 aA	6,4 aA	6,6 aA	6,4 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	6,5 aA	6,3 aA	6,5 aA	6,3 aA
6- Lodo de ETE dose I	6,4 aA	5,7 bcB	6,5 aA	6,3 aA
7- Lodo de ETE dose II	6,3 aA	6,0 abA	5,8 aB	5,4 bB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	6,3 aA	5,4 cB	4,7 bB	4,4 cC

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.1.3.6 Condutividade elétrica do lixiviado

Os valores da condutividade elétrica do lixiviado aumentaram com a concentração dos íons na água coletada (Tabela 19). Na primeira etapa não foi determinada diferença estatística significativa entre os tratamentos. Nas outras etapas, o aumento da quantidade de íons presentes promoveu diferenças entre os tratamentos.

Tabela 19. Valor de condutividade elétrica da água lixiviada ($\mu\text{S cm}^{-1}$), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Condutividade elétrica			
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa
solo PVd				
1- Testemunha	309 aA	184 eA	195 dA	204 dA
2- Calcário + NPK	466 aA	254 deA	308dA	283 cdA
3- Comp. de lixo dose I	405 aA	318 cdeA	385 cdA	353 cdA
4- Comp. de lixo dose II	456 aA	350 cdeA	424 cdA	389 cdA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	433 aB	946 abA	1.146 bA	1.051 abA
6- Lodo de ETE dose I	451 aA	621 bcdA	753 bcA	690 bcA
7- Lodo de ETE dose II	424 aB	732 bcAB	886 bA	813 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	427 aB	1.291 aA	1.564 aA	1.435 aA
solo LVd				
1- Testemunha	182 aA	142 bA	172 dA	157 dA
2- Calcário + NPK	158 aA	234 bA	283 cdA	260 cdA
3- Comp. de lixo dose I	167 aB	304 bAB	654 bcA	600 bcA
4- Comp. de lixo dose II	156 aA	344 bA	416 bcdA	382 bcdA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	158 aA	383 bA	464 bcdA	426 bcdA
6- Lodo de ETE dose I	158 aB	364 bB	791 bA	726 bA
7- Lodo de ETE dose II	172 aB	514 bAB	623 bcA	572 bcdA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	177 aC	938 aB	1.358 aA	1.246 aAB

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

As maiores condutividades foram determinadas nos tratamentos CIII e LIII, onde foram aplicadas as maiores quantidades de resíduos. Embora tenha ocorrido aumento da condutividade elétrica, os maiores valores determinados estão dentro da faixa de condutividade no solo considerada adequada para a maioria das plantas sensíveis à salinidade ($<2,0 \text{ mS cm}^{-1}$) (Stewart & Meek, 1977).

4.1.3.7 Metais no lixiviado

O aumento do teor de metais pesados no lixiviado, em solos com aplicações sucessivas de resíduos, é um dos aspectos que causa preocupação com relação à segurança ambiental necessária para a viabilização desta prática. A legislação brasileira (CONAMA, 1986), estabelece concentrações máximas de metais pesados aceitas em cada classe de água. As águas de Classe 1 são destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado. As concentrações máximas permitidas de alguns metais pesados (em $\mu\text{g L}^{-1}$) são: Cd = 1; Cu = 20; Pb = 30; Ni = 25 e Zn = 180.

Cobre

Nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos, os teores de cobre no lixiviado foram menores ou iguais aos determinados no tratamento testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 20). Em geral as concentrações de cobre no lixiviado foram muito baixas ($< 20 \mu\text{g L}^{-1}$), teores menores que o limite preconizado pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1. Na primeira etapa, o teor esteve abaixo do limite de detecção do método analítico empregado, o que não indica ausência do metal no lixiviado, mas que o seu nível foi inferior a $3 \mu\text{g L}^{-1}$. Em diversos trabalhos realizados com adição de composto de lixo e lodo de esgoto ao solo, não foram determinados aumentos na quantidade de metais pesados na água lixiviada (Anjos & Matiazzo, 2000; Oliveira, 2000).

Foi observado aumento significativo do teor de cobre no lixiviado no tratamento com adição de lodo de esgoto (LIII) no solo PVd, sendo os teores entretanto menores que os aceitos pelo CONAMA (1986). No solo LVd não foram determinadas diferenças entre os tratamentos. Neste solo, os maiores

teores de matéria orgânica, óxidos de ferro e de alumínio e a maior CTC propiciaram maior adsorção do metal, diminuindo a sua lixiviação. Bertoncini & Matiazzo (1999), em experimento de lixiviação, determinaram maiores perdas de cobre em solo Areia Quartzosa do que em Latossolo Vermelho. Entretanto, a quantidade de cobre determinada nos lixiviados nunca foi superior a 1% do total adicionado.

Tabela 20. Teor total de cobre na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	< 3	8,0 aA	8,0 aA	6,6 bA
2- Calcário + NPK	< 3	9,3 aA	9,3 aA	6,9 bA
3- Comp. de lixo dose I	< 3	5,0 aA	5,0 bA	6,1 bA
4- Comp. de lixo dose II	< 3	5,3 aA	5,3 bA	5,9 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	< 3	11,3 aA	11,3 aA	9,8 bA
6- Lodo de ETE dose I	< 3	9,3 aA	9,3 aA	10,7 bA
7- Lodo de ETE dose II	< 3	8,3 aA	8,3 aA	10,7 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	10	12,0 aB	15,0 aAB	20,2 aA
solo LVd				
1- Testemunha	< 3	4,7 aA	4,7 aA	3,6 abA
2- Calcário + NPK	< 3	3,7 aA	3,7 aA	4,9 abA
3- Comp. de lixo dose I	< 3	3,0 aA	3,0 aA	1,6 bA
4- Comp. de lixo dose II	< 3	4,0 aA	4,0 aA	3,0 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	< 3	4,0 aA	4,0 aA	5,1 abA
6- Lodo de ETE dose I	< 3	4,7 aB	4,7 aB	3,3b A
7- Lodo de ETE dose II	< 3	6,0 aA	6,0 aA	2,4 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	< 3	8,0 aA	8,0 aA	6,6 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

No tratamento CIII, em ambos os solos, não foram determinados aumentos na concentração de cobre no lixiviado, provavelmente devido à maior quantidade de resíduo adicionada (Tabela 4) e por ser um material mais humificado, aumentando a adsorção do elemento. A baixa perda de cobre no lixiviado influenciou na translocação do elemento no perfil do solo (Tabelas 39 e 40). A quantidade total de cobre perdida foi influenciada pelo volume de água percolada e o teor de cobre no lixiviado. As maiores perdas para ambos os solos foram determinadas no tratamento LIII, devido à adição de metais pesados na forma de sais solúveis.

Zinco

Nos tratamentos com as adições das doses I e II de resíduos orgânicos, os teores de zinco no lixiviado foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 21). Em geral, os teores de zinco no lixiviado foram muito baixos ($< 75 \mu\text{g L}^{-1}$), teor menor que o limite aceito pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1.

A adição de zinco ao composto de lixo no solo PVd provocou o aumento significativo deste metal no lixiviado somente na quarta etapa. Provavelmente, o pH do solo maior do que 6,0 (Tabela 25) e o aumento no teor de matéria orgânica (Tabela 30) contribuiram para a retenção do metal. De acordo com Williams et al. (1987), em solos com pouca ou nenhuma acidez e elevados teores de matéria orgânica, a possibilidade de lixiviação do zinco é bastante reduzida. Entretanto, a grande quantidade do metal adicionada na forma de sais solúveis, saturou os sítios de adsorção, aumentando o teor do elemento no lixiviado. Amaral Sobrinho et al. (1998), em experimento com colunas utilizando um solo Podzólico Vermelho Amarelo, verificaram perdas de até 52% do zinco total adicionado à camada de incorporação. Estes autores verificaram que, do total de zinco lixiviado, 50% estava na forma trocável e 25% ligado a óxidos de Fe e de Mn. A comparação do teor de zinco no lixiviado no tratamento CIII da quarta etapa (Tabela 21), com o limite máximo estabelecido pelo CONAMA (1986), mostra que a concentração de zinco excedeu o valor máximo permitido de $180 \mu\text{g L}^{-1}$ para águas da Classe 1, o que pode levar à contaminação dos aquíferos. No tratamento LIII, a partir da segunda etapa, os teores de zinco no

lixiviado ultrapassaram o limite máximo estabelecido pelo CONAMA (1986), para águas de classe 1.

Tabela 21. Teor total de zinco na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	60 bA	26 bA	26 bA	35 cA
2- Calcário + NPK	62 bA	68 bA	68 bA	58 cA
3- Comp. de lixo dose I	50 bA	19 bA	23 bA	33 cA
4- Comp. de lixo dose II	60 bA	22 bA	25 bA	32 cA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	56 bB	43 bB	47 bB	681 bA
6- Lodo de ETE dose I	55 bA	35 bA	38 bA	40 cA
7- Lodo de ETE dose II	60 bA	75 bA	60 bA	57 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	140 aC	971 aC	3.633 aB	38.411 aA
solo LVd				
1- Testemunha	30 aA	20 aA	23 aA	27 bA
2- Calcário + NPK	30 aA	10 aA	16 aA	33 bA
3- Comp. de lixo dose I	20 aA	8 aA	12 aA	21 bA
4- Comp. de lixo dose II	30 aA	8 aA	12 aA	23 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	30 aA	13 aA	20 aA	34 bA
6- Lodo de ETE dose I	30 aA	9 aA	13 aA	37 bA
7- Lodo de ETE dose II	20 aA	20 aA	20 aA	24 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	20 aA	39 aA	52 aA	74 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

As maiores perdas de zinco no lixiviado foram determinadas na terceira e na quarta etapas. Essas perdas estão associadas ao menor pH do solo (Tabela 25), que aumenta a solubilidade do zinco. De acordo com Lindsay (1979), a pH 7,0 a concentração de zinco em solução é de aproximadamente $6,3 \cdot 10^{-9}$ M e a pH 4,0, $6,3 \cdot 10^{-3}$ M. Portanto, a solubilidade do zinco é altamente

dependente do pH, e a cada aumento em uma unidade de pH decresce cem vezes. Isto pode ser devido à hidrólise parcial do zinco, formando $ZnOH^+$.

No solo LVd, em todos os tratamentos o teor de zinco no lixiviado foi menor do que o limite estabelecido pelo CONAMA (1986), para águas da Classe 1. Os maiores valores de matéria orgânica, da CTC e o maior pH do solo contribuíram para a maior retenção de zinco e conseqüentemente, menor lixiviação. Contudo, no tratamento LIII, na quarta etapa, os teores de zinco no lixiviado foram estatisticamente maiores que nos outros tratamentos, provavelmente devido à redução do pH do solo (Tabela 25).

Chumbo

Nos tratamentos com adição de doses crescentes de resíduos orgânicos, os teores de chumbo no lixiviado foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 22). Os teores de chumbo no lixiviado foram baixos ($< 6,3 \mu\text{g L}^{-1}$), menores do que o limite aceito pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1.

Nos tratamentos em que os metais foram adicionados na forma de sais solúveis (CIII e LIII) no solo PVd, foram observados pequenos aumentos nos teores deste metal no lixiviado. Porém, em todos os tratamentos os teores foram menores do que o valor máximo aceito pelo CONAMA (1986), de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ para águas de Classe 1. No solo PVd, a maior concentração de chumbo no lixiviado foi determinada no tratamento LIII. No solo LVd, os teores de chumbo no lixiviado em todos os tratamentos foram semelhantes. O baixo teor de chumbo no lixiviado deve-se ao fato de que este metal é fortemente adsorvido por óxidos e pela matéria orgânica, sendo considerado o elemento de menor mobilidade no solo (McBride, 1994; Alloway, 1995). A baixa mobilidade do chumbo também foi verificada através da ausência de translocação do elemento no perfil do solo (item 4.1.4.7).

Tabela 22. Teor total de chumbo na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	1,8 bA	0,9 dA	0,9 dA	1,8 bA
2- Calcário + NPK	1,5 bA	1,8 cdA	1,7 cdA	1,5 bA
3- Comp. de lixo dose I	1,4 bA	0,8 dA	0,8 dA	1,4 bA
4- Comp. de lixo dose II	1,5 bA	0,9 dA	0,9 dA	1,5 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,8 bA	2,9 bcA	2,9 bcA	1,8 bA
6- Lodo de ETE dose I	1,6 bB	4,4 bA	4,4 bA	1,6 bB
7- Lodo de ETE dose II	1,6 bB	3,7 bA	3,7 bA	1,6 bB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	3,3 aC	6,0 aAB	6,3 aA	4,8 aB
solo LVd				
1- Testemunha	2,0 aA	1,0 aA	1,0 aA	2,0 aA
2- Calcário + NPK	1,7 aA	0,8 aA	0,8 aA	1,7 aA
3- Comp. de lixo dose I	1,6 aA	0,8 aA	0,8 aA	1,6 aA
4- Comp. de lixo dose II	1,5 aA	0,6 aA	0,6 aA	1,5 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,7 aA	0,7 aA	0,7 aA	1,7 aA
6- Lodo de ETE dose I	1,6 aA	0,5 aA	0,5 aA	1,6 aA
7- Lodo de ETE dose II	1,7 aA	0,7 aA	0,7 aA	1,7 aA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,8 aA	0,3 aB	0,3 aB	1,8 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Níquel

Nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos nas doses I e II, os teores de níquel no lixiviado foram semelhantes aos determinados no tratamento testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 23), estando abaixo do limite aceito pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1.

Tabela 23. Teor total de níquel na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	7,0 bA	2,0 bA	2,0 bA	5,0 cA
2- Calcário + NPK	5,3 bA	2,7 bA	4,0 bA	6,0 cA
3- Comp. de lixo dose I	5,0 bA	2,0 bA	2,0 bA	4,0 cA
4- Comp. de lixo dose II	5,0 bA	2,0 bA	2,0 bA	3,0 cA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	6,0 bA	2,0 bA	2,0 bA	52,9 bA
6- Lodo de ETE dose I	5,0 bA	9,3 bA	9,3 bA	7,7 cA
7- Lodo de ETE dose II	6,0 bA	12,0 bA	12,0 bA	12,7 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	16,0 aC	43,3 aC	523,3 aB	4.264,3 aA
solo LVd				
1- Testemunha	3,0 aA	4,0 bA	6,7 bA	4,1 bA
2- Calcário + NPK	2,3 aA	3,7 bA	3,7 bA	4,8 bA
3- Comp. de lixo dose I	2,0 aA	2,0 bA	2,0 bA	3,7 bA
4- Comp. de lixo dose II	2,0 aA	2,0 bA	2,0 bA	3,8 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	3,0 aA	2,7 bA	4,0 bA	7,3 bA
6- Lodo de ETE dose I	2,0 aA	2,0 bA	2,0 bA	5,7 bA
7- Lodo de ETE dose II	3,0 aA	3,0 bA	4,0 bA	6,0 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	3,0 aA	15,0 aA	18,3 aA	21,7 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Nos tratamentos em que os metais foram adicionados ao lodo de esgoto na forma de sais solúveis, no solo PVd foram observados aumentos do teor de níquel no lixiviado já na primeira etapa, ultrapassando o teor de segurança nas etapas seguintes. No caso do tratamento CIII, este fato ocorreu somente na quarta etapa. Conforme McBride (1994), o Ni^{2+} é quase tão eletronegativo quanto o Cu^{2+} . Este fato e sua estrutura eletrônica favorecem a formação de complexos com a matéria orgânica, sendo comparáveis em estabilidade aos complexos com Cu. No entanto, foram observadas maiores concentrações de

níquel no lixiviado. Isto pode indicar que a afinidade das ligações do níquel é menor do que as do cobre com a matéria orgânica, refletindo-se no aumento da lixiviação. Da mesma forma, o aumento da concentração de metais pode reduzir a força das ligações com a fase sólida, e mesmo aqueles com elevada afinidade passam a se comportar como cátions trocáveis. No solo LVd, no tratamento LIII, o teor de níquel no lixiviado diferiu da testemunha a partir da segunda etapa. Entretanto, neste solo, os teores de níquel no lixiviados estão abaixo do valor máximo aceito pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1.

Cádmio

Nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos nas doses I e II, os teores de cádmio no lixiviado foram semelhantes aos determinados no tratamento testemunha, nas quatro etapas, em ambos os solos (Tabela 24). As concentrações de cádmio no lixiviado foram menores que o limite aceito pelo CONAMA (1986) para águas de Classe 1.

Nos tratamentos com a adição de metais na forma de sais solúveis (CIII e LIII) no solo PVd, foram observados aumentos no teor de cádmio no lixiviado já na primeira etapa, ultrapassando o valor limite ($1 \mu\text{g L}^{-1}$) apenas na quarta etapa no caso do composto de lixo e a partir da terceira etapa no lodo de esgoto. Valores próximos ao limite foram, entretanto, determinados neste solo nas segunda e terceira etapas, com a adição da dose II de lodo.

A diferença observada entre os tratamentos CIII e LIII, onde foi adicionada a mesma quantidade de cádmio total, pode ser devida ao maior pH do solo, no tratamento CIII (Tabela 25). Amaral Sobrinho et al. (1997), afirmaram, com base na literatura, que a elevação do pH, pode favorecer a coprecipitação do Cd junto aos óxidos de Fe, Mn e Al, o que reduziria as possibilidades de lixiviação. Entretanto, Matos et al. (1996), apontaram o cádmio como um elemento de relativa mobilidade, representando riscos à qualidade das águas subterrâneas.

No solo LVd, os teores de cádmio em todos tratamentos foram semelhantes estatisticamente à testemunha, provavelmente devido ao maior teor de matéria orgânica, CTC e óxidos de Al e de Fe.

Tabela 24. Teor total de cádmio na água lixiviada ($\mu\text{g L}^{-1}$), nas quatro etapas do experimento (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,15 aA	0,15 aA	0,15 bA	0,12 cA
2- Calcário + NPK	0,22 aA	0,40 aA	0,40 bA	0,09 cA
3- Comp. de lixo dose I	0,21 aA	0,15 aA	0,15 bA	0,10 cA
4- Comp. de lixo dose II	0,24 aA	0,24 aA	0,24 bA	0,10 cA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,31 aB	0,38 aB	0,73 bB	5,47 bA
6- Lodo de ETE dose I	0,20 aA	0,37 aA	0,37 bA	0,38 cA
7- Lodo de ETE dose II	0,30 aA	0,71 aA	0,71 bA	0,12 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,87 aC	0,56 aC	5,60 aB	35,24 aA
solo LVd				
1- Testemunha	0,07 aA	0,06 aA	0,06 aA	0,06 aA
2- Calcário + NPK	0,08 aA	0,08 aA	0,08 aA	0,06 aA
3- Comp. de lixo dose I	0,07 aA	0,05 aA	0,05 aA	0,03 aA
4- Comp. de lixo dose II	0,07 aA	0,05 aA	0,05 aA	0,04 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,08 aA	0,06 aA	0,06 aA	0,07 aA
6- Lodo de ETE dose I	0,07 aA	0,05 aA	0,05 aA	0,07 aA
7- Lodo de ETE dose II	0,07 aA	0,16 aA	0,16 aA	0,06 aA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,09 aA	0,16 aA	0,25 aA	0,11 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.1.4 Modificações das propriedades do solo pela aplicação dos resíduos

4.1.4.1 Valor de pH em água e teor de alumínio trocável

A acidez dos solos foi corrigida com a adição de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), no início do experimento visando a atingir pH 6,0. Nos tratamentos com adição

de resíduos; a quantidade de corretivo expressa pelo valor de neutralização dos resíduos foi subtraída da dose de calcário adicionada. As doses adicionadas são apresentadas na Tabela 4.

O pH dos solos determinado após o cultivo do milho aumentou com a aplicação de calcário em relação à testemunha (Tabela 25). Os valores de pH nos tratamentos com adubação mineral + calagem (NPK), em ambos os solos, determinados nas diferentes etapas, foram maiores do que os determinados no tratamento testemunha.

Foi observada interação significativa entre os tratamentos e épocas de aplicação (Tabela 25). Na primeira época, os tratamentos com as doses maiores de composto de lixo receberam menores doses de calcário atingindo menores valores de pH. O efeito alcalinizante do composto de lixo foi mais evidente na 3ª e na 4ª épocas, sendo significativamente superior ao tratamento com calagem + NPK. Em geral, o valor do pH apresentou acréscimos em função da reaplicação e da dose, o que sugere um efeito crescente sobre o pH, através de aplicações sucessivas do composto, que é um material alcalino com valor de neutralização em torno de 6,0. Aumentos no valor do pH de solos com a aplicação de composto de lixo foram também observados por Hortenstine & Rothwell (1972), Mazur et al. (1983b), Cassol (1987) e Oliveira (2000).

Durante o experimento, foi também verificada interação significativa entre os tratamentos com adição de lodo de esgoto e as épocas de aplicação (Tabela 25). Na primeira época, os tratamentos com as maiores doses de lodo de esgoto receberam as menores doses de calcário apresentando os menores valores de pH. O lodo de esgoto também apresentou efeito acidificante do solo, sendo observado em todas as doses e épocas, e aumentando com as quantidades de lodo adicionadas.

O poder de acidificação dos resíduos está relacionado ao comportamento de sua carga orgânica no solo. King & Morris (1972), Simeoni et al. (1984) e Pietz et al. (1989) atribuem a acidificação à nitrificação do nitrogênio amoniacal e à oxidação de sulfetos. Chang et al. (1991) atribuem a redução do pH à nitrificação do amônio e à produção de ácidos durante a decomposição. Conforme Boeira (2004), o efeito acidificante dos lodos é em parte devido à mineralização no solo, e também à sua origem anaeróbia e às

altas concentrações de NH_4^+ (8 a 20% do teor total de nitrogênio), que proporcionam imediata geração de nitrato após a aplicação ao solo, quando ainda não há absorção pelas plantas. Este processo pode favorecer a lixiviação de solutos, com efeito na acidificação.

Tabela 25. Valor de pH em água do solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	4,8 dA	4,4 dB	4,5 fB	4,1 cC
2- Calcário + NPK	6,2 aA	6,0 aB	5,6 cC	5,3 bD
3- Comp.de lixo dose I	6,3 aA	6,1 aA	6,3 bA	6,1 aA
4- Comp de lixo dose II	6,0 abC	6,1 acB	6,4 bA	6,3 aAB
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	6,0 abB	6,2 aB	6,6 aA	6,6 aA
6- Lodo de ETE dose I	6,1 abA	5,6 bB	5,2 dC	5,0 bC
7- Lodo de ETE dose II	5,8 bcA	5,2 cB	4,8 eC	4,5 cD
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,6 aC	4,6 dB	4,5 fC	4,0 dD
Solo LVd				
1-Testemunha	5,4 aE	5,3 cA	5,3 dA	5,1 dB
2- Calcário + NPK	6,5 abA	6,2 abB	6,1 bB	5,8 bC
3- Comp.de lixo dose I	6,6 aA	6,4 aB	6,4 aB	6,3 aB
4- Comp de lixo dose II	6,5 abA	6,4 aA	6,5 aA	6,5 aA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	6,0 cdB	6,0 bB	6,4 Aa	6,5 aA
6- Lodo de ETE dose I	6,4 abA	6,0 bB	6,0 bB	5,7 bC
7- Lodo de ETE dose II	6,3 bcA	6,0 bB	5,6 cC	5,4 cD
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,7 deA	5,3 cB	4,9 eC	4,6 eD

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

No presente estudo, a acidificação do solo nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, ocorreu possivelmente devida à nitrificação do amônio, sendo observada maior lixiviação de nitrato (item 4.1.3.2). Outra possibilidade é a maior decomposição da matéria orgânica (item 4.3.21). Gaivizzo (2001),

avaliando o pH do solo nove anos após o encerramento das aplicações de lodo petroquímico, atribuiu a redução do pH à continuidade das reações de decomposição da matéria orgânica e liberação de compostos ácidos para o meio.

O decréscimo do pH pode reduzir a atividade de microorganismos e, em consequência, a qualidade do solo, possibilitando a disponibilização de elementos tóxicos às plantas (Al, por exemplo) e/ou à cadeia alimentar (metais pesados), além de reduzir a produtividade de algumas culturas. Este aspecto pode ser limitante quanto às quantidades de resíduos a serem aplicadas em solos agrícolas, ou quanto ao seu manejo, ou mesmo quanto à conveniência ambiental de utilização na agricultura. Desta forma, ao estabelecer as quantidades a aplicar deve-se considerar o potencial de acidificação de cada material, sendo necessário o uso de corretivos da acidez para manter o pH do solo em nível adequado para o desenvolvimento das plantas.

O teor de Al^{3+} trocável do solo (Apêndice 10) apresentou relação inversa ao valor do pH. No tratamento testemunha, em ambos os solos e em todas as avaliações, foi determinado um alto teor de Al^{3+} trocável devido ao baixo valor de pH. Na primeira etapa, o Al^{3+} trocável foi completamente neutralizado, tanto pela calagem como pela aplicação de composto de lixo. A neutralização do alumínio é devida à precipitação por oxidrilas liberadas dos materiais corretivos (Volkweiss, 1989) e à complexação do Al^{3+} por matéria orgânica presente no resíduo (McBride, 1994). Nas etapas seguintes, o teor de Al^{3+} trocável aumentou nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, sendo determinados os maiores teores no solo PVd, devido à maior redução do pH (Tabela 25). Nos tratamentos com adição de composto de lixo não foi observada a presença de Al^{3+} , devido ao pH do solo nesses tratamentos ter permanecido maior do que 5,5.

4.1.4.2 Fósforo e potássio disponíveis

Em diversos tratamentos foi aplicado adubo fosfatado nas quantidades especificadas na Tabela 4. Estas foram calculadas estimando-se uma disponibilidade de 50% do fósforo presente no resíduo para o primeiro cultivo e

complementando-se com adubo mineral até a quantidade recomendada nos tratamentos com somente adubação mineral.

Embora os tratamentos com adição dos resíduos e com adubação mineral suplementar na primeira etapa tenham apresentado aumento nos teores de fósforo disponível, somente com a adição da maior dose do composto de lixo os teores podem ser considerados suficientes, conforme a recomendação da SBCS/NRS (1995), sendo maiores que 9 e 18 mg L⁻¹, para os solos LVd e PVd, respectivamente. Assim, o teor de fósforo nos demais tratamentos pode ser considerado limitante ao desenvolvimento da cultura (Tabela 4).

A contribuição dos resíduos como fonte de fósforo para as plantas é importante devido aos baixos teores deste elemento na maioria dos solos, onde é determinado em concentrações geralmente inferiores às recomendadas para as culturas. De acordo com Hue (1992), três mecanismos podem aumentar a disponibilidade de fósforo no solo: (1) a liberação de fósforo pela mineralização da matéria orgânica; (2) a substituição do fosfato adsorvido aos óxidos de Fe e de Al por ânions orgânicos; e, (3) aumento da atividade do fósforo solúvel pela formação de complexos estáveis dos ânions orgânicos com Fe e Al.

Devida à maior adsorção do fósforo às superfícies das partículas, o solo LVd apresentou menores teores de P disponível do que o solo PVd (Tabela 26). Os teores de fósforo determinados no final do experimento (Tabela 26) indicam que os valores obtidos foram altos no solo PVd e alto e médio no solo LVd à exceção do tratamento testemunha (SBCS/NRS, 1995). Os teores de fósforo extraído pelo método de Mehlich⁻¹ aumentaram proporcionalmente com o aumento das quantidades adicionadas de resíduos e de fertilizantes. O composto de lixo e o lodo de esgoto propiciaram aumentos nos teores de fósforo do solo, podendo ser fontes deste nutriente para as plantas. O maior teor de fósforo foi determinado no tratamento com composto de lixo na dose CIII, devido às maiores quantidades aplicadas desse material e, conseqüentemente maiores adições deste nutriente.

Tabela 26. Teor de fósforo disponível no solo (mg dm^{-3}) no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	1,3 cA	1,8 dA	3,0 dA	2,5 eA
2- Calcário +NPK	7,2 bB	17,6 cA	23,7 cA	21,6 eA
3- Comp.de lixo dose I	8,6 bD	28,7 bB	58,0 bA	56,8 cA
4- Comp de lixo dose II	9,3 bD	37,2 aC	57,3 bB	76,7 bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	18,7 aD	42,5 aC	74,2 aB	104,0 aA
6- Lodo de ETE dose I	5,9 bcC	18,5 cB	28,7 cA	30,6 eA
7- Lodo de ETE dose II	5,8 bcC	18,2 cB	30,2 cA	29,7 eA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	4,5 bcC	10,8 cC	22,7 cB	33,4 dA
solo LVd				
1-Testemunha	1,6 bA	2,5 dA	1,6 cA	2,4 dA
2- Calcário +NPK	3,0 bC	5,2 bcdBC	5,1 cBC	6,8 cA
3- Comp.de lixo dose I	4,7 bC	10,6 abcC	17,5 bB	18,3bB
4- Comp de lixo dose II	6,4 abD	12,9 abC	19,8 abB	27,7 bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	9,8 aD	17,8 aC	28,7 aB	49,0 aA
6- Lodo de ETE dose I	3,3 bC	5,7 bcdBC	6,6 cAB	9,2 cA
7- Lodo de ETE dose II	2,6 bB	5,5 bcdA	6,3 cA	7,0 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	2,7 bB	4,2 cdB	4,2 cB	9,5 cA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

O teor de potássio no solo (Tabela 27) foi afetado pelas adições de fertilizante e de resíduos orgânicos (Tabela 4).

Nos tratamentos com adição de composto de lixo foram determinados os maiores teores do elemento, sendo observados incrementos crescentes com o aumento das doses adicionadas ao solo.

No solo PVd, nas etapas finais, somente os tratamentos com adição de composto de lixo apresentaram valores maiores do que o nível crítico ($> 45 \text{ mg}$

L⁻¹), conforme a interpretação adotada pela CQFS/NRS (2004), sendo geralmente maiores do que o valor determinado no tratamento com adubação mineral. O potencial de suprimento de potássio pelo composto de lixo para o solo pode ser confirmado pelo aumento crescente no teor de potássio na parte aérea das plantas (Apêndice 5).

Tabela 27. Teor de potássio disponível (mg dm⁻³) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	18,5 cdA	21,1 cA	20,9 dA	21,0 cA
2- Calcário + NPK	19,3 cdB	35,8 bcA	31,7 bcdA	33,8 cA
3- Comp. de lixo dose I	28,9 bcB	37,2 bcB	49,1 bcA	57,8 cA
4- Comp. de lixo dose II	40,0 bC	51,3 bB	58,3 bB	79,2 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	60,1 aD	79,2 aC	99,5 aB	123,7 aA
6- Lodo de ETE dose I	19,5 cdB	25,6 bcAB	30,3 cdA	33,3 cA
7- Lodo de ETE dose II	22,7cdAB	20,0 cB	27,6 cdAB	30,5 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	17,0 dB	19,7 cB	19,5 dB	29,2 cA
Solo LVd				
1- Testemunha	46,6 cA	56,5 dA	48,9 cA	46,8 eA
2- Calcário + NPK	46,9 cB	95,1 bcA	55,2 cB	71,5 dAB
3- Comp. de lixo dose I	55,1 bcC	93,8 bcB	99,6 bB	144,3 cA
4- Comp. de lixo dose II	64,6 bC	116,6 bB	116,0 bB	180,2 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	92,4 aC	160,7 aB	169,1 aB	257,0 aA
6- Lodo de ETE dose I	45,6 cB	74,4 cdA	61,0 cAB	70,5 dAB
7- Lodo de ETE dose II	46,6 cA	65,4 dA	51,5 cA	66,0 dcA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	48,2 cB	53,4dB	42,9 cB	80,3 dA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

Os teores de potássio nos tratamentos com a adição de lodo de esgoto não foram afetados, sendo semelhantes aos determinados nos tratamentos

testemunha. Este fato é devido às doses adicionadas e ao baixo teor de potássio no resíduo. Deve ser considerada também a absorção pelas plantas, sendo o potássio absorvido em grande quantidade, inferior somente ao nitrogênio (Cantarella, 1993).

No solo LVd, na etapa final, somente a testemunha apresentou valores menores do que o nível crítico ($> 60 \text{ mg L}^{-1}$), conforme a interpretação adotada pela CQFS/NRS (2004), indicando a maior fertilidade natural deste solo. Entretanto, os teores nos tratamentos com adição de composto de lixo foram estatisticamente superiores aos demais.

A diferença entre os solos pode ser observada na Tabela 27, onde os teores de potássio no solo LVd foram superiores aos do solo PVd, devido à maior fertilidade natural do solo LVd e à sua maior CTC, que aumenta a retenção de potássio e reduz assim a lixiviação, conforme observado no item 4.1.3.3.

4.1.4.3 Cálcio e magnésio trocáveis

Os teores de cálcio aumentaram significativamente em relação à testemunha, com a calagem, nos dois solos (Tabela 28). Nos tratamentos com adição de resíduos orgânicos, a aplicação de calcário indicada pelo valor de neutralização dos mesmos foi subtraída da dose de calcário recomendada, mas, em geral, o teor de cálcio foi igual ao tratamento com calcário + NPK na primeira etapa. Nos tratamentos com adição de composto de lixo, os teores de cálcio nos dois solos aumentaram ao longo das etapas, devido à adição do mesmo pelo composto.

Os teores de cálcio do solo nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, em geral, foram menores do que nos tratamentos com adição de composto de lixo, devido ao menor teor deste nutriente no lodo. No solo PVd, os teores são considerados baixos conforme a interpretação da CQFS/NRS (2004). No tratamento LIII, na quarta etapa, o teor de cálcio foi semelhante à testemunha, devido à grande quantidade de cálcio lixiviada (item 4.1.3.4). No solo LVd, em todos os tratamentos com adição de calcário ou de resíduos orgânicos, os teores de cálcio são altos, conforme a interpretação da

CQFS/NRS (2004). O efeito dos tratamentos sobre os teores de cálcio são semelhantes aos observados no solo PVd.

Tabela 28. Teor de cálcio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,4 cA	0,2 dA	0,2 eA	0,1 eA
2- Calcário + NPK	1,7 aA	1,7 bcA	1,7 cA	1,6 cA
3- Comp. de lixo dose I	1,5 abC	2,0 abB	2,9 bA	3,1 bA
4- Comp. de lixo dose II	1,5 abC	2,1 abB	3,2 bA	3,5 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,6 abC	2,4 aB	4,2 aA	4,3 aA
6- Lodo de ETE dose I	1,4 abAB	1,6 bcA	1,6 cA	1,2 cdB
7- Lodo de ETE dose II	1,3 abA	1,4 cA	1,3 cA	0,8 dB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,1 bA	0,7 dB	0,7 dB	0,3 eC
Solo LVd				
1- Testemunha	3,7 dB	3,9 dB	4,4 dA	4,1 eAB
2- Calcário + NPK	5,9 aC	6,3 bBC	6,8 cA	6,5 dAB
3- Comp. de lixo dose I	5,7 aC	7,0 aB	8,0 bA	8,0 cA
4- Comp. de lixo dose II	5,5 abC	6,8 aB	8,1 bA	8,5 dA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	4,9 cC	6,5 abB	8,9 aA	9,2 aA
6- Lodo de ETE dose I	5,7 aB	6,1 bB	6,8 cA	6,2 deB
7- Lodo de ETE dose II	5,4 abC	6,0 bAB	6,4 cA	5,7 dB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,1 bcB	4,9 cB	4,6 dB	4,1 eC

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Os teores de magnésio aumentaram significativamente em relação à testemunha, em função da aplicação de calcário e de resíduos orgânicos (Tabela 29). Na primeira etapa, o teor de magnésio dos tratamentos com adição de resíduos foi igual ao determinado no tratamento com calcário + NPK, à exceção dos tratamentos CIII e LIII no solo LVd. Nos tratamentos com adição

de composto de lixo, os teores de magnésio apresentaram pequena variação ao longo das etapas nos dois solos. Nos tratamentos com a adição de lodo de esgoto, os teores de magnésio do solo diminuíram nas diferentes etapas, devido à absorção (Apêndice 7) e à lixiviação (item 4.1.3.4).

Tabela 29. Teor de magnésio trocável ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	0,1 bA	0,1 bA	0,1 eA	0,1 dA
2- Calcário + NPK	0,5 aA	0,5 aA	0,3 cdB	0,3 bcB
3- Comp. de lixo dose I	0,5 aA	0,5 aA	0,5 abcA	0,5 abA
4- Comp. de lixo dose II	0,5 aA	0,5 aA	0,6 abA	0,5 abA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	0,4 aC	0,5 aAB	0,7 aA	0,6 aAB
6- Lodo de ETE dose I	0,5 aA	0,4 abAB	0,4 bcdAB	0,2 cdB
7- Lodo de ETE dose II	0,5 aA	0,4 abAB	0,3 cdeAB	0,2 cdC
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,4 aA	0,2 bcB	0,2 deB	0,1 dB
Solo LVd				
1- Testemunha	1,6 cB	1,9 cA	1,9 efA	2,0 eA
2- Calcário + NPK	2,3 aA	2,4 abA	2,3 bcA	2,3 cA
3- Comp. de lixo dose I	2,3 aB	2,5 aAB	2,6 aA	2,6 aA
4- Comp. de lixo dose II	2,2 aC	2,4 abBC	2,5 abAB	2,6 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,9 bC	1,9 cC	2,2 cdB	2,4 bcA
6- Lodo de ETE dose I	2,3 aA	2,2 bA	2,3 bcA	2,2 cdA
7- Lodo de ETE dose II	2,3 aA	2,3 abA	2,1 deB	2,0 deB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	2,0 bA	1,8 cB	1,8 fB	1,5 fC

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

No solo PVd, nos tratamentos com adição de lodo de esgoto os teores de magnésio, a partir da segunda etapa, são considerados baixos, conforme a interpretação da CQFS/NRS (2004). No solo LVd, os teores de magnésio são

considerados altos em todos os tratamentos com adição de calcário ou resíduos orgânicos, conforme a CQFS/NRS (2004).

4.1.4.4 Carbono orgânico

Os teores de carbono orgânico do solo aumentaram linearmente com o aumento das quantidades adicionadas de resíduos em todas as etapas e nos dois solos (Tabela 30). Nos tratamentos com a adição de lodo de esgoto, em comparação com a testemunha, verificou-se que ao final da segunda etapa, ocorreram aumentos de 20,0, 29,1 e 56,4 % no solo PVd e de 3,8, 7,6 e 17,7% no solo LVd nos teores de carbono orgânico, com as adições das doses LI, LII e LIII, respectivamente. No final do experimento, esses aumentos foram de 32,7, 47,3 e 90,9% no solo PVd e 13,9, 21,5 e 39,9 no solo LVd para as doses LI, LII e LIII, respectivamente. Entre os solos a diferença observada para os valores absolutos são devidas aos teores naturais de carbono orgânico, que no solo LVd, são aproximadamente três vezes maiores que no solo PVd.

Os dados obtidos indicam que a aplicação de lodo de esgoto proporcionou aumentos significativos nos teores de carbono orgânico do solo, sendo estes crescentes com aplicações sucessivas do resíduo. Tais incrementos também foram observados por outros autores em solos sob clima temperado. Epstein et al. (1976) verificaram, em condições de campo, que após 18 meses da aplicação de 160 e 240 t ha⁻¹ de lodo de esgoto anaeróbico em solo siltoso, os teores de carbono orgânico foram de 50 e 100% maiores do que na testemunha, respectivamente. Resultados semelhantes também foram obtidos por Logan et al. (1997), que observaram, por um período de cinco anos, aumentos lineares do teor de carbono total do solo em decorrência de uma única aplicação inicial de doses crescentes de lodo de esgoto.

Experimentos conduzidos no Brasil, região de maior temperatura média, mostraram que os efeitos da aplicação de lodo de esgoto sobre o teor de carbono orgânico do solo são menores. Cassol (1987) determinou aumento progressivo no teor de carbono orgânico do solo determinado aos 90 dias após a incorporação. Porém, efeito significativo somente foi constatado com a aplicação de doses maiores que 60 t ha⁻¹. Mello et al. (1994) verificaram que as aplicações de lodo de esgoto anaeróbico, em doses de até 16 t ha⁻¹,

proporcionaram efeito sobre o teor de carbono somente até 77 dias após a aplicação do resíduo. Desse período até 230 dias, somente a dose de 32 t ha⁻¹ manteve os teores de carbono do solo significativamente maiores que a testemunha. Conforme os resultados obtidos por Mello et al. (1994), observa-se que somente com a aplicação de quantidades elevadas de lodo de esgoto seria possível obter um efeito mais prolongado do mesmo sobre os teores de carbono orgânico dos solos. No presente estudo, estes efeitos foram observados devido às elevadas doses e à freqüência semestral de aplicações. Porém, em doses menores do que as utilizadas, provavelmente seriam necessárias várias aplicações até que seus efeitos sobre o carbono orgânico do solo fossem detectados.

Nos tratamentos com a adição de composto de lixo, em comparação com a testemunha, verificou-se, no final da segunda etapa, aumentos nos teores de carbono orgânico de 21,8, 38,2 e 61,8% no solo PVd e de 7,0, 10,1 e 23,4% no solo LVd, pela adição das doses CI, CII e CIII, respectivamente. Ao final do experimento esses aumentos foram de 41,8, 60,0 e 141,8% no solo PVd e de 15,8, 31,0 e 46,8% no solo LVd, respectivamente, com a adição das doses CI, CII e CIII. Entre os solos, as diferenças observadas para os valores absolutos são devidas aos teores naturais de carbono orgânico no solo.

A análise dos dados indica que o composto de lixo é mais eficiente em aumentar os teores de carbono do solo. Este fato também foi observado por Hortenstine & Rothwell (1972), que verificaram aumentos de 41 e 161% nos teores de carbono orgânico de um solo degradado por mineração, após 24 meses da aplicação de 35 e 70 t ha⁻¹ de composto de lixo. Cassol (1987) verificou aumentos de 36 e 106% nos teores de carbono orgânico do solo, após 3 meses da aplicação de 60 e 150 t ha⁻¹ de composto de lixo.

Foi também observada interação positiva entre as quantidades de resíduos adicionadas e as etapas do trabalho sobre o teor de carbono do solo (Tabela 30).

Os maiores teores de carbono orgânico determinados nos tratamentos com adição de composto de lixo podem ser atribuídos à presença de compostos orgânicos mais estabilizados pela compostagem.

Nas condições em que foi conduzido este trabalho, observa-se que parte do carbono orgânico presente foi resistente à degradação. Resultados semelhantes foram obtidos no Experimento II (item 4.2.1). Miller (1974), estudando a degradação no solo de lodo anaeróbio nas doses de 90 e 224 t ha⁻¹, observou que a matéria orgânica do lodo foi bastante resistente à degradação. Após 6 meses de incubação, a taxa máxima do carbono adicionado volatilizado na forma de CO₂ foi de 20 e de 18%, respectivamente.

Tabela 30. Teor de carbono orgânico total (g kg⁻¹) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	5,5 aA	5,5 cA	5,5 dA	5,4 dA
2- Calcário + NPK	5,7 aA	5,6 cA	5,5 dA	5,4 dA
3- Comp. de lixo dose I	6,3 aA	6,7bcA	7,5 bcdA	7,8 bcA
4- Comp. de lixo dose II	6,7 aB	7,6 abcAB	8,0 bcAB	8,8 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	7,5 aC	8,9 aBC	11,5 aB	13,3 aA
6- Lodo de ETE dose I	6,2 aA	6,6 bcA	6,7 cdA	7,3 cA
7- Lodo de ETE dose II	6,5 aA	7,1 abcA	7,3 bcdA	8,1bcA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	7,1 aC	8,6 abBC	9,2 bAB	10,5 bA
Solo LVd				
1- Testemunha	15,8 bA	15,7 cA	15,5 dA	14,5 eA
2- Calcário + NPK	15,9 bA	15,8 cA	15,5dA	15,7 eA
3- Comp. de lixo dose I	16,2 abB	16,9 bcAB	17,6 bcdAB	18,3 dA
4- Comp. de lixo dose II	16,7 abB	17,4 abcB	18,0 bcB	20,7 bcA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	18,1 aC	19,5 aBC	20,8 aB	23,2 aA
6- Lodo de ETE dose I	16,2 abA	16,4 cA	17,0 cdA	18,0 dA
7- Lodo de ETE dose II	16,9 abB	17,0 bcB	17,5 bcdAB	19,2cdA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	17,8 abB	18,6 abB	19,3 abB	22,1 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

Considerando-se que ocorre o acúmulo de carbono orgânico pela adição dos resíduos, algumas alterações nas propriedades químicas e físicas do solo são esperadas. Entretanto, é necessário considerar que o simples aumento do teor de carbono do solo pode não significar apenas benefícios ao sistema solo-água-plantas. Hohla et al. (1978), após a aplicação acumulada de 297,5 t ha⁻¹ num período de 6 anos, observaram que o teor de carbono orgânico do solo aumentou de 9,5 para 22,9 g kg⁻¹ ao final do experimento. No entanto, o fracionamento do carbono orgânico presente no solo com adição de lodo de esgoto indicou que 10,9% do mesmo estava na forma de carboidrato e de 11,9% como óleos e graxas enquanto que, no solo testemunha, estas frações eram de 18,9 e de 1,67% respectivamente. Este fato indica que é necessário conhecer melhor a qualidade do carbono orgânico persistente e principalmente seus efeitos a longo prazo sobre as características químicas e físicas do solo, nos aspectos de interesse agrônomo e ambiental.

4.1.4.5 Nitrogênio total no solo

Os teores de nitrogênio total dos solos aumentaram linearmente com o aumento das quantidades adicionadas de resíduos, em todas as etapas e nos dois solos (Tabela 31). Nos tratamentos com a adição de lodo de esgoto, em comparação com a testemunha, verificou-se que ao final da segunda etapa, ocorreram aumentos de 11,4, 20,5 e 29,50 % no solo PVd e de 5,5, 9,0 e 19,3 % no solo LVd nos teores de nitrogênio total, com as adições das doses LI, LII e LIII, respectivamente. No final do experimento, esses aumentos foram de 36,4, 52,4 e 111,4 % no solo PVd e de 13,1, 20,0 e 43,4 no solo LVd para as doses LI, LII e LIII, respectivamente. Entre os solos, as diferenças observadas para os valores absolutos são devidas aos teores naturais de nitrogênio total, que no solo LVd, é aproximadamente três vezes maior que no solo PVd.

Os dados obtidos indicam que a aplicação de lodo de esgoto proporcionou aumentos significativos nos teores de nitrogênio total no tratamento LIII no solo PVd e nos tratamentos LII e LIII no solo LVd, sendo estes crescentes com as aplicações sucessivas do resíduo. Inman et al. (1982), verificaram que após 30 meses da aplicação de 150 e 300 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, os teores de nitrogênio

orgânico foram de duas a três vezes maiores do que na testemunha, respectivamente.

Tabela 31. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	0,44aA	0,43aA	0,42cA	0,41cA
2- Calcário +NPK	0,41aA	0,41aA	0,39cA	0,38cA
3- Comp.de lixo dose I	0,48aA	0,52aA	0,56bcA	0,60bcA
4- Comp de lixo dose II	0,51aC	0,54aBC	0,74abAB	0,84abA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	0,57aB	0,66aB	0,93aA	1,07aA
6- Lodo de ETE dose I	0,47aA	0,50aA	0,54bcA	0,58bcA
7- Lodo de ETE dose II	0,50aA	0,53aA	0,61bcA	0,67bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,54aB	0,57aB	0,81abA	0,93aA
solo LVd				
1-Testemunha	1,45aA	1,40bA	1,38eA	1,37cA
2- Calcário +NPK	1,47aA	1,43bA	1,41deA	1,40cA
3- Comp.de lixo dose I	1,51aA	1,55abA	1,64cdA	1,72bA
4- Comp de lixo dose II	1,51aC	1,60abBC	1,76bcAB	1,85bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	1,62aB	1,73aB	2,03aA	2,15aA
6- Lodo de ETE dose I	1,49aA	1,53abA	1,61cA	1,64bdA
7- Lodo de ETE dose II	1,55aB	1,58abB	1,70cAB	1,74bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,56aB	1,73aB	1,95abA	2,08aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Nos tratamentos com a adição de composto de lixo, em comparação com a testemunha, verificou-se no final da segunda etapa, aumentos nos teores de nitrogênio total de 15,9, 22,7 e 50,0 % no solo PVd e de 6,9, 16,6 e 19,3% no solo LVd, pela adição das doses CI, CII e CIII, respectivamente. Ao final do experimento, esses aumentos foram de 36,4, 90,9 e 143,2 % no solo PVd e de 18,6, 27,6 e 46,2 % no solo LVd, respectivamente, com a adição das doses CI, CII

e CIII. Entre os solos, as diferenças observadas para os valores absolutos são devidas aos teores naturais de nitrogênio total no solo. A análise dos dados indica que o composto de lixo é mais eficiente em aumentar os teores de nitrogênio total do solo.

Nos tratamentos CII, CIII e LIII, no solo PVd e CII, CIII, LII e LIII, no solo LVd, foi observada interação positiva entre as quantidades de resíduos adicionadas e as etapas do experimento sobre o teor de nitrogênio total do solo (Tabela 31).

Os maiores teores de nitrogênio total determinados nos tratamentos com adição de composto de lixo podem ser atribuídos à presença de compostos orgânicos mais estabilizados pela compostagem.

A mineralização do nitrogênio é um processo lento (Victoria et al., 1992) e depende das condições ambientais e da origem do material orgânico. Deste modo, aplicações anuais e sucessivas de resíduos orgânicos, até mesmo em dose menores, podem provocar acúmulo de nitrogênio orgânico no solo; com o decorrer do tempo, mesmo em baixas taxas de mineralização, podem ocorrer altas quantidades de N-NO_3^- no solo, sujeito à lixiviação. Portanto, devem ser conduzidos estudos a longo prazo, com monitoramento das camadas subsuperficiais do solo, para estabelecer taxas, frequência e épocas de aplicação de resíduos orgânicos; com base nestes dados, podem ser adotadas estratégias de manejo referentes ao número de aplicações sucessivas e possíveis períodos de pousio, necessários para que o solo volte às suas condições originais de teores de nitrogênio. Desta forma será possível a utilização de resíduos orgânicos em solos agrícolas, com mínimo risco à qualidade do ambiente.

4.1.4.6 Metais pesados no solo

O acúmulo de metais pesados no solo, devido à aplicação de resíduos orgânicos e/ou industriais, é um aspecto a ser considerado em relação à segurança ambiental adequada para a viabilização desta prática. Os metais pesados, presentes na composição dos resíduos, podem ter diversos destinos quando aplicados ao solo: acumular na camada onde são incorporados; serem

absorvidos pelas plantas; lixiviam para camadas subsuperficiais ou serem transportados juntamente com partículas de solo por erosão superficial. Entretanto, o cobre e o zinco são micronutrientes, sendo necessários às plantas em pequenas quantidades; mas a acumulação dos mesmos em grande quantidade no solo pode provocar efeitos tóxicos no ambiente. Dessa forma, a avaliação da disponibilidade destes elementos para as plantas é necessária para o estabelecimento de limites máximos permissíveis para a segurança da prática de descarte de resíduos no solo.

Cobre extraível e total

O teor de cobre extraível dos solos são dados na Tabela 32. Nos tratamentos com a adição de composto de lixo, as doses crescentes de resíduos não afetaram o teor de cobre em relação à testemunha, em todas as etapas, nos dois solos. Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto os teores de cobre foram significativamente mais elevados do que os determinados nos tratamentos com composto de lixo nos dois solos (Tabela 32). Os maiores teores acumulados de cobre podem ser devidas à alta concentração deste metal no lodo de esgoto (Tabela 3). Em todas as etapas foram observados, para o lodo de esgoto, acréscimos no teor de cobre no solo proporcionais às taxas de aplicação.

Nos tratamentos em que os metais foram adicionados na forma de sais solúveis (CIII e LIII), foram determinados os maiores teores de cobre extraível. No solo PVd não foram determinadas diferenças no teor de cobre extraível entre os tratamentos com composto de lixo e com lodo de esgoto. No solo LVd, no tratamento LIII, o teor de cobre extraível foi estatisticamente superior ao determinado no tratamento CIII. O diferente comportamento observado entre os resíduos com a adição de metais pode ser devido ao maior teor de matéria orgânica do tratamento CIII, além do maior pH do solo; estes fatores favorecem a complexação do metal, diminuindo sua disponibilidade.

O teor de cobre total determinado ao final de cada etapa não foi afetado pela adição das doses I e II de composto de lixo, em ambos os solos, aumentando entretanto com a adição dos metais na forma de sais solúveis

(Tabela 33). Os teores de cobre total nos tratamentos com adição de composto de lixo nas doses I e II foram semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha, devido à concentração relativamente baixa de cobre neste resíduo (Tabela 3).

Tabela 32. Teor de cobre extraível (mg dm^{-3}) do solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	1,2 cA	1,4 cA	2,3 dA	1,6 cA
2- Calcário + NPK	0,8 cA	1,0 cA	1,1 dA	1,3 cA
3- Comp.de lixo dose I	1,1 cA	1,2 cA	1,2 dA	2,6 cA
4- Comp de lixo dose II	1,0 cA	1,4 cA	1,5 dA	2,0 cA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	24,4 aD	45,8 aC	60,0 aB	71,4 aA
6- Lodo de ETE dose I	4,5 bcA	6,5 bcC	11,7 cB	15,9 bA
7- Lodo de ETE dose II	6,2 bcC	9,4 bC	16,8 bB	23,1 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	21,6 aD	43,2 aC	59,5 aB	68,6 aA
solo LVd				
1-Testemunha	7,9 dA	7,6 dA	7,6 dA	8,9 dcA
2- Calcário + NPK	6,9 dA	6,8 dA	6,8 dA	8,1 dcA
3- Comp.de lixo dose I	6,9 dA	6,6 dA	6,5 dA	7,0 cA
4- Comp de lixo dose II	7,0 dA	6,3 dA	6,2 dA	6,3 cA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	21,3 bD	40,3 bC	51,0 bB	63,0 bA
6- Lodo de ETE dose I	10,4 cdB	12,2 cdB	16,6 cAB	20,6 cdA
7- Lodo de ETE dose II	12,4 cC	15,5 cBC	21,4 cAB	28,5 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	39,0 aD	65,6 aC	82,9 aB	106,5 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Tabela 33. Teor total de cobre (mg kg^{-1}) no solo no final de cada etapa (médias de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa
solo PVd				
1- Testemunha	3,7bA	3,7bA	5,3bA	4,4bA
2- Calcário + NPK	3,3bA	3,3bA	4,4bA	4,0bA
3- Comp. de lixo dose I	4,0bA	4,0bA	5,8bA	6,3bA
4- Comp. de lixo dose II	3,7bA	3,7bA	6,5bA	7,2bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	27,0aC	55,0aBC	79,1aAB	100,0aA
6- Lodo de ETE dose I	8,3bA	12,0bA	15,8bA	20,9bA
7- Lodo de ETE dose II	9,7bA	16,3bA	21,6bA	27,5bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	24,3aC	52,3aBC	71,2aAB	89,2aA
solo LVd				
1- Testemunha	74,7bA	74,7bA	75,6cA	75,8bA
2- Calcário + NPK	73,3bA	73,3bA	76,4cA	76,9bA
3- Comp. de lixo dose I	72,3bA	72,3bA	75,1cA	74,6bA
4- Comp. de lixo dose II	72,0bA	72,0bA	75,5cA	74,9bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	92,7abC	120,3aBC	168,0aAB	174,6aA
6- Lodo de ETE dose I	77,0bA	77,0bA	93,0bcA	97,6bA
7- Lodo de ETE dose II	84,0bA	84,0bA	99,3bA	103,2bB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	118,7aB	128,7aB	185,4aA	181,9aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto nas doses I e II, o teor de cobre total do solo apresentou tendência de aumento ao longo das etapas. Entretanto, somente no tratamento com enriquecimento de metais pesados na forma de sais solúveis (LIII), esses valores foram significativamente maiores que nos outros tratamentos e atingiram valores próximos a 50 mg kg^{-1} (acima da testemunha), já ao final da segunda etapa. Algumas legislações (Tabela 1) adotam valores desta magnitude como quantidade máxima cumulativa (por exemplo: Espanha, Dinamarca, Suécia, Noruega e Alemanha). No Estado do

RS, é aceita a quantidade de até 140 mg kg^{-1} (280 kg ha^{-1}). Sabe-se entretanto que em solos cultivados com videiras, e após continuadas aplicações de fungicida à base de sais de cobre, os teores de cobre extraível são muitas vezes maiores que 100 mg dm^{-3} (Laboratório de Análise de Solos da UFRGS – informação pessoal). A legislação Americana (USEPA, 1996), entretanto, admite teores de até 750 mg kg^{-1} de cobre no solo.

Zinco extraível e total

O teor de zinco extraível do solo no final de cada etapa do experimento é dado na Tabela 34. Pode-se observar que houve tendência de acréscimo no teor deste metal com a adição das doses I e II dos dois resíduos, em ambos os solos. A adição de zinco na forma de sal solúvel ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) provocou aumentos crescentes nos teores do metal extraído, no solo PVd. No solo LVd, o mesmo foi observado até a 3ª etapa; não foi entretanto observado maior aumento significativo nos teores de zinco extraível na 4ª etapa.

Foi também observada tendência de aumento dos teores de zinco total nos dois solos, com a adição das doses I e II dos resíduos (Tabela 35). Conforme os teores de zinco dos resíduos (Tabela 3), são adicionados somente $0,15$ e $0,76 \text{ kg ha}^{-1}$ do metal por cada tonelada de composto de lixo e de lodo de esgoto (em base seca) aplicada, respectivamente. À exceção do tratamento CIII, na 4ª etapa no solo LVd, a adição do sal solúvel aumentou os teores totais de zinco nos dois solos.

Tabela 34. Teor de zinco extraível (mg dm^{-3}) do solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	1,1 bA	1,4 cA	1,0 cA	1,1 bA
2- Calcário + NPK	1,0 bA	1,2 cA	0,7 cA	1,0 bA
3- Comp. de lixo dose I	1,5 bA	2,5 cA	2,8 cA	4,8 bA
4- Comp. de lixo dose II	2,0 bA	3,2 cA	4,1 cA	7,0 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	37,6 aD	86,4 aC	119,3 aB	158,3 aA
6- Lodo de ETE dose I	3,7 bA	4,7 cA	7,4 cA	8,2 bA
7- Lodo de ETE dose II	4,4 bA	6,2 cA	9,7 cA	8,5 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	36,1 aD	76,7 aC	100,5 aB	140,1 aA
solo LVd				
1- Testemunha	5,9 cA	6,6 cA	6,4 bA	6,8 bA
2- Calcário + NPK	5,6 cA	6,6 cA	6,0 bA	6,9 bA
3- Comp. de lixo dose I	6,5 cA	8,4 cA	9,4 bA	9,8 bA
4- Comp. de lixo dose II	6,9 cA	9,1 cA	10,7 bA	11,3 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	54,8 bC	112,6 bB	172,3 aA	174,8 aA
6- Lodo de ETE dose I	7,9 cA	10,9 cA	14,3 bA	12,5 bA
7- Lodo de ETE dose II	9,0 cA	12,6 cA	18,5 bA	14,6 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	60,3 aC	127,8 aB	169,1aA	174,7 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Tabela 35. Teor total de zinco (mg kg^{-1}) no solo no final de cada etapa (médias de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	8,3bA	8,3cA	10,1bA	9,0bA
2- Calcário +NPK	8,3bA	8,3cA	10,1bA	9,4bA
3- Comp.de lixo dose I	10,bA	12,3bcA	13,9bA	15,4bA
4- Comp de lixo dose II	10,0bA	13,7bcA	16,5bA	19,4bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	50,7aC	107,7abBC	173,6aAB	226,5aA
6- Lodo de ETE dose I	12,0bA	12,0bcA	17,6bA	19,9bA
7- Lodo de ETE dose II	12,7bA	12,7bcA	19,6bA	20,3bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	51,3bC	115,0aBC	179,0aAB	242,0aA
solo LVd				
1-Testemunha	68,0bA	68,0bA	65,8bA	67,2bA
2- Calcário +NPK	67,0bA	67,0bA	66,0bA	68,1bA
3- Comp.de lixo dose I	66,7bA	66,7bA	70,2bA	72,0bA
4- Comp de lixo dose II	67,3bA	67,3bA	70,9bA	74,7bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	128,3aB	128,3abB	301,7aA	359,1aA
6- Lodo de ETE dose I	68,7bA	68,7bA	79,8bA	80,8bA
7- Lodo de ETE dose II	73,7bA	73,7bA	81,0bA	84,1bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	134,0aC	222,7aB	308,0aA	314,2aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis). Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Chumbo total

Os teores de chumbo total nos tratamentos com adição de quantidades crescentes de resíduos (CI, CII, LI e LII) foram estatisticamente semelhantes aos determinados nos tratamentos testemunha, nos dois solos (Tabela 36). Nos tratamentos com adição de PbCl_2 (CIII e LIII) os teores aumentaram linearmente, nas diferentes etapas. Nestes tratamentos, em ambos os solos, os teores foram

maiores que 150 mg kg^{-1} já ao final da segunda etapa, valor este considerado limite máximo no solo pela norma da USEPA (1996).

Tabela 36. Teor total de chumbo (mg kg^{-1}) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	7,0 bA	6,0 bA	8,2 bA	7,0 bA
2- Calcário +NPK	6,3 bA	6,0 bA	7,5 bA	5,6 bA
3- Comp. de lixo dose I	6,3 bA	6,0 bA	7,5 bA	7,0 bA
4- Comp. de lixo dose II	6,3 bA	6,0 bA	8,9 bA	8,2 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	91,0 aC	198,0 aBC	296,5 aAB	342,6 aA
6- Lodo de ETE dose I	5,7 bA	8,0 bA	8,9 bA	7,0 bA
7- Lodo de ETE dose II	6,7 bA	8,0 bA	8,9 bA	9,9 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	100,3 aD	195,7 aC	294,3 aB	351,8 aA
solo LVd				
1- Testemunha	23,0 bA	23,7 bA	25,6 bA	23,2 bA
2- Calcário +NPK	21,0 bA	23,0 bA	25,6 bA	16,8 bA
3- Comp. de lixo dose I	20,3 bA	22,7 bA	25,6 bA	22,5 bA
4- Comp. de lixo dose II	22,3 bA	24,3 bA	27,0 bA	24,6 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	129,7 aD	240,3 aC	344,1 aB	471,9 aA
6- Lodo de ETE dose I	22,3 bA	22,0 bA	24,8 bA	26,7 bA
7- Lodo de ETE dose II	21,0 bA	25,0 bA	30,9 bA	25,3 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	151,3 aD	250,3 aC	347,4 aB	491,6 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

A concentração média de chumbo no lodo foi de 86 mg kg^{-1} e no composto de lixo 28 mg kg^{-1} (Tabela 4) valores considerados relativamente baixos, quando comparados ao limite máximo permitido em lodos para a aplicação no solo adotado pela Comunidade Económica Europeia (CEE, 1986) que é de 750 mg kg^{-1} . A legislação americana (USEPA, 1996) tolera até 840 mg kg^{-1} de chumbo no solo (Tabela 7).

Níquel total

O teor de níquel total na camada superficial do solo não foi afetado pela adição dos resíduos nas doses I e II, em relação às testemunhas, em ambos os solos (Tabela 37). Entretanto, nos tratamentos com adição desse metal na forma de sal solúvel e pelos resíduos, foi observado aumento progressivo dos teores em ambos os solos.

Tabela 37. Teor total de níquel(mg kg⁻¹) no solo no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	1,7 aA	1,3 bA	0,8 bA	0,9 bA
2- Calcário +NPK	1,3 aA	1,3 bA	0,8 bA	1,3 bA
3- Comp. de lixo dose I	1,0 aA	1,0 bA	1,4 bA	1,3 bA
4- Comp. de lixo dose II	1,0 aA	1,0 bA	1,1 bA	1,3 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,7 aC	13,7 aBC	19,1 aAB	23,1 aA
6- Lodo de ETE dose I	1,0 aA	1,0 bA	0,9 bA	0,9 bA
7- Lodo de ETE dose II	1,0 aA	1,0 bA	1,1 bA	0,9 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	7,0 aC	14,0 aBC	18,2 aAB	23,7 aA
solo LVd				
1- Testemunha	48,3 abA	48,3 cA	44,2 bA	45,6 bA
2- Calcário +NPK	47,0 abA	47,0 cA	46,4 bA	46,8 bA
3- Comp. de lixo dose I	45,3 bA	46,0 cA	42,3 bA	46,2 bA
4- Comp. de lixo dose II	46,0 bA	46,0 cA	42,6 bA	43,8 bA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	54,7 aC	59,3 abBC	67,9 aAB	71,1 aA
6- Lodo de ETE dose I	45,7 bA	50,3 bcA	46,1 bA	49,8 bA
7- Lodo de ETE dose II	46,0 bA	48,0 cA	44,5 bA	47,1 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	55,7 aC	61,7 aBC	69,5 aAB	72,6 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

Cádmio total

O teor de cádmio total na camada superficial do solo não foi alterado com a adição de dos resíduos, nas doses I e II, em relação às testemunhas, em ambos os solos (Tabela 38). Entretanto, nos tratamentos com adição deste metal (CIII e LIII) foi observado aumento progressivo em ambos os solos, a partir da segunda etapa.

Tabela 38. Teor total de cádmio (mg kg^{-1}) no solo no final de cada etapa (média de três repetições).

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
2- Calcário +NPK	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
3- Comp.de lixo dose I	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
4- Comp de lixo dose II	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	0,5 aC	1,0 aBC	1,7 aAB	2,0 aA
6- Lodo de ETE dose I	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
7- Lodo de ETE dose II	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,5 aC	1,1 aBC	1,7 aAB	2,0 aA
solo LVd				
1-Testemunha	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
2- Calcário +NPK	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
3- Comp.de lixo dose I	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
4- Comp de lixo dose II	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	0,5 aC	0,9 abBC	1,6 aAB	2,2 aA
6- Lodo de ETE dose I	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
7- Lodo de ETE dose II	0,2 aA	0,2 bA	0,2 bA	0,2 bA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,5 aC	1,0 aBC	1,6 aAB	2,2 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Ao final da quarta etapa, os teores no solo situaram-se entre 2,0 e 2,2 mg kg⁻¹. Estes valores são maiores que os limites máximos aceitos pelas legislações de alguns países (Tabela 1), mas próximos do adotado no Estado do RS (2,5 kg ha⁻¹). A legislação Americana (USEPA, 1996), entretanto, aceita valores de até 20 mg kg⁻¹ de solo, embora estes valores sejam considerados muito elevados por alguns autores (Wallace & Wallace, 1994; McBride, 1995).

4.1.4.7 Translocação de metais no perfil do solo

Os teores totais dos metais (Cu, Zn, Pb, Ni e Cd) nas camadas de solo de 20 a 30 cm e de 30 a 55 cm determinados nas amostras coletadas ao final da quarta etapa são dados nas Tabelas 39 e 40, respectivamente. Pode-se observar que não foi detectada a translocação desses metais para as camadas subsuperficiais dos dois solos com a aplicação dos resíduos nas doses I e II (sem a adição dos metais na forma solúvel).

A adição de cobre na forma de sal solúvel, entretanto, favoreceu a lixiviação deste metal para as camadas subsuperficiais, no solo PVd, no tratamento com adição de lodo de esgoto (LIII). Embora o cobre apresente grande capacidade de formação de complexos de baixa solubilidade com a fração orgânica do solo (Meurer, 2004), o baixo pH (4,0 - Tabela 25) e a presença de compostos orgânicos de baixo peso molecular podem ter favorecido a translocação do metal para horizontes subsuperficiais, no solo com menor teor de argila e óxidos. No solo LVd, este efeito não foi estatisticamente significativo.

A adição de zinco ao lodo de esgoto provocou a translocação deste metal para as camadas subsuperficiais, nos dois solos. Este efeito pode ter sido devido às maiores quantidades adicionadas deste resíduo, à maior solubilidade do metal em pH baixo, e à formação de complexos com compostos orgânicos de baixo peso molecular; conforme Hayes & Traina (1998), o zinco é fracamente adsorvido à matéria orgânica, óxidos e argila em pH baixo do solo.

A manutenção do pH do solo entre 6,0 e 6,5 é indicada para as áreas com descarte de resíduos com elevados teores de metais (Tedesco et al. 1993;

Soon, 1981; McBride et al. 1997b). No caso da adição de resíduos orgânicos de reação ácida, o monitoramento do pH do solo deve ser continuado até a estabilização do mesmo.

Tabela 39. Teor total de metais pesados (mg kg^{-1}) no solo (camada de 20 a 30 cm) (média de três repetições)

Tratamentos	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd
solo PVd					
1-Testemunha	7,5 b	15,0 b	6,6	1,4	0,3
2- Calcário +NPK	7,2 b	14,8 b	6,8	1,3	0,3
3- Comp.de lixo dose I	6,9 b	15,4 b	6,5	1,3	0,3
4- Comp de lixo dose II	7,2 b	16,4 b	6,7	1,5	0,3
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	7,5 b	16,5 b	6,6	1,7	0,5
6- Lodo de ETE dose I	7,6 b	16,3 b	6,8	1,4	0,3
7- Lodo de ETE dose II	7,4 b	16,3 b	6,4	1,3	0,3
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	10,5 a	26,0 a	6,9	1,8	0,5
solo LVd					
1-Testemunha	78,8 a	74,0 b	22,3	45,6	0,3
2- Calcário +NPK	79,9 a	74,7 b	21,5	46,8	0,3
3- Comp.de lixo dose I	78,6 a	73,0 b	22,4	46,2	0,3
4- Comp de lixo dose II	80,0 a	74,7 b	22,7	43,8	0,3
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	79,6 a	78,1 b	24,0	46,1	0,4
6- Lodo de ETE dose I	80,6 a	77,8 b	23,1	45,8	0,3
7- Lodo de ETE dose II	79,2 a	76,1 b	24,0	46,1	0,3
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	83,2 a	88,2 a	23,5	48,6	0,5

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Outro fator a ser considerado para o descarte de resíduos é a CTC do solo, o que já é previsto em algumas legislações (Tabela 1); Rodrigues et al. 1993; DoE/NWC, 1981; Asserhoff et al. 1970).

Solos com maior CTC podem adsorver mais eficientemente os metais, pela formação de complexos de esfera interna com compostos orgânicos de alto peso molecular ou com óxidos de Fe e/ou Al. O teor de argila (ou óxidos)

poderia também ser adotado no estabelecimento de quantidades máximas cumulativas de metais a serem aplicadas no solo. Esta característica do solo pode ser facilmente determinada em laboratório, não sendo afetada pelo manejo dos resíduos, em áreas sem erosão superficial.

Não foram também observadas translocações significativas de chumbo, níquel e cádmio para camadas subsuperficiais dos dois solos, mesmo com a adição destes metais aos resíduos (tratamentos CIII e LIII), (Tabelas 39 e 40). O chumbo, mesmo adicionado em grande quantidade aos solos (1.000 kg ha^{-1} de chumbo), permaneceu na camada superficial do solo (Tabela 36), indicando a formação de compostos ou ligações químicas de grande estabilidade no solo (McBride, 1994; Alloway, 1995).

Foi observada a tendência de aumento do teor de cádmio nas camadas subsuperficiais dos dois solos, quando este foi adicionado aos dois resíduos. Quantidades de 70 e 80 % do adicionado permaneceram na camada superficial dos solos PVd e LVd, respectivamente, ao final da quarta etapa (Tabela 38). Como este metal forma complexos de menor estabilidade com os componentes minerais do solo (Bell et al., 1991; Berti & Jacobs, 1996), pode ter ocorrido lixiviação do mesmo no perfil do solo, na forma de composto orgânico de baixo peso molecular.

Tabela 40. Teor total de metais pesados (mg kg^{-1}) no solo (camada de 30 a 55 cm) (média de três repetições)

Tratamentos	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd
solo PVd					
1-Testemunha	7,5 b	15,0 b	6,6 a	1,4 a	0,3 a
2- Calcário +NPK	7,2 b	15,3 b	6,8 a	1,3 a	0,3 a
3- Comp.de lixo dose I	6,9 b	15,0 b	6,5 a	1,3 a	0,3 a
4- Comp de lixo dose II	7,2 b	15,0 b	6,7 a	1,5 a	0,3 a
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	7,5 b	15,5 b	6,6 a	1,4 a	0,5 a
6- Lodo de ETE dose I	7,6 b	16,3 b	6,8 a	1,4 a	0,3 a
7- Lodo de ETE dose II	7,4 b	17,3 b	6,4 a	1,3 a	0,3 a
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	9,5 a	25,0 a	6,9 a	1,6 a	0,5 a
solo LVd					
1-Testemunha	78,8 a	74,0 b	23,3 a	46,2 a	0,3 a
2- Calcário +NPK	79,9 a	75,4 b	22,5 a	47,1 a	0,3 a
3- Comp.de lixo dose I	78,6 a	74,5 b	24,4 a	44,2 a	0,3 a
4- Comp de lixo dose II	80,0 a	75,7 b	21,7 a	45,1 a	0,3 a
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	79,6 a	76,1 b	24,5 a	46,8 a	0,5 a
6- Lodo de ETE dose I	80,6 a	78,8 b	22,1 a	45,1 a	0,3 a
7- Lodo de ETE dose II	79,2 a	76,1 b	24,5 a	46,9 a	0,3 a
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	83,2 a	88,2 a	24,3 a	47,9 a	0,5 a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.1.5 Fração do N recuperado na parte aérea das plantas e no lixiviado

As quantidades de N determinadas na parte aérea das plantas (Tabela 5) e no lixiviado (Apêndice 9) possibilitam calcular a fração do N total adicionado pelos resíduos que foi recuperada nestes compartimentos, com a utilização da Equação 1 (p. 42).

Os valores obtidos neste cálculo (Tabela 41) podem indicar a taxa de mineralização dos resíduos, no caso em que as perdas por volatilização ou por

desnitrificação sejam pequenas. Nas condições em que foi conduzido o experimento, essas perdas possivelmente não foram significativas. A inclusão da quantidade de N nas raízes das plantas (não determinada) na Equação 1 poderia portanto ser uma boa estimativa da mineralização do nitrogênio dos resíduos. Considerando-se entretanto que a quantidade de N nas raízes das plantas seja proporcional a quantidade determinada na parte aérea, os valores apresentados na Tabela 41 podem indicar a decomposição dos resíduos no solo, seja em curto prazo (1ª etapa) como na aplicação continuada (efeitos imediato e residual).

Na Tabela 41 pode ser observado que a fração do N total recuperado diminuiu com o aumento das doses dos resíduos adicionados, nos dois solos, e nas quatro etapas. Esta redução foi também observada em outros trabalhos (Segatto, 2001; Guenzi et al. 1978). O aumento da quantidade de material orgânico pode provocar a redução da taxa de mineralização por insuficiência do aporte de oxigênio por difusão, necessário aos processos microbiológicos de decomposição dos resíduos. Nestas condições, pode ocorrer a condição de desnitrificação. Este fato, entretanto, não deve ter ocorrido em grande escala, tendo sido determinada a presença de nitrato no lixiviado (Tabela 13). Foi também observado que, em média, a fração de N recuperado foi maior com a adição do lodo de esgoto, indicando ser este um material mais suscetível à biodegradação microbiana. O composto de lixo, por outro lado é um resíduo já estabilizado biologicamente, sendo mais lentamente decomposto no solo.

A fração de N recuperado na primeira etapa foi afetada também pelo tipo de solo: no solo PVd as diferenças entre os resíduos foram pequenas, diferentemente do que foi observado no solo LVd, em que os valores determinados foram aproximadamente três vezes maiores (Tabela 41). Estas diferenças decresceram nas etapas seguintes, indicando que pode ter ocorrido uma adaptação da microbiota na decomposição dos resíduos adicionados.

Tabela 41. Fração do nitrogênio total adicionado pelos resíduos que foi recuperada na parte aérea das plantas e no lixiviado, em % (média de três repetições)

Tratamentos	Etapa				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
solo PVd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	10,21 bC	18,74 bB	19,25 bB	21,35 bA	17,39 b
4- Com. de lixo dose II	7,52 cB	16,43 cA	14,70 cA	16,07 cA	13,68 c
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	4,05 dB	8,74 eA	9,62 eA	10,18 dA	8,15 e
6- Lodo de ETE dose I	12,85 aC	23,07 aB	24,00 aAB	25,79 aA	21,43 a
7- Lodo de ETE dose II	10,09 bC	18,22 bcB	21,19 bA	22,19 bA	17,92 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,90 cdC	11,00 dB	12,00 dB	15,79 cA	11,17 d
solo LVd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	10,79 dA	11,20 dA	12,62 cA	12,24 dA	11,71 d
4- Com. de lixo dose II	7,75 eB	10,35 dA	11,19 cA	10,79 dA	10,02 e
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	4,36 fC	6,23 eBC	8,19 eAB	8,48 eA	6,81 f
6- Lodo de ETE dose I	32,02 aA	28,40 aB	25,13 aC	24,85 aC	27,60 a
7- Lodo de ETE dose II	25,22 bA	24,92 bAB	23,09 aB	20,85 bC	23,52 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	18,44 cA	18,36 cA	17,52 bA	18,18 cA	18,12 c

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

4.2 Decomposição dos resíduos no solo

A decomposição aeróbica de resíduos orgânicos é o resultado de reações microbianas de oxidação, onde os microorganismos obtêm o carbono e a energia para o seu crescimento e funções celulares, pela transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples. Nestas reações, parte do carbono presente no resíduo é assimilado pela microbiota como fonte de carbono para produção do protoplasma celular, e parte é transformada em CO₂.

A atividade microbiana do solo pode ser alterada pela adição de resíduos orgânicos; dependendo do teor de nutrientes, da relação C/N e da composição do material, pode ocorrer estímulo (Hernandez et al., 1988) ou redução (Zibilske, 1987) da decomposição da matéria orgânica do solo. O efeito da adição de resíduos na decomposição do carbono nativo do solo é chamado de “efeito priming”, sendo a sua contribuição para o total de CO₂ produzido quantificada pela utilização de isótopos. Neste experimento, sem a marcação do carbono do material orgânico, a quantificação do CO₂ liberado devido à incorporação do substrato orgânico foi obtida pela diferença entre o CO₂ determinado no solo em que foi adicionado o resíduo e o determinado na testemunha.

4.2.1 Liberação de CO₂ e taxa de degradação

No presente trabalho, a estimativa da atividade microbiana foi avaliada pela determinação do carbono (C-CO₂) liberado em um período de 631 dias, em quatro etapas, sendo uma aplicação inicial e três reaplicações dos tratamentos.

Os resultados obtidos mostram o aumento da atividade microbiana do solo pela adição de lodo de esgoto, composto orgânico e adubação mineral, variando conforme as doses aplicadas. As quantidades cumulativas de C-CO₂ volatilizado em cada etapa do experimento são mostradas nas Figuras 5 a 8. As quantidades cumulativas totais de C-CO₂ volatilizado em 631 dias do experimento são dadas nas Figuras 9 e 10. As quantidades cumulativas de C-CO₂ produzidas até o final de cada etapa experimental são mostradas na Tabela 42.

Nas quatro aplicações dos resíduos, a maior parte do C-CO₂ foi liberado na fase inicial de cada etapa, em ambos os solos, e, inclusive, no tratamento testemunha; este fato indica que as maiores taxas de respiração dos microrganismos do solo com adição de materiais orgânicos ocorrem nos primeiros dias após a aplicação (Metzger & Yaron, 1987), conforme a dinâmica das populações microbianas heterotróficas, as quais oxidam, inicialmente, os compostos mais simples, ocorrendo um rápido desprendimento do carbono. Os

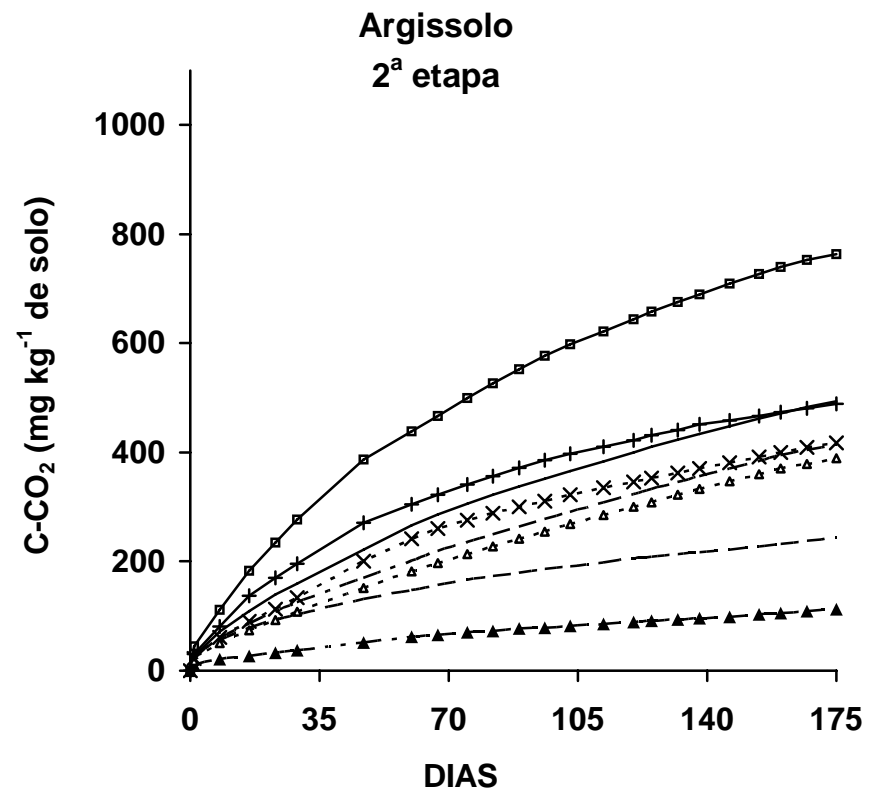
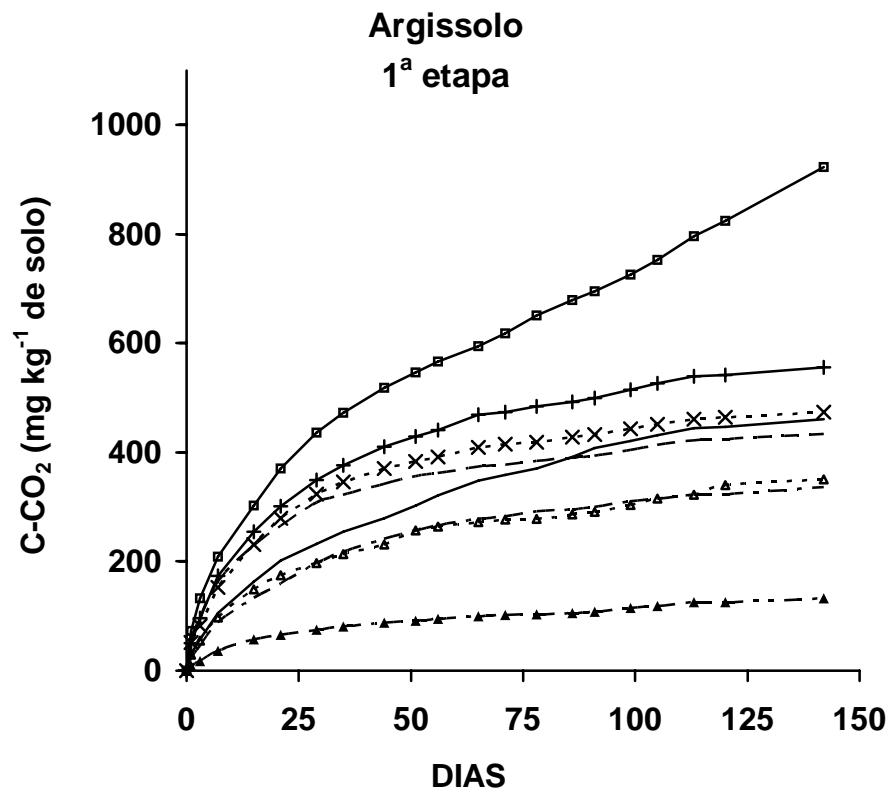
compostos mais complexos e de difícil decomposição são a seguir metabolizados com menores taxas de desprendimento de CO₂ (Alexander, 1977). Este fato indica que os estudos de curta duração podem fornecer informações úteis referentes à decomposição de resíduos no solo.

Tabela 42. Quantidade cumulativa de carbono (mg de C-CO₂ kg⁻¹ de solo) volatilizado durante a incubação, em cada etapa (média de duas repetições)

Tratamentos	C-CO ₂				Total
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa	
solo PVd					
1- Testemunha	132 eA	112 dA	89 dA	56 dA	389 g
2- Calcário + NPK	433 cdA	244 cB	171 dBC	125 cdC	974 f
3- Comp. de lixo dose I	351 dAB	389 bA	299 cB	197 bcC	1236 e
4- Comp. de lixo dose II	337 dA	415 bA	334 cA	214 bcB	1300 e
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	461 bcAB	494 bA	402 bcB	259 bC	1637 c
6- Lodo de ETE dose I	474 bcA	417 bAB	339 bcB	240 bC	1470 d
7- Lodo de ETE dose II	556 bA	490 bAB	442 bB	280 bC	1768 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	923 aA	756 aB	787 aB	437 aC	2910 a
solo LVd					
1- Testemunha	188 dA	197 dA	127 fA	156 eA	641 f
2- Calcário + NPK	400 cA	392 cA	234 eB	210 deB	1235 e
3- Comp. de lixo dose I	346 cA	351 cA	313 deAB	233 deB	1244 e
4- Comp. de lixo dose II	311 cBC	416 bcA	358 dAB	266 dC	1351 d
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	345 cC	450 bcAB	487 bA	377 bcBC	1657 c
6- Lodo de ETE dose I	606 bA	380 cB	371 cdB	294 cdB	1645 c
7- Lodo de ETE dose II	666 bA	510 bB	473 bcB	411 bB	2060 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1021 aA	791 aB	800 aB	712 aB	3324 a

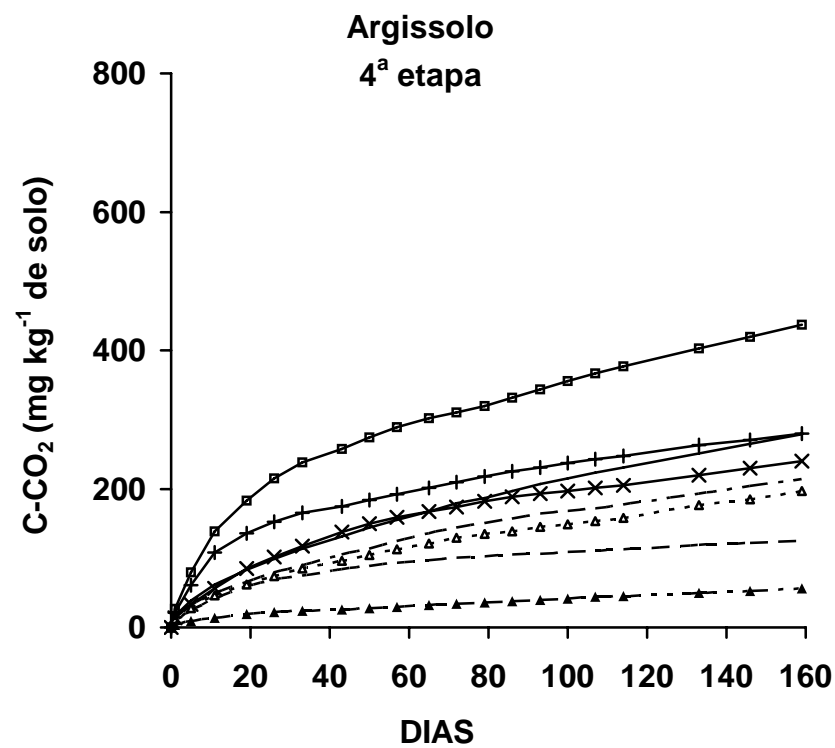
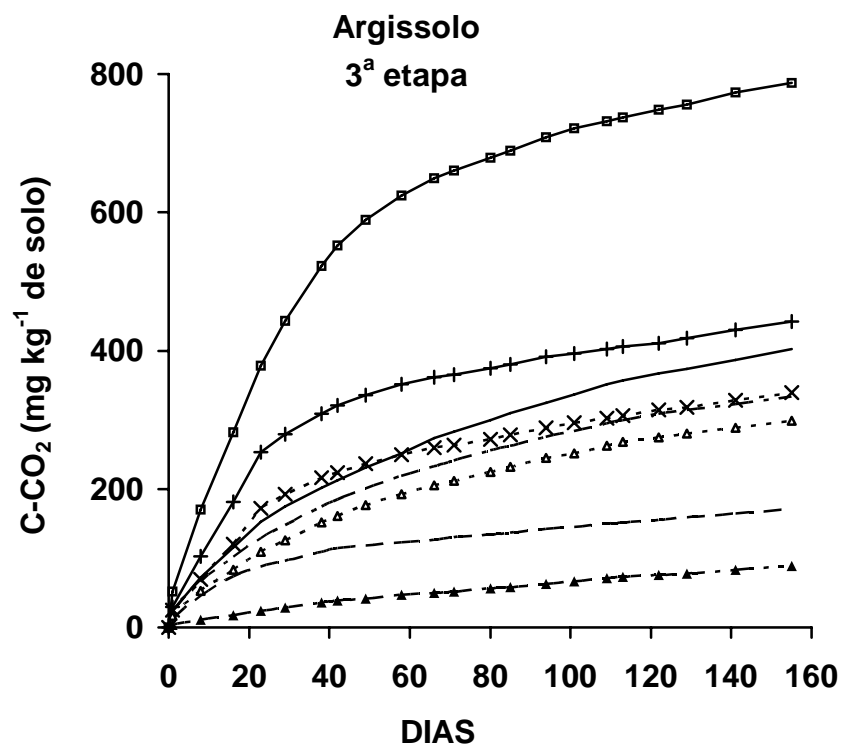
⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05).



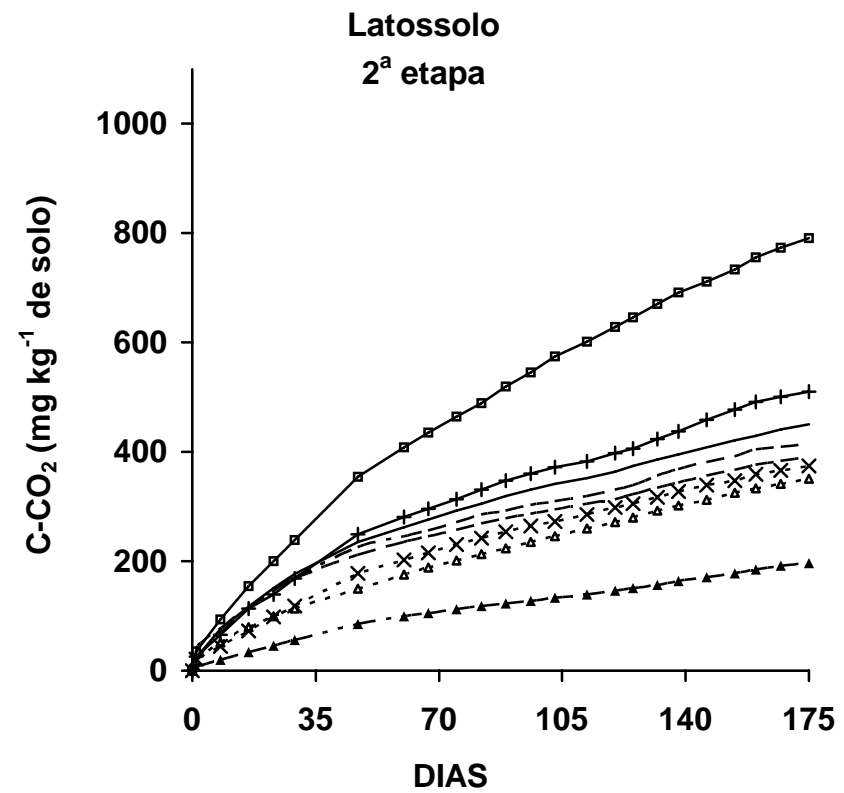
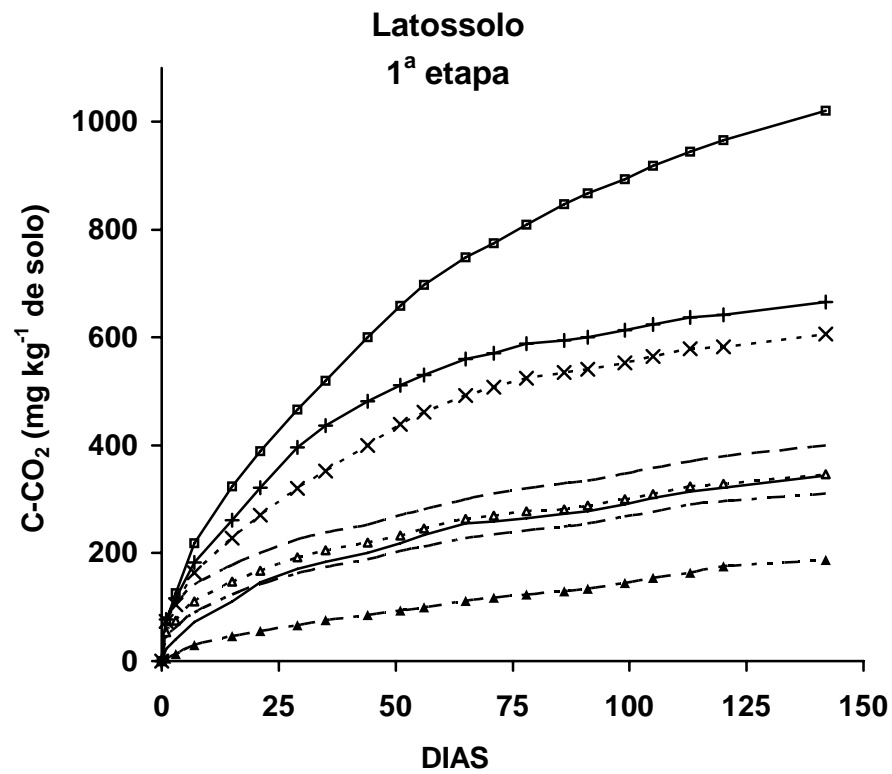
-▲- Test - - - NPK ···· CI -▲- CII — CIII ···· LI —+— LII —□— LIII

FIGURA 5. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado no solo PVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas (etapas).



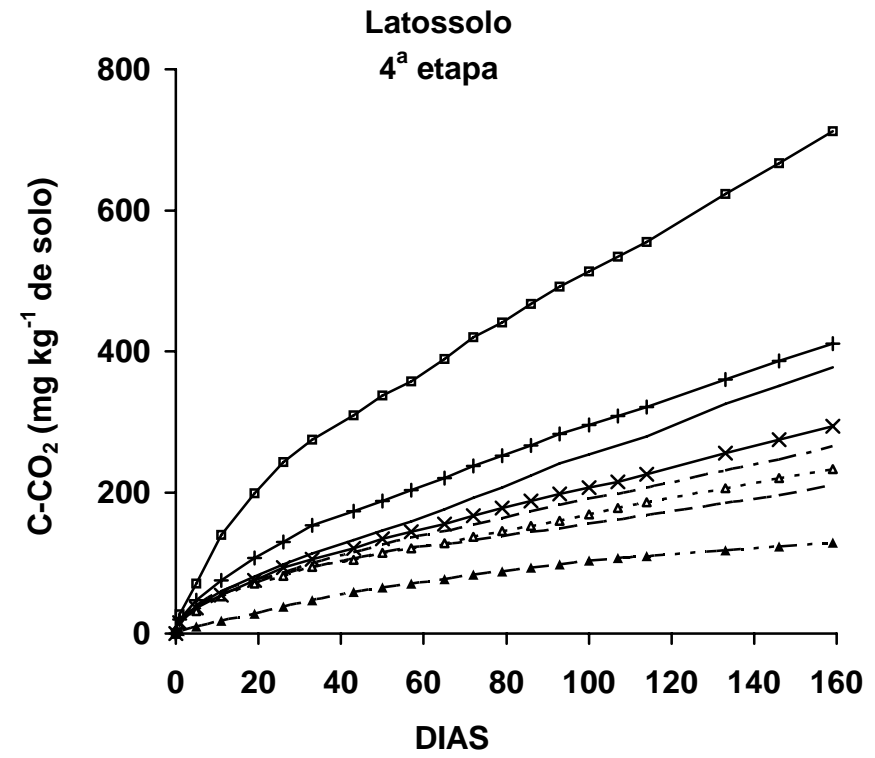
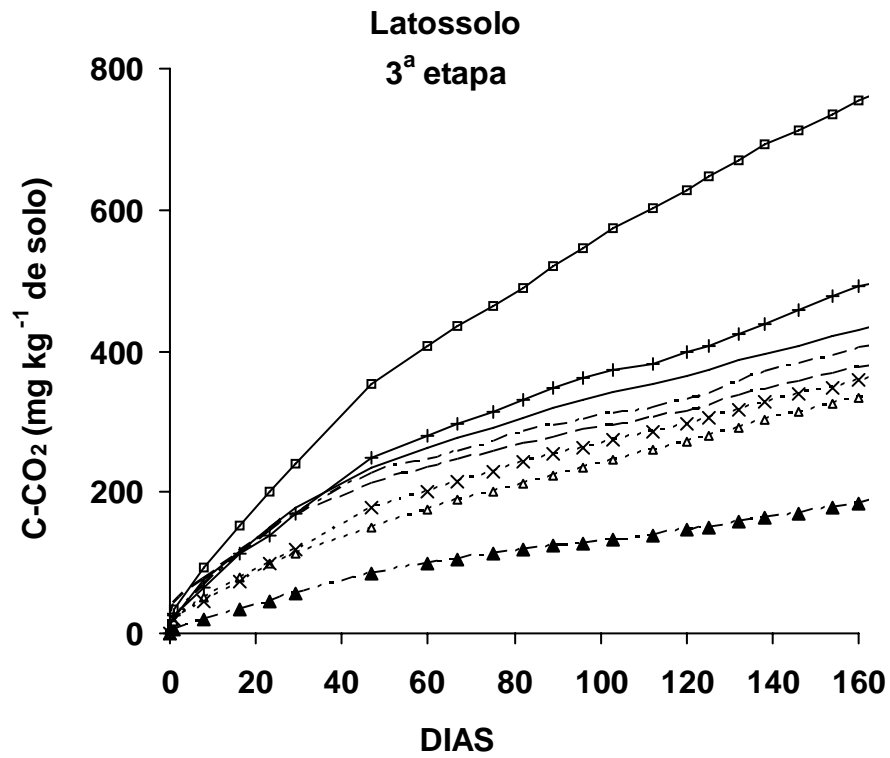
--*-- Test --- NPK -▲- CI - - - CII — CIII -×- LI —+— LII —□— LIII

FIGURA 6. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado no solo PVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas (etapas).



- - * - - Test - - - NPK - - * - - CI - - - CII ——— CIII - - * - - LI — + — LII — □ — LIII

FIGURA 7. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado no solo LVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas (etapas).



---▲--- Test --- NPK - - - ▲ - - - CI - - - - CII ——— CIII - - × - - LI — + — LII — □ — LIII

FIGURA 8. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado no solo LVd após cada adição de resíduos orgânicos em quatro aplicações sucessivas (etapas).

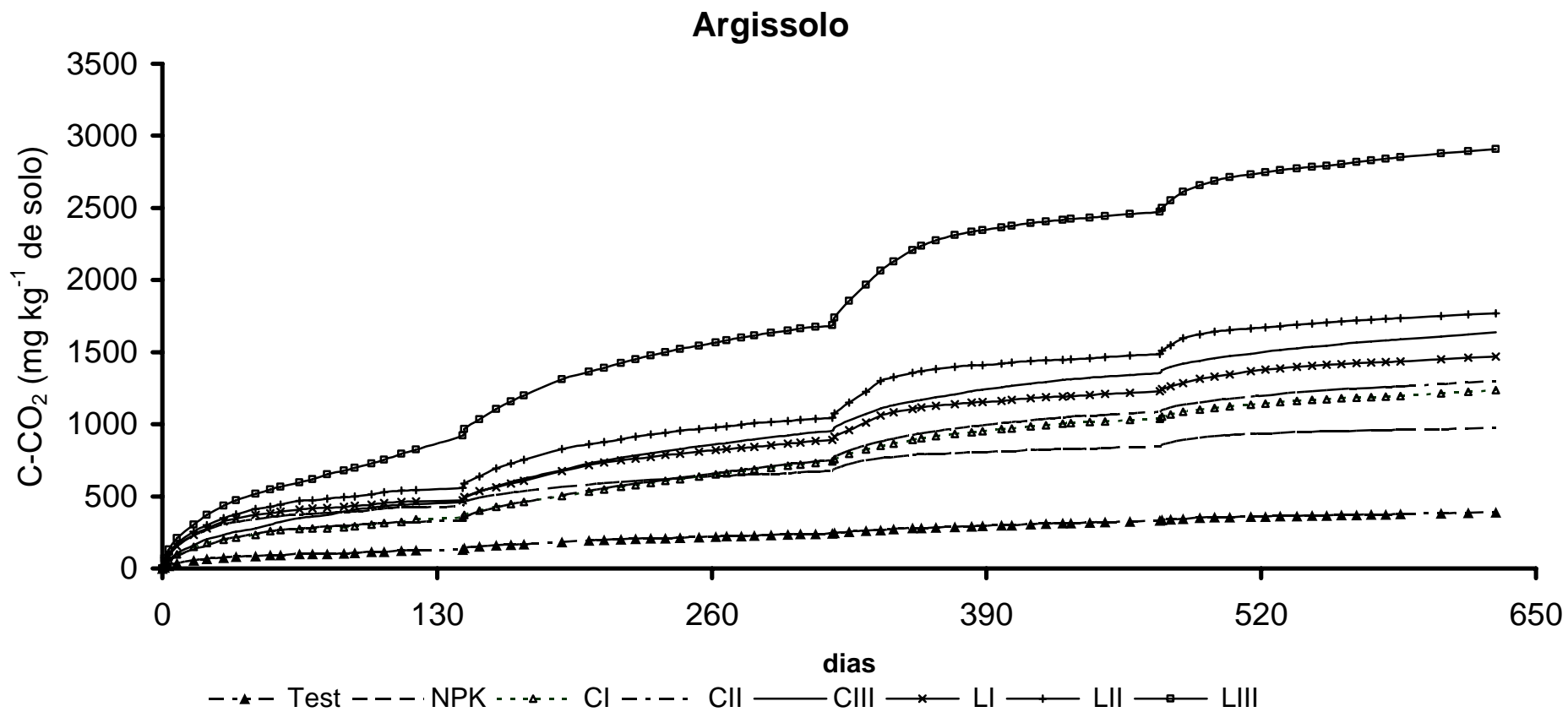


FIGURA 9. Quantidade cumulativa total de carbono (C-CO₂) volatilizado em solo PVd com adição de resíduos orgânicos nas quatro aplicações sucessivas (média de duas repetições).

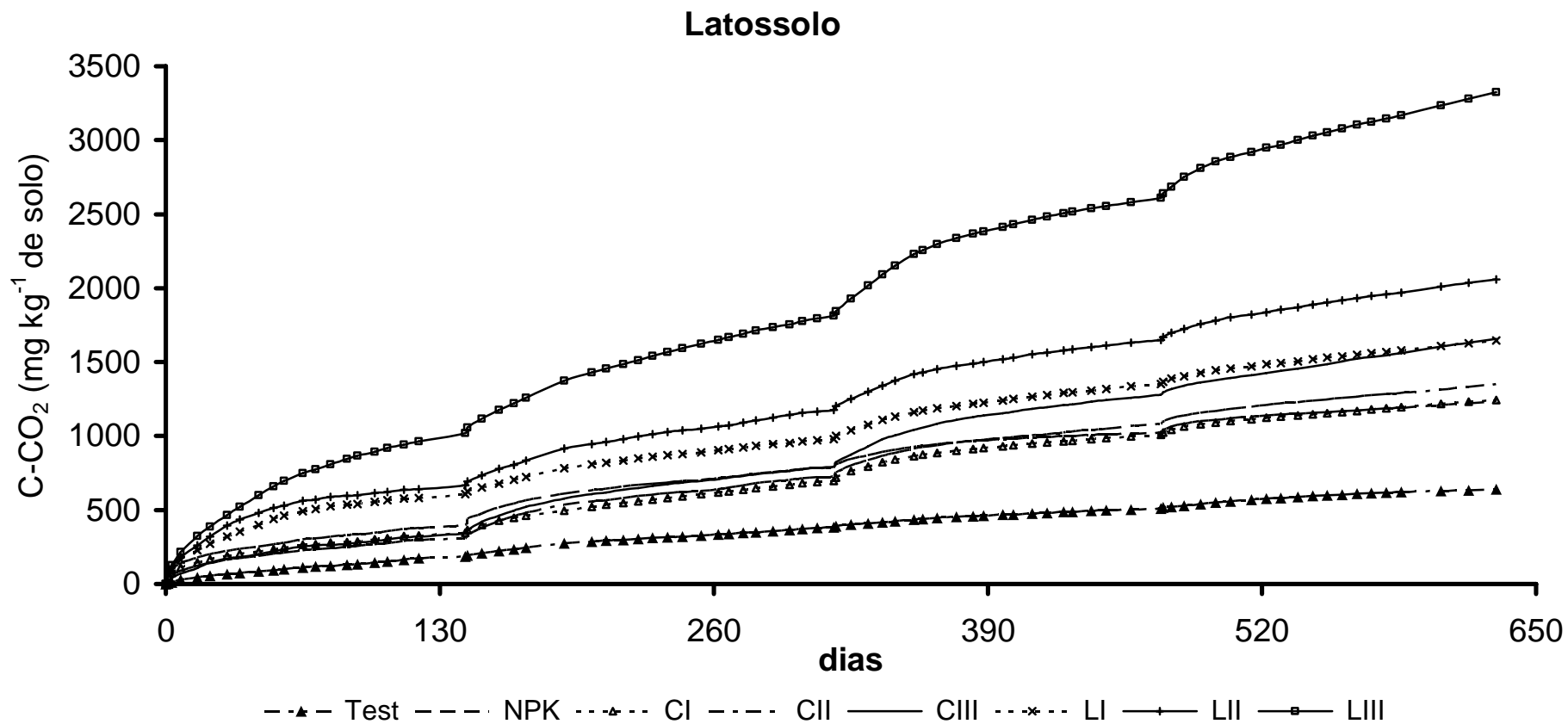


FIGURA 10. Quantidade cumulativa total de carbono (CO₂) volatilizado em solo LVd com adição de resíduos orgânicos nas quatro aplicações sucessivas (média de duas repetições).

A menor quantidade de C-CO₂ liberada em todas as etapas foi determinada no tratamento testemunha, devida somente à degradação da matéria orgânica do solo. Esta degradação é favorecida pelo manuseio do solo, com a fragmentação dos agregados, tornando os compostos orgânicos mais suscetíveis ao ataque dos microorganismos, e tendo por consequência um aumento imediato da taxa respiratória. Esta mineralização foi estimulada no tratamento com adição de NPK + calcário, pelo aumento do pH e do suprimento de nutrientes, indicando o alto potencial de degradação da matéria orgânica do solo em condições favoráveis. Entretanto, ao longo do tempo a liberação de C-CO₂ diminuiu, devido à degradação da fração da matéria orgânica mais facilmente decomponível, e à falta de adição de materiais orgânicos.

A decomposição do lodo de esgoto no solo pode ser avaliada pelo acréscimo de liberação de C-CO₂, que aumentou com a quantidade adicionada (LI, LII e LIII). Em ambos os solos, o tratamento com a adição de lodo de esgoto na dose III, proporcionou a maior liberação acumulada de CO₂, seguido do tratamento com a adição de lodo de esgoto na dose II (Tabela 42).

Nos tratamentos com lodo de esgoto, em geral, as maiores quantidades de CO₂ foram determinadas nas etapas iniciais, nos dois solos, indicando uma redução da atividade microbiana ao longo do tempo. Esta redução pode ter sido provocada pela possível presença de sítios de anaerobiose, devido ao aumento do teor de umidade do solo, uma vez que o lodo foi aplicado no seu estado natural de umidade. Outra possibilidade é a liberação de C na forma de metano, não sendo portanto quantificado todo o C liberado pela decomposição do resíduo (Moreira & Siqueira, 2002).

A adição de metais pesados (Pb, Cu, Zn, Ni e Cd) ao solo na forma de sais solúveis não afetou a atividade microbiana avaliada pela liberação de C-CO₂, em todas as etapas, em ambos os solos.

Os tratamentos com adição de composto orgânico apresentaram uma liberação de C-CO₂ inferior à determinada nos tratamentos com lodo de esgoto, em todas as etapas e nos dois solos. Na 1ª etapa do experimento, no solo PVd, as doses CI e CII, e no solo LVd todas as doses de composto orgânico, apresentaram uma liberação acumulada inferior ao tratamento com adição de

calcário + NPK (Tabela 42). A menor decomposição do composto orgânico pode ser justificada pelo processo de compostagem, resultando na maior estabilidade do material. Outra possibilidade é o menor teor de fósforo disponível para os microrganismos, pois somente no tratamento CI foi feita a complementação desse elemento. Em experimento a campo, Ferreira (1998) atribuiu o menor valor de P disponível à imobilização microbiana de P na decomposição de serragem cromada.

Ao final do experimento de incubação todos os tratamentos com adição de resíduos apresentaram uma liberação acumulada maior que a determinada no tratamento com adição de calcário + NPK (Figura 9 e 10 e Tabela 42).

A fração do carbono degradado nos tratamentos com aplicação de resíduos orgânicos no final de cada etapa foi calculada pela Equação 3 (p.43) Os valores são apresentados na Tabela 43.

O lodo de esgoto apresentou maior degradação do material orgânico adicionado em relação ao composto de lixo (Tabela 43). Esse comportamento é devido à maior biodegradabilidade dos seus compostos carbonados, por ser um material ainda não completamente estabilizado. Entre os solos, a maior degradação foi determinada no solo LVd. A diferença entre os solos pode estar relacionada à capacidade de utilização de substratos orgânicos pela microbiota do solo. Conforme Øvreås & Torsvik (1998), em geral, solos com maiores teores de matéria orgânica e argila apresentam maiores quantidade e diversidade microbiana do que solos com baixos teores de matéria orgânica.

A menor degradação do carbono incorporado nos tratamentos com adição de composto de lixo pode ser devida à maior recalcitrância desse material, por ser um produto já estabilizado pelo processo de compostagem. Embora nestas taxas de aplicação de resíduos tenham sido adicionadas grandes quantidades de N total, a mineralização do N orgânico dos mesmos pode ter sido insuficiente para o suprimento da microbiota do solo. Apesar do resíduo apresentar baixa relação C:N (Tabela 3), sua degradação é muito lenta, por ser um material já estabilizado na fase de compostagem.

A fração degradada diminuiu com o aumento da dose dos dois resíduos adicionados, em ambos os solos (Tabela 43). Interação negativa entre a taxa

de mineralização e a dose de resíduo aplicada ao solo foi também observada por Guenzi et al. (1978). Quando grande quantidade de material orgânico é adicionada ao solo, pode ocorrer a condição de anaerobiose, pois grandes quantidades de carbono e energia ativam a microbiota do solo, que requer alta demanda de oxigênio para o processo oxidativo. O suprimento de oxigênio por difusão é insuficiente para a demanda da microbiota, ocorrendo a formação de sítios de anaerobiose.

Tabela 43. Percentual do carbono degradado dos resíduos adicionados em cada etapa do experimento, avaliada pela liberação de C-CO₂ (média de duas repetições)

Tratamentos	Carbono degradado (%)				Média
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa	
solo PVd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	21,5 cB	24,4 bA	23,1 bAB	23,8 bAB	23,2 c
4- Comp. de lixo dose II	13,4 dB	16,6 cA	16,4 cA	17,0 cA	15,8 d
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	10,8 dA	11,6 dA	11,2 dA	11,5 dA	11,3 e
6- Lodo de ETE dose I	33,5 aA	31,7 aAB	29,3 aB	30,2 aB	31,2 a
7- Lodo de ETE dose II	27,7 bA	26,2 bA	25,2 bA	25,7 bA	26,2 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	25,8 bA	23,4 bA	23,2 bA	23,5 bA	24,0 c
solo LVd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	15,5 dB	20,4 cA	19,5 cA	18,8 cA	18,6 d
4- Comp. de lixo dose II	8,0 eB	14,9 dA	15,0 dA	14,9 dA	13,2 e
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,1 eB	8,9 eA	10,0 eA	10,8 eA	8,7 f
6- Lodo de ETE dose I	40,9 aA	39,2 aA	33,1 aB	32,1 aB	36,3 a
7- Lodo de ETE dose II	31,2 bAB	34,0 bA	29,4 bB	30,1 abB	31,2 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	27,2 cB	30,9 bA	27,3 bB	28,8 bAB	28,6 c

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

A deficiência de fósforo para a atividade microbiana foi evidenciada no tratamento CII. Na primeira etapa, em que não foi adicionado fósforo (Tabela 4), sua degradação foi semelhante estatisticamente à da dose CIII. Na segunda etapa o suprimento de fósforo propiciou o aumento da taxa de degradação, estabilizando-se nas outras etapas (Tabela 43).

4.2.2 Nitrogênio mineral (NH_4^+ e $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$)

No final de cada etapa de incubação, foi determinado o nitrogênio mineral (NH_4^+ e $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$) dos solos (Apêndice 11), sendo a soma dada na Tabela 44.

Ao final de todas as etapas de incubação, os menores teores de N mineral foram determinados nos tratamentos testemunha, sem a adição de fertilizantes ou de resíduos; nestes, o N-mineral provém da decomposição da matéria orgânica do solo. Esta mineralização é favorecida pelo manuseio do solo, com fragmentação dos agregados, tornando-a mais suscetível ao ataque dos microrganismos. Entre os solos, os maiores teores foram determinados no solo LVd, devido ao seu maior teor de matéria orgânica .

Nos tratamentos com adição de calcário + NPK, os teores de nitrogênio mineral aumentaram em todas as etapas. Estes aumentos são devidos às adições do nitrogênio na forma de uréia, por ocasião das reaplicações dos tratamentos (Tabela 4).

Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, os teores de nitrogênio mineral aumentaram em todas as etapas, devido às adições deste resíduo, aumentando com as quantidades adicionadas. As grandes quantidades acumuladas são devidas às adições na forma mineral (Tabela 4) e à fração mineralizada (Tabela 44).

Os aumentos dos teores de N mineral nos tratamentos com adição de composto de lixo foram menores do que com a adição de lodo (Tabela 43). Em todas as etapas estes teores foram menores do que os determinados no tratamento com calcário + NPK, demonstrando que esse nutriente pode limitar o rendimento de plantas como foi observado no experimento I (item 4.1.1). A mineralização do nitrogênio dos compostos orgânicos é afetada pela sua

relação C:N, dependendo entretanto do grau de estabilização do material (Hue, 1992). Os menores teores de N mineral determinados nos tratamentos com adição de composto de lixo indicam que a mineralização do N orgânico presente no composto de lixo ocorre lentamente.

Nos tratamentos com adição de lodo de esgoto, nas doses LI, LII e LIII, no solo PVd, aproximadamente 36, 33 e 32% do N orgânico incorporado foi mineralizado, respectivamente. No solo LVd a mineralização foi de aproximadamente 47, 44 e 43% respectivamente, indicando a maior degradabilidade deste material, quando em comparação ao composto de lixo. No tratamento com adição da maior dose de lodo (LIII) os teores de N mineral foram superiores aos determinados nos tratamentos com calcário + NPK, nos dois solos (Tabela 44). Estes dados indicam a disponibilidade de nitrogênio no solo com a aplicação deste resíduo e o suprimento para as culturas, conforme verificado no experimento em microparcelas (item 4.1.2.1).

Nos tratamentos com a adição de metais pesados (Pb, Cu, Zn, Ni e Cd) ao solo na forma de sais solúveis, foram observados os maiores teores de N mineral, em ambos os solos. Desta forma, não há indicação de que estas quantidades de metais tenham afetado a atividade microbiana.

Os percentuais de nitrogênio adicionado pelos resíduos que foram mineralizados foram estimados pela Equação 4 (p. 43) (Tabela 45). No solo PVd, em média aproximadamente 14, 12 e 8% do N orgânico incorporado nos tratamentos com composto de lixo, CI, CII e CIII, respectivamente, foi mineralizado, ao final do período de incubação. No solo LVd, a mineralização foi de aproximadamente 15, 13 e 9% respectivamente, nos mesmos tratamentos, indicando a grande estabilidade desse material após a compostagem. No processo de compostagem, a celulose e a hemicelulose são compostos orgânicos de moderada ou intermediária resistência à decomposição; a lignina é mais resistente, enquanto os açúcares simples ou os carboidratos não polimerizados, bem como as proteínas são as fontes de carbono mais disponíveis aos microrganismos (Moreira & Siqueira, 2002).

Outro fator limitante na degradação pode ser a falta de nitrogênio. Minihoni et al., (1990) determinaram que o nitrogênio foi o fator limitante da decomposição de vinhaça, bagaço de cana e palha de milho incubadas em

amostras de Latossolo Vermelho-amarelo. Entretanto, os teores determinados neste trabalho (Tabela 44) indicam que este fato não deve ter ocorrido neste trabalho.

Tabela 44. Teor de N-mineral (mg kg^{-1}), em cada etapa do experimento ($\text{NH}_4^+ + (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$) (média de duas repetições)

Tratamentos	N-mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no solo			
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa
solo PVd				
1- Testemunha	35,0 dB	34,8 fB	63,9 fA	68,4 gA
2- Calcário + NPK	115,5 aD	173,9 bC	262,9 bB	307,2 bA
3- Comp. de lixo dose I	51,2 dB	59,1 eB	107,5 eA	122,6 fA
4- Com. de lixo dose II	51,0 dB	66,2 eB	110,7 eA	128,2 fA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	56,5 cdC	75,4 deC	130,6 eB	158,9 eA
6- Lodo de ETE dose I	75,1 bcD	98,5 cdC	159,5 dB	183,1 dA
7- Lodo de ETE dose II	88,0 bD	121,9 cC	199,9 cB	227,8 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	135,4 aD	202,8 aC	335,0 aB	373,7 aA
solo LVd				
1- Testemunha	24,8 dC	37,5 eBC	44,9 gAB	57,9 gA
2- Calcário + NPK	110,4 bD	204,5 aC	279,9 bB	341,2 bA
3- Comp. de lixo dose I	39,0 dD	59,6 deC	91,3 fB	120,9 fA
4- Com. de lixo dose II	40,0 dD	68,3 dC	103,7 fB	127,8 fA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	43,0 dD	71,6 dC	136,1 eB	163,1 eA
6- Lodo de ETE dose I	74,7cD	110,6 cC	168,5 dB	208,9 dA
7- Lodo de ETE dose II	89,3 bcD	136,1 bC	220,0 cB	267,8 cA
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	148,5 aD	222,2 aC	381,6 aB	466,9 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Os valores das taxas de mineralização devem ser interpretados com cuidado, pois parte desse nitrogênio pode ser devida à mineralização do N orgânico do solo (nativo) em quantidade maior do que a determinada na testemunha, e parte do N do resíduo pode ter sido desnitrificada. As frações de

decomposição dos resíduos determinados pela liberação de CO₂ (Tabela 42) e pelo teor de N mineral (Tabela 44) mostram entretanto as mesmas tendências.

A pressuposição inicial de que a mineralização do nitrogênio dos resíduos poderia ser maior do que 50% do seu teor total, para as doses de aplicação mais baixas, não foi portanto confirmada.

Tabela 45. Taxa de mineralização do nitrogênio adicionado via resíduos em cada etapa do experimento (média de duas repetições)

Tratamentos	Nitrogênio mineralizado (%)				Média
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa	
solo PVd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	15,2 cA	15,2 bA	16,3 bA	17,1 bA	15,9 c
4- Comp. de lixo dose II	10,0 cdA	13,1 bcA	11,7 bcA	12,5 bcA	11,8 d
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	6,7 dA	8,5 cA	8,3 cA	9,5 cA	8,2 d
6- Lodo de ETE dose I	37,5 aA	39,8 aA	35,8 aA	35,9 aA	37,2 a
7- Lodo de ETE dose II	33,1 abA	36,3 aA	34,0 aA	33,3 aA	34,2 ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	31,4 bA	35,0 aA	33,9 aA	31,8 aA	33,3 b
solo Pvd					
1- Testemunha	---	---	---	---	---
2- Calcário + NPK	---	---	---	---	---
3- Comp. de lixo dose I	13,3 cB	13,8 cB	17,4 bAB	19,7 bA	16,0 c
4- Comp. de lixo dose II	9,5 cdB	12,8 cAB	14,7 bcA	14,5 bcA	12,9 c
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,7 dB	7,1 dAB	11,4 cA	10,9 cA	8,8 d
6- Lodo de ETE dose I	46,8 aA	45,7 aA	46,4 aA	47,1 aA	46,5 a
7- Lodo de ETE dose II	40,3 bA	41,1 abA	43,7 aA	43,7 aA	42,2 b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	38,7 bA	38,5 bA	42,1 aA	42,6 aA	40,4 b

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05), em cada solo.

4.2.3 pH do solo

A acidez dos solos foi corrigida na primeira etapa, visando a atingir pH 6,0; nos tratamentos com adição de resíduos a quantidade de corretivo indicada pelo valor de neutralização dos mesmos foi subtraída da dose de calcário adicionada. Os efeitos dos tratamentos no pH do solo em as todas etapas são apresentados na Tabela 46.

Tabela 46. Valor de pH em água do solo no final de cada etapa (média de duas repetições)

Tratamentos	Valores de pH			
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa
solo PVd				
1- Testemunha	4,8 eA	4,9 eA	5,0 dA	5,1 cA
2- Calcário + NPK	7,6 aA	7,5 aA	7,1 aB	6,7 aC
3- Comp. de lixo dose I	6,7 bA	6,5 bcA	6,7 aA	6,7 aA
4- Com. de lixo dose II	6,2 cdB	6,6 bAB	7,0 aA	6,7 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,9 dB	6,5 bcA	6,9 aA	6,6 aA
6- Lodo de ETE dose I	6,7 bA	6,4 bcAB	6,2 bBC	5,9 bC
7- Lodo de ETE dose II	6,9 bA	6,2 cdB	6,0 bcBC	5,7 bC
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	6,6 bcA	5,9 dB	5,7 cBC	5,2 cC
solo LVd				
1- Testemunha	5,0 eA	5,1 deA	5,1 cdA	5,0 cA
2- Calcário + NPK	6,7 aA	6,6 aA	6,4 aA	5,6 bB
3- Comp. de lixo dose I	6,2 bA	6,1 bA	6,1 abA	6,0 aA
4- Com. de lixo dose II	6,1 bA	6,1 bA	6,1 abA	6,1 aA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	5,3 deB	5,4 cdB	5,7 bAB	6,1 aA
6- Lodo de ETE dose I	5,9 bcA	5,6 cA	5,2 cB	5,0 cB
7- Lodo de ETE dose II	5,6 cdA	5,4 cdAB	5,2 cB	4,7 cC
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,4 deA	4,8 eB	4,7 dB	4,1 dC

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Os valores de pH nos tratamentos com calcário + NPK, em ambos os solos, determinados nas diferentes etapas evidenciam os processos naturais

de acidificação do solo, favorecidos pela adição de uréia e de superfosfato triplo na adubação. Entretanto, por ser um sistema fechado, esses efeitos não foram tão intensos quanto no experimento em vasos (item 4.1.4.1).

Os efeitos da aplicação do composto de lixo sobre o pH do solo são apresentados na Tabela 46. Nas diferentes etapas do experimento foi verificada interação significativa entre os tratamentos e as épocas de aplicação. Na primeira época, os tratamentos com as doses maiores de composto de lixo receberam menores doses de calcário atingindo menores valores de pH. O efeito alcalinizante do composto de lixo foi mais evidente na 3ª e na 4ª épocas, sendo igual ou significativamente superior ao tratamento com calcário + NPK. Em geral, o valor do pH apresentou acréscimos em função da reaplicação e da dose, o que sugere um efeito crescente sobre o pH, através de aplicações sucessivas do resíduo. Aumentos no valor do pH de solos em decorrência da aplicação de composto de lixo foram também observados por Hortenstine & Rothwell (1972), Mazur et al. (1983b), Cassol (1987) e Oliveira (2000).

Os efeitos da aplicação do lodo de esgoto sobre o pH do solo são mostrados na Tabela 46. Durante as etapas do experimento foi observada interação significativa entre os tratamentos e épocas de aplicação. Na primeira época, em função do valor de neutralização, as maiores doses de lodo de esgoto receberam as menores doses de calcário, atingindo os menores valores de pH. O lodo de esgoto apresentou entretanto potencial de acidificação do solo. O efeito acidificante do lodo de esgoto foi observado em todas as doses e épocas, em ambos os solos, sendo mais evidente nas doses mais elevadas.

O poder de acidificação exercido pelos resíduos está relacionado com o comportamento de sua carga orgânica no solo. Algumas explicações têm sido utilizadas para justificar os fenômenos responsáveis pela redução do pH de solos com a adição de resíduos orgânicos. King & Morris (1972), Simeoni et al. (1984) e Pietz et al. (1989) atribuem a acidificação à nitrificação do nitrogênio amoniacal e à oxidação de sulfetos. Chang et al. (1991) atribuem a redução do pH à nitrificação do amônio e à produção de ácidos durante a decomposição.

No presente estudo, a acidificação do solo nos tratamentos com adição de lodo de esgoto possivelmente foi devida à nitrificação do amônio, sendo nessa forma a maior presença de N-mineral em todas as etapas (Apêndice 11).

5 CONCLUSÕES

Os dados obtidos possibilitam concluir que:

1- As adições de composto orgânico de lixo e de lodo de estações de tratamento de esgotos até as quantidades de $117,3 \text{ t ha}^{-1}$ e $46,0 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente, em quatro aplicações no período de dois anos supriram as necessidades de N e parte do P para as culturas de milho (verão) e de aveia (inverno);

2- Os teores dos metais Cu, Zn, Pb, Ni e Cd na parte aérea das plantas cultivadas não apresentam níveis de contaminação nos tratamentos com as quantidades dos resíduos especificadas acima;

3- Não foram determinados teores dos metais Cu, Zn, Pb, Ni e Cd na água de lixiviação superiores aos limites aceitos na legislação para águas destinadas ao consumo humano, com a aplicação das quantidades de resíduos especificadas acima;

4- O potencial de rendimento das plantas, tanto com adubação orgânica ou mineral, é maior no solo LVd do que no solo PVd;

5- As adições dos resíduos aumentaram os teores de matéria orgânica e nitrogênio dos solos, a partir da primeira aplicação; aumentos nos teores de cobre e zinco também foram observadas com a aplicações sucessivas dos resíduos, principalmente no caso do lodo de esgoto;

6- Não foram observados aumentos significativos nos teores de Ni, Cd e Pb no solo, com as aplicações dos resíduos, até as doses especificadas anteriormente;

7- O pH dos solos aumentou com as aplicações sucessivas de composto de lixo, e diminuiu com a utilização do lodo de esgoto;

8- O enriquecimento do lodo com metais na forma de sais solúveis (Cu, Zn, Pb, Cd e Ni) provocou aumentos nas quantidades absorvidas de Cu, Zn, Ni e Cd pelas plantas e nos teores de todos os solos; não interferindo entretanto na atividade microbiana do solo;

9- Não foi observada translocação de metais para camadas subsuperficiais dos solos, com a aplicação dos resíduos nas doses especificadas;

10- A decomposição dos resíduos, avaliados tanto pela formação de CO_2 como pelo nitrogênio mineral, diminuiu com as quantidades do material orgânico adicionado; e

11- Nas taxas de aplicação especificadas acima, a mineralização média dos resíduos foi de 14,5% para o composto de lixo e de 28,7% para o lodo de esgoto, com pequenas variações entre solos.

6 BIBLIOGRAFIA

ABDOU, F.M.; EL-NENNAH, M. Effect of irrigating loamy sand soil by liquid sewage sludge on its content of some micronutrients. **Plant and Soil**, The Hague, v.56, p. 53-57, 1980.

AGBIN, N.N.; SABEY, B.R.; MARKSTROM, D.C. Land application of sewage sludge: V. Carbon dioxide production as influenced by sewage sludge and wood waste mixtures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.3, n. 4, p. 446-451, 1977.

ALEXANDER, M.I. H. **Introduction to soil microbiology**. 2 ed. New York: Jonh Wiley, 1977. 472p.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2 ed. Glasgow: Blackie Academic, 1995. 364 p.

ALVES, W.L.; MELO, W.J.; FERREIRA, M.E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 729-736, 1999.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 9-16, 1997.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.22, p.345-353, 1998.

AMARAL, R.D.; BARROS, N.F.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F. Efeito de um resíduo da indústria de zinco sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p. 433-440, 1996.

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

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Gestão publica do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 281 - 312.

ANGLE, J.S. Sewage sludge: pathogenic considerations. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E; DOWDY, R.H. (Eds) **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison, ASA, 1994. p. 34-39.

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.

ASSERHOFF, B.; SCHROEDER, S.A. BRACKMAN, P.S. Salmomellessis in the United States – a five year review. **American Journal epidemiology**, Oxford, v. 92, p. 13-24, 1970.

BARBARICK, K.A.; IPPOLITO, J.A. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biossolids applied to dryland winter wheat. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 1345 - 1351, 2000.

BARRETTO, M.C.V. **Degradação da fração orgânica de diferentes resíduos e efeitos em algumas propriedades químicas e físicas de dois solos**. 1995. 106 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “ Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 9-25.

BELL, P.F.; JAMES, B.R.; CHANEY, R.L. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, p.481-486, 1991.

BENGTSON, G.W; CORNETTE, J.J. Disposal of composted municipal waste in plantation of young slash pine: effects on soil and trees. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, p. 441-444, 1973.

BERTI, W.R.; JACOBS, L.W. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.25, p.1025-1032, 1996.

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

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 259 - 268.

BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 737-744, 1999.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 109p.

BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. Micronutrientes. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fertilidade do solo e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS: Gênese, 2004. 326p.

BOEIRA, R.C. Lodos de esgoto acidificam o solo? In: REUNIÃO SULBRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 5., 2004, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SBCS-NRS, 2004. 4p. CD-ROM.

BUSCHINELLI, C.C.A.; SIQUEIRA, J.H.R. Lixo urbano: alternativas de manejo e questão da destinação final. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE MEIO AMBIENTE, 2., Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Curso de Pós-Graduação em Geografia da UFSC, 1989. p. 29-37.

CANTARELLA, H. Calagem e adubação do milho. In: BÜLL, L.T.; CANTARELLA, H. (Eds.). **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba, SP: POTAFOS, 1993. p. 147-185.

CASSOL, P.C. **Aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto em solo**. 1987. 84 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1987.

CASTILHOS, D.D. **Alterações químicas e biológicas devidas à adição de resíduos de curtume e de cromo hexavalente ao solo**. 1998. 160f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

CETESB. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação: manual técnico**. São Paulo, 1999. 33p (P 4.230).

CHANEY, R.L. Twenty years of land application research. **Biocycle**, Emmaus, v.31, n.9, p.54-59, 1990.

CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WARNEKE, J.E. Long term sludge applications on cadmium and zinc accumulation in swiss chard and radish. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.16, n.3, p. 217 – 221, 1987.

CHANG, A.T.; GRANATO, T.C.; PAGE, A.L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.4, p. 521 – 536, 1992.

CHANG, C.; SOMMERFELDT, T.G.; ENTZ, T. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, p. 475 – 480, 1991.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólidos em áreas agrícolas - critérios para projetos e operações.** São Paulo: CETESB, 1998. 36P. (Documento não homologado).

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA:** Política do meio ambiente – Brasil. Brasília: IBAMA, 1986. 232p. (Boletim técnico, 20)

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resoluções do CONAMA:** Política do meio ambiente - Brasil. Brasília: IBAMA, 1986. 232p. (Boletim técnico, 20).

CQFS/NRS. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** 10 ed. Porto Alegre: Embrapa – CNPT/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

CUNNINGHAM, J.D.; RYAN, J.; KEENEY, D.R. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.4, p. 455 – 460, 1975.

DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A. et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, p. 257 - 261, 1993.

DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G. et al. Eficiência agronômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 389-393, 1991.

DoE/NWC DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT/NATIONAL WATER COUNCIL. Report of sub committee on the disposal of sewage sludge to land. In: DoE/NWC. **Stading Tech. Comm Rep 20**, London, p.46-58, 1981.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. (Eds) **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 19th ed. Washington, DC: APHA: AWWA: WEF, 1995. 1082p.

ELLIOT, H.A.; SINGER, L.M. Effect of water treatment sludge on growth and elemental composition of tomato (*Lycopersicon esculentum*) shoots. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.19, p. 345-354, 1988.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: Embrapa-SPI, 1999. 412 p.

EPSTEIN, E.; KEANE, D.B.; MEISINGER, J.J. et al. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p. 217 - 222, 1978.

EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, p. 422 – 427, 1976.

ERNANI, P.R.; GIANELLO, C. Diminuição do alumínio trocável do solo pela incorporação de esterco de bovinos e camas de aviário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 161-165, 1983.

ESCOSTEGUY, P.A.V.; PARCHEN, C.A.P. SELBACH, P.A. Bactérias enteropatogênicas em composto de lixo domiciliar, solo e planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, p. 365- 369, 1993.

FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 45 - 68.

FERREIRA, A.S. **Efeitos da adição de resíduos de curtume e carbonífero nas plantas e no solo**. 1998. 104f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

FLORES, E.M. de. Contaminantes em ambientes aquáticos. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1999. p. 40-48.

FORTES NETO, P. **Compostagem natural do lixo domiciliar urbano através de leiras estáticas e revolvidas**. 1992. 87f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1992.

FRIGHETTO, R.T.S. Solo: depósito de poluentes ou sistema de filtro? In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27, 1999, Brasília. **Resumos...** Brasília: CPAC: SBCS, 1999. 1 CD-ROM

FULLER, W.H.; WARRICK, A.W. **Soil in waste treatment and utilization**. CRC, 1985. vol. 1. Land treatment.

GAIVIZZO, L.H.B. **Fracionamento e mobilidade de metais pesados em solo com descarte de lodo industrial**. 2001. 123f. Tese (Doutorado) Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; DE-POLLI, H. Biomassa na ciclagem de nutrientes. In: FERTIBIO-2000 BIODINÂMICA DO SOLO, 2., 2000, Santa Maria - RS. **Anais...** Santa Maria – RS: UFSM, 2000. (Cd-rom).

GIUSQUIANI, P.L.; PAGLIAI, M.; GIGLIOTTI, G. et al. Urban waste compost: Effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, p. 175 – 182, 1995.

GUENZI, W.D.; BEARD, W.E.; WATANABE, F.S. et al. Nitrification and desnitrification in cattle manure – amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p. 406 – 412, 1978.

HAYES, F.F.; TRAINA, S.J. **Soil Chemistry and ecosystem health**. In: HUANG, P.N. (Ed.). Metal ion speciation and its significance in ecosystem health. Madison: SSSA, 1998. p.45-84.

HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; LAX, A. et al. Transformation of carbon and nitrogen in a calciorthid soil amended with a range of organic residues. **Plant and Soil**, The Hague, v.105, n.2, p. 205-211, 1988.

HOHLA, G.N.; JONES, R.L.; HINESLY, T.D. The effects of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, n.4, p. 559-563, 1978.

HOLANDA, J.S.; MIELNICZUK, J.; STAMMEL, J.G. Utilização de esterco e adubo mineral em quatro seqüências de culturas em solo de encosta basáltica do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.6, p. 47-51, 1982.

HORTENSTINE, C.C.; ROTHWELL, D.F. Use of municipal compost in reclamation of phosphate-mining sand tailings. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.1, n.4, p. 415-418, 1972.

HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soil on pH, aluminium, exchangeable NH₄ and crop yields. **Soil Science**, Baltimore, v.119, p. 227-237, 1975.

HSIEH, Y.P.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: 1. organic carbon transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, n. 1, p. 54-59, 1981.

HUE, N.V. Correcting soil acidity of a highly weathered ultisol with chicken manure and sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.23, p. 241-264, 1992.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico, 2000**. Disponível em: <http://www.ibge.net/home/default.php>. Acesso em: 30 mar. 2002.

INMAN, J.C.; McINTOSH, M.S.; FOSS, J.E.; WOLF, D.C. Nitrogen and phosphorus movement in compost-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.4, p. 459 – 462, 1982.

JENKINSON, D.S. The priming action. In: FAO/IAEA TECHNICAL MEETING. **The use of isotopes in soil organic matter studies**. Oxford: Pergamon Press, 1966. p. 199-208.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 1986. 365p.

KEENEY, D.R.; WILDUNG, R.E. Chemical properties of soils. In: ELLIOT, L.F.; STEVENSON, F.J. (Ed.). **Soils for management of organic wastes and waste waters**. Madison : SSSA/ASA/CSAA, 1977. p.77–100.

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

KING, L.D. Soil heavy metals. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.T.; FONTES, M.P.F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado..** Viçosa : SBCS : UFV- DPS, 1996. p.823–836.

KING, L.D.; MORRIS, H.D. Land disposal of liquid sewage sludge: II The effect on soil pH, manganese, zinc, and growth and chemical composition of rye (*Secale cereale L.*). **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.1, n.4 p. 425-429, 1972.

KRAY, C.H. **Efeito da aplicação e da reaplicação de resíduos carbonífero e de curtume no solo e nas plantas.** 2001. 91f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

LINDEMANN, W.C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p. 1072 - 1077, 1984.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils.** New York: John Wiley, 1979. 499p.

LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E.; RYAN, J.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops; sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, n. 2, p. 534-550, 1997.

LOPES, A.J.R.; STAMFORD, N.P.; FIGUEIREDO, M.U.B.; BURITY, H.A.; FERRA, E.B. Respostas da aplicação de composto de lixo urbano, nitrogênio mineral e produtos mineralizantes na fixação de N₂ e no rendimento de caupi. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, n.1, p. 55-62, 1996.

MAGDOFF, F.R.; CHROMECH, F.W. Nitrogen mineralization from sewage sludge. **Journal of Environmental Science Health**, New York, v.12, p. 191 - 201, 1977.

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

MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p.379-386, 1996.

MATTIAZZO, M.E. Premissas básicas no estudo da possibilidade de uso agrícola de resíduos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13., 1996, Águas de Lindóia - SP. **Anais...** Campinas: [s.n.], 1996. (Cd-rom).

MATTIAZZO-PREZZOTO, M.E. Química ambiental e Agronomia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20, 1992, Piracicaba – SP. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 157-178.

MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 157-159, 1983b.

MAZUR, N.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A.C.X Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 153-156, 1983a.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soil**. New York: Oxford, 1994. 406p.

McBRIDE, M.B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances Soil Science**, New York, v.10, p.1-56, 1989.

McBRIDE, M.B. Soluble trace metals in alkaline stabilized sludge products. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.578–584, 1998.

McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, n.1, p. 5 – 18, 1995.

McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J.J.; SAUVÉ, S. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. **Soil Science**, Baltimore, v.162, n.7, p.487-500, 1997a.

McBRIDE, M.B.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 337-346, 1997b.

McGRATH, S.P.; CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; WITIER, R. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. **Environmental Review**, Ottawa, v.2, p.108–118, 1994

McLEAN, J.E.; BLEDSOE, B.E. **Behavior of metals in soils**. Washington: USEPA, 1992. p.25. (Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018).

MELLO, S.C. **Variação nos atributos de solos e no desenvolvimento do tomateiro em estufa com aplicação de materiais orgânicos**. Piracicaba: ESALQ, 1998. 100 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109 - 142.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. Resíduos urbanos e industriais e qualidade do ambiente. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria – RS. **Anais...** Santa Maria - RS: UFSM, 1999. p. 49-64.

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

METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. **Advances in Soil Science**, [S.l.]: v.7, p. 141-163, 1987.

MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 2, ed. Porto Alegre: GENESIS, 2004. 290p.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 1-8.

MILLER, R. H. Factors affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.3, p. 376-380, 1974.

MINHONI, M.T.A.; EIRA, A.F.; CARDOSO, E.J.B.N. Efeitos da adição de N e P sobre a decomposição de diferentes tipos de material orgânico no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, p. 297-304, 1990.

MORAES, S.P. **Utilização de composto de lixo em solo agrícola**. 1990. 104f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1990.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626p.

OBERLE, S.L., KEENEY, D.R. Interactions of sewage sludge with soil-crop-water systems. In: **Sewage sludge: land utilization and the environment**. Madison, SSSA, 1994. p. 17-29.

OLIVEIRA, C.F.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13, 1996, Águas de Lindóia - SP. **Anais...** Campinas: [s.n.], 1996. (Cd-rom).

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. Piracicaba: ESALQ, 2000. 247f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” , Piracicaba, 2000.

ØVREÅS, L.; TORSVIK, V. Microbial diversity and community structure in two different soil agricultural communities. **Microbial Ecology**, New York, v.36, n.3, p.303-315, 1998.

PAGE, A.L.; CHANG, A.C. Overview of the past 25 year; technical perspective. In: CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; DOWDY, R.H. (Eds) **Sewage sludge: land utilization and the environment**. ASA: Madison, 1994. p. 3-6.

PAIS, I.; JONES Jr., J.B. **The handbook of trace elements**. Boca Raton: St. Lucie, 1997. 223p.

PARCHEN, C.A. **Condução, monitoramento e avaliação do processo de compostagem natural do lixo urbano**. 1988. 133f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1988.

PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, n.1, p. 150 - 156, 1983.

PEIXOTO, R.T.G. Matéria orgânica e a dinâmica das cargas elétricas dos solos: processos e conseqüências. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 14., Rio de Janeiro, 1997. **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. 1 CD-ROM.

PIETZ, R.I.; CARLSON, C.R.; PETERSON JÚNIOR, J.R.; ZENZ, D.R.; LUEHING, C. Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material; III. Effects on percolate water composition. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.18, p. 174-179, 1989.

PRADO, R.M.; FERNANDES, F.M. Resposta da cana-de-açúcar à aplicação da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p. 199-207, 2001.

RODELLA, A.A. **Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. Piracicaba: ESALQ, 1996. 148 f. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1996.

RODRIGUES, A.L.M.; ANGHINONI, M.C.M.; TEDESCO, M.J. et al. Critérios técnicos para disposição no solo de resíduos sólidos de curtume. In: CONGRESSO DA UNIÃO INTERNACIONAL DOS QUÍMICOS E TÉCNICOS DA INDÚSTRIA DO COURO, 22., 1993, Porto Alegre. **Boletim**. Porto Alegre: FEPAM, 1993. 14p.

RYAN, J.A.; KEENEY, D.R.; WALSH, L.M. Nitrogen transformation and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, n.4, p. 489 - 492, 1973.

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

SBCS/NRS. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3 ed. Passo Fundo: Embrapa – CNPT/Núcleo Regional Sul, 1995. 224p.

SCOLMEISTER, D. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 1999. 78f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

SEGATTO, M.P. **Efeitos da aplicação de resíduos industriais no solo e nas plantas.** 2001. 151f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

SENA, J.O.A. **Fertilidade de solo e rendimento de culturas em um solo na encosta basáltica sulriograndense, após cinco anos de exploração intensiva, submetido à adubação orgânica e mineral.** 1985. 131f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1985.

SIMEONI, L.A.; BARBARICK, K.A.; SABEY, B.R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.13, n.2, p. 264-268, 1984.

SIMS, J.T.; CUNNINGHAM, S.D.; SUMNER, M.E. Assessing soil quality for environmental purposes: roles and challenges for soil scientists. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, p.20–25,1997.

SIMS, J.T.; KLINE, J.S. Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, p.387-395, 1991.

SOMMERS, L.E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.2, p. 225 - 232, 1977.

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; YOST, K.J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, n.3, p. 303 – 306, 1976.

SOON, Y.K. Solubility and sorption of cadmium in soils amended with sewage sludge. **Journal Soil Science**, v. 32, p. 85-95, 1981.

STEHOUWER, R.C.; WOLF, A.M.; DOTY, W.T. Chemical monitoring of sewage sludge in Pennsylvania: variability and application uncertainty. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.3, p. 1686 – 1695, 2000.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry: Genesis, composition, reactions.** 2 ed. New York: John Wiley, 1995. 496p.

STEWART, B.A.; MEEK, B.D. Soluble salt considerations with waste application. In: ELLIOTT, L.F.; STEVENSON, F.J. (Eds.). **Soils for management of organic wastes and waste waters.** Madison: SSSA/ASA/CSSA, 1977. p. 219-231.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A., (Ed) **Methods of soil analysis.** Madison: American Society of Agronomy, 1965. P. 1551-1572. Pt. 2: Chemical and microbiological properties (Agronomy series, 9).

STRAUS, E.L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215 - 224.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed Porto Alegre: Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; RIBAS, P.I.F.; CARVALHO, E.B. Long term effects of petrochemical activated sludge on plant and soil. Plant growth and metals absorption. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE MANAGEMENT IN THE CHEMICAL AND PETROCHEMICAL INDUSTRIES, 3., 1993, Salvador. **Preprints**. Salvador, 1993. p.371-378.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.43, p. 494-499, 1979a.

TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, n.4, p. 342-347, 1979b.

TESTER, C. F.; SIKORA, L.J.; TAYLOR, M. et al. Decomposition of sewage sludge compost in soil: I. carbon and nitrogen transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.4, p. 459-462, 1977.

TESTER, C. F.; SIKORA, L.J.; TAYLOR, M. et al. Decomposition of sewage sludge compost in soil: III. carbon and nitrogen transformation in different sized fractions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, n.1, p. 79-83, 1979.

TESTER, C.F. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 54, p. 827 - 831, 1990.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 245 - 258.

TISDALE, S.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. et al. **Soil fertility and fertilizers**. 5 ed. New York: McMillan, 1993. 634p.

TRINDADE, A.V.; VILDOSO, C.I.A.; MUCHOVEJ, R.M.C.; COSTA, L.M. Interação de composto de lixo urbano e fungos micorrízicos na nutrição e crescimento do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, n.2, p. 199-208, 1996.

U.S.EPA. **Standards for the use and disposal of sewage sludge**. Washington: EPA, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503).

VELLOSO, C.A.C.; BORGES, A.L.; MUNIZ, A.S. et al. Efeito de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.49, n.1, p. 123-128, 1992.

VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Eds.) **Microbiologia do solo**. Campinas, SP: SBCS, 1992.

VIETS Jr., F.G. The plants needs for and use of nitrogen. In: BARTHOLOMEW, W.V.; CLARK, F.E. (Eds.) **Soil nitrogen**. Madison: ASA, 1965. P. 504 - 554.

VOLKWEISS, S.J. Química da acidez dos solos. In: SEMINÁRIO CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO, 2., 1989, Santa Maria. **Anais**. Santa Maria: UFSM, 1989. p.7-38.

WALLACE, A.; WALLACE, G.A. A possible flaw in EPA's 1993 new sludge rule due heavy metal interactions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.25, n 1-2, p. 129-135, 1994.

WITTY, J.E.; FLACH, K.W. Site selection as related to utilization and disposal of organic wastes. In: ELLIOT, L.F.; STEVENSON, F.J. (Ed.). **Soils for management of organic wastes and waste waters**. Madison: SSSA, 1977. p.327-348.

XIN, T.H.; TRAINA, S.J.; LOGAN, T.J. Chemical properties of municipal solid waste compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.3, p. 318-329, 1992.

ZIBILSKE, L.M. Dinamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. **Soil Science**, Baltimore, v.143, n.1, p. 26-33, 1987.

7 APÉNDICE

Apêndice 1. Quantidades totais de metais pesados (kg ha^{-1}) adicionado em ambos os solos via resíduos e sais solúveis após as quatro etapas do experimento

Tratamentos	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd
1- Testemunha	-----	-----	-----	-----	-----
2- Calcário + NPK	ND	ND	ND	ND	ND
3- Comp. de lixo dose I	5,2	14,6	2,0	2,6	<0,2
4- Comp. de lixo dose II	7,8	22,0	3,0	3,8	<0,2
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	280,0	560,0	70,0	1000,0	5,0
6- Lodo de ETE dose I	44,6	28,9	0,8	3,2	<0,2
7- Lodo de ETE dose II	66,8	43,3	1,2	4,7	<0,2
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	280,0	560,0	70,0	1000,0	5,0

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

ND = não determinado.

Apêndice 2. Matéria seca da parte aérea das plantas (g vaso⁻¹) cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapa				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
Solo PVd					
1- Testemunha	<1 c	<1 c	2 bc	1 b	1 c
2- Calcário + NPK	28 a	23 b	58 a	43 a	38 ab
3- Comp. de lixo dose I	15 b	30 ab	57 a	49 a	38 ab
4- Comp. de lixo dose II	15 b	37 a	58 a	54 a	41 ab
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	20 ab	35 a	71 a	55 a	45 a
6- Lodo de ETE dose I	20 ab	23 b	54 a	43 c	35 b
7- Lodo de ETE dose II	20 ab	22 b	63 a	45 a	37 ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	21 ab	<1 c	3 b	2 b	6 c
solo LVd					
1- Testemunha	10 c	9 d	18 d	10 c	12 e
2- Calcário + NPK	82 a	32 ab	102 a	52 ab	67 a
3- Comp. de lixo dose I	47 b	27 bc	65 e	44 b	46 d
4- Comp. de lixo dose II	50 b	35 ab	88 ab	49 ab	55 bc
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	54 b	36 ab	101 a	60 a	63 ab
6- Lodo de ETE dose I	86 a	32 ab	83 abc	46 ab	62 ab
7- Lodo de ETE dose II	85 a	39 a	101 a	50 ab	69 a
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	90 a	21 c	67 bc	13 c	48 cd

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 3. Teor de nitrogênio (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapa				Média
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)	
Solo PVd					
1- Testemunha	20,0 a	13,8 ab	10,0 a	9,0ab	13,2
2- Calcário + NPK	12,4 b	13,3 b	8,5b	7,7bc	10,5
3- Comp. de lixo dose I	10,9 bc	12,4 b	7,3cd	6,1d	9,1
4- Comp. de lixo dose II	10,7 bc	13,2 b	6,7d	6,0d	9,1
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	9,6 c	13,6 ab	8,1bc	6,2d	9,4
6- Lodo de ETE dose I	10,5 bc	14,1 ab	7,4cd	7,4cd	9,8
7- Lodo de ETE dose II	11,5 bc	14,0 ab	8,4b	7,1cd	10,2
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	12,0 b	16,0 a	8,7b	10,0a	11,7
Solo LVd					
1- Testemunha	16,1 a	19,2 a	14,7a	9,6a	14,9
2- Calcário + NPK	10,1 bc	13,0 b	8,4cd	8,7ab	10,0
3- Comp. de lixo dose I	7,9 d	13,8 b	6,6e	6,1c	8,6
4- Comp. de lixo dose II	7,8 d	14,1 b	7,0e	6,1c	8,7
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	7,9 d	15,2 b	8,7c	6,4c	9,5
6- Lodo de ETE dose I	8,5 cd	14,1 b	6,8e	5,9c	8,8
7- Lodo de ETE dose II	9,6 cd	14,4 b	7,5de	5,5c	9,2
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	12,0 b	20,3 a	13,2b	8,1b	13,4

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 4. Teor de fósforo (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	1,3 d	0,84 c	0,9c	0,9c
2- Calcário + NPK	1,5 cd	2,89 a	1,7ab	1,1bc
3- Comp. de lixo dose I	1,9 ab	2,95 a	2,1a	1,3ab
4- Comp. de lixo dose II	2,0 a	3,06 a	1,9ab	1,3ab
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,8 abc	3,30 a	1,7ab	1,4a
6- Lodo de ETE dose I	2,1 a	2,92 a	1,6ab	1,4a
7- Lodo de ETE dose II	2,0 a	2,01 b	1,3bc	1,3ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,7 bc	2,03 b	1,4bc	0,9c
Solo LVd				
1- Testemunha	1,1 c	1,03 b	1,0b	0,7c
2- Calcário + NPK	1,1 c	1,89 a	1,5ab	0,9bc
3- Comp. de lixo dose I	1,5 ab	2,22 a	1,7a	1,2ab
4- Com. de lixo dose II	1,6 a	2,19 a	1,7a	1,2ab
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	1,6 a	2,09 a	1,6ab	1,3a
6- Lodo de ETE dose I	1,2 bc	1,97 a	1,7a	1,2ab
7- Lodo de ETE dose II	1,1 c	1,96 a	1,8a	1,1ab
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	1,2 bc	1,61ab	1,0b	1,1ab

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 5. Teor de potássio (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	16,6 b	19,2 bc	15,0e	12,1b
2- Calcário + NPK	16,8 b	15,5 bcd	19,3abc	13,0b
3- Comp. de lixo dose I	17,3 b	19,5 b	21,1ab	17,3a
4- Com. de lixo dose II	38,3 a	17,9bcd	20,9ab	17,9a
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	40,6 a	27,1 a	22,7a	20,5a
6- Lodo de ETE dose I	18,2 b	13,4 cd	18,1bcd	11,6b
7- Lodo de ETE dose II	11,9 bc	12,3 d	17,0cd	10,2b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	8,3 c	19,5 b	19,0bc	13,0b
Solo LVd				
1- Testemunha	28,3 a	20,7 ab	19,9ab	11,5b
2- Calcário + NPK	13,6 cd	21,3 ab	18,9b	11,1b
3- Comp. de lixo dose I	18,1 bc	21,1 bc	21,6ab	17,5a
4- Com. de lixo dose II	24,5 ab	23,3 a	21,9ab	18,4a
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	25,6 a	26,5 a	22,6a	19,3a
6- Lodo de ETE dose I	10,8 d	15,9 bc	19,9ab	10,8b
7- Lodo de ETE dose II	11,2 d	13,9 c	20,2ab	9,1b
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	10,3 d	14,5 c	22,0ab	8,8b

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 6. Teor de cálcio (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	4,2 bcde	2,5 b	2,0c	2,6b
2- Calcário +NPK	4,4 bcd	5,1 a	2,8bc	2,4b
3- Comp.de lixo dose I	3,5 cde	4,6 a	3,2ab	2,3b
4- Comp de lixo dose II	3,2 de	4,5 a	3,6a	2,2b
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	2,9 e	4,8 a	3,8a	2,3b
6- Lodo de ETE dose I	4,7 bc	5,1 a	3,1ab	2,6ab
7- Lodo de ETE dose II	5,4 ab	4,9 a	2,4ab	2,7a
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	6,7 a	4,5 a	2,3c	2,6b
Solo LVd				
1-Testemunha	5,6 a	5,0 c	2,2c	3,4b
2- Calcário +NPK	3,9 b	5,8 abc	3,3b	2,0c
3- Comp.de lixo dose I	3,3 b	6,2 abc	3,3b	2,1c
4- Comp de lixo dose II	3,1 b	5,2 c	3,3b	2,0c
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	3,2 b	5,5 bc	3,7b	2,0c
6- Lodo de ETE dose I	3,6 b	6,2 abc	3,3b	2,0c
7- Lodo de ETE dose II	4,4 ab	6,7 ab	3,6b	2,3c
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	4,3 b	7,1 a	5,0a	4,2a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 7. Teor de magnésio (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas cultivadas nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1-Testemunha	2,4bc	2,9 b	1,6c	1,7a
2- Calcário +NPK	4,2 ab	4,9 a	2,4a	1,7a
3- Comp.de lixo dose I	4,0 ab	4,9 a	2,6a	1,8a
4- Comp de lixo dose II	2,8 bc	4,6 a	2,5a	1,7a
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	2,0 c	4,3 a	2,5a	1,7a
6- Lodo de ETE dose I	5,3 a	5,4 a	1,9b	1,9a
7- Lodo de ETE dose II	5,9 a	5,3 a	1,9b	1,8a
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,2 a	4,6 a	2,1b	1,7a
Solo LVd				
1-Testemunha	5,5 a	4,4 a	2,3ab	3,1b
2- Calcário +NPK	4,3 abc	3,9 a	2,2ab	2,1cd
3- Comp.de lixo dose I	3,4 bc	4,5 a	2,1b	2,2cd
4- Comp de lixo dose II	3,4 bc	3,8 a	2,1b	1,9d
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	2,7 c	3,6 a	2,1b	1,9d
6- Lodo de ETE dose I	5,2 ab	4,7 a	2,6a	2,5bcd
7- Lodo de ETE dose II	4,5 abc	4,8 a	2,2ab	2,7bc
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	5,0 ab	4,7 a	2,0b	3,8a

⁽¹⁾Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 8. Volume de água percolada nas quatro etapas (L vaso⁻¹) (média de três repetições)

Tratamentos	Etapas			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	10,47 aB	13,92 abA	11,40 aB	14,25 aA
2- Calcário +NPK	9,50 aB	12,94 bcA	6,17 bcC	7,71 bcBC
3- Comp.de lixo dose I	9,60 aB	12,74 bcA	5,20 bcC	6,50 bcC
4- Comp. de lixo dose II	9,62 aA	11,41 cA	4,84 bcB	6,05 cB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	9,64 aA	11,31 cA	4,49 cB	5,61 cB
6- Lodo de ETE dose I	9,68 aB	13,56 abA	5,42 bcC	6,77 bcC
7- Lodo de ETE dose II	9,87 aB	14,01 abA	6,78 bC	8,47 bBC
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	10,24 aC	15,08 aA	12,90 aB	16,13 aA
solo LVd				
1- Testemunha	7,37 aB	10,59 aA	8,01 aB	10,01 aA
2- Calcário +NPK	7,98 aB	9,81 abA	3,02 bC	3,78 bC
3- Comp.de lixo dose I	6,91 aB	10,63 aA	3,02 bC	3,78 bC
4- Comp. de lixo dose II	7,69 aA	9,34 abA	3,18 bB	3,97 bB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	7,09 aB	9,27 abA	2,76 bC	3,44 bC
6- Lodo de ETE dose I	7,30 aA	8,30 bA	3,32 bB	4,15 bB
7- Lodo de ETE dose II	7,37 aB	9,78 abA	4,19 bC	5,24 bC
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	7,36 aB	11,23 aA	6,37 aB	12,11 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em cada solo.

Apêndice 9. Quantidade de nitrogênio lixiviado (em mg vaso⁻¹), nas quatro etapas (média de três repetições)

Tratamentos	Nitrogênio (mg vaso ⁻¹)			
	1 ^a (milho)	2 ^a (aveia)	3 ^a (milho)	4 ^a (aveia)
solo PVd				
1- Testemunha	89,8 bB	177,3 dA	150,3 dA	50,3 cdC
2- Calcário + NPK	153,6 aB	323,8 bA	350,0 bA	178,2 bB
3- Comp. de lixo dose I	93,9 bA	88,5 fA	90,3 fA	26,9 dB
4- Comp. de lixo dose II	107,5 bA	86,6 fA	121,3 fA	27,0 dB
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	98,0 bA	126,2 eA	157,0 eA	32,7 dB
6- Lodo de ETE dose I	81,7 bB	194,9 dA	195,6 dA	27,4 dC
7- Lodo de ETE dose II	99,1 bB	263,9 cA	253,0 cA	75,9 cB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	114,9 bD	665,0 aC	800,0 aB	866,7 aA
solo LVd				
1- Testemunha	63,5 bB	170,1 bA	43,3 cdB	66,3 cdB
2- Calcário + NPK	111,8 aC	180,8 bD	266,7 aA	153,3 bB
3- Comp. de lixo dose I	13,6 cB	70,3 cdA	70,3 cA	38,9 dB
4- Comp. de lixo dose II	15,5 cB	43,9 dAB	26,3 dAB	51,0 cdA
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	18,1 cB	37,8 dB	29,9 dB	74,8 cA
6- Lodo de ETE dose I	17,6 cB	59,9 cdA	59,9 cdA	67,4 cdA
7- Lodo de ETE dose II	22,9 cB	70,5 cdA	53,8 cdA	46,7 cdAB
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	44,8 cD	355,1 aB	196,7 bC	623,0 aA

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05).

Apêndice 10. Teor de Al trocável no solo, no final de cada etapa (média de três repetições)

Tratamentos	Al (cmol _c L ⁻¹)			
	1ª etapa	2ª etapa	3ª etapa	4ª etapa
solo PVd				
1-Testemunha	0,5	1,0	0,8	0,9
2- Calcário +NPK	0,0	0,0	0,0	0,1
3- Comp.de lixo dose I	0,0	0,0	0,0	0,0
4- Comp de lixo dose II	0,0	0,0	0,0	0,0
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	0,0	0,0	0,0	0,0
6- Lodo de ETE dose I	0,0	0,0	0,1	0,5
7- Lodo de ETE dose II	0,0	0,1	0,4	0,6
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,0	0,5	0,5	0,9
solo LVd				
1-Testemunha	0,2	0,2	0,2	0,5
2- Calcário +NPK	0,0	0,0	0,0	0,0
3- Comp.de lixo dose I	0,0	0,0	0,0	0,0
4- Comp de lixo dose II	0,0	0,0	0,0	0,0
5- Comp de lixo dose III ⁽¹⁾	0,0	0,0	0,0	0,0
6- Lodo de ETE dose I	0,0	0,0	0,0	0,0
7- Lodo de ETE dose II	0,0	0,0	0,0	0,1
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	0,0	0,1	0,3	0,7

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn (na forma de sais solúveis).

Apêndice 11. Teor de N-mineral no solo (em mg kg⁻¹) em cada etapa do experimento (NH₄⁺ e (NO₃⁻ + NO₂⁻)) (média de duas repetições)

Tratamentos	1ª etapa		2ª etapa		3ª etapa		4ª etapa	
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻
solo PVd								
1- Testemunha	27,02	7,96	29,19	5,59	49,00	14,91	42,90	25,50
2- Calcário + NPK	83,93	31,53	116,90	57,00	182,00	80,90	227,40	80,00
3- Comp. de lixo dose I	15,74	35,45	10,11	49,05	18,50	89,00	24,50	98,20
4- Comp. de lixo dose II	21,43	29,53	19,47	46,70	15,70	95,00	25,26	103,00
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	9,60	46,96	10,30	65,00	14,22	116,37	28,40	130,50
6- Lodo de ETE dose I	47,63	27,43	51,80	46,66	92,50	67,10	120,00	63,00
7- Lodo de ETE dose II	71,22	16,78	75,00	47,11	131,50	68,40	167,80	60,00
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	144,62	7,16	177,20	45,00	281,60	100,00	267,50	106,20
solo LVd								
1- Testemunha	18,58	6,20	26,91	10,57	19,42	25,48	37,90	20,00
2- Calcário + NPK	87,50	22,86	135,00	69,53	162,50	117,40	140,60	201,00
3- Comp. de lixo dose I	19,70	20,88	5,00	54,50	60,50	30,80	11,86	109,10
4- Comp. de lixo dose II	17,31	22,69	10,42	57,90	13,50	90,20	15,00	112,90
5- Comp. de lixo dose III ⁽¹⁾	12,23	30,80	7,36	64,20	11,90	124,20	16,00	147,10
6- Lodo de ETE dose I	9,67	65,05	3,83	106,80	12,71	156,70	19,45	189,50
7- Lodo de ETE dose II	6,69	82,66	6,43	129,70	23,50	196,50	42,50	225,30
8- Lodo de ETE dose III ⁽¹⁾	7,60	140,92	27,50	194,70	124,39	257,20	121,90	345,00

⁽¹⁾ Com adição de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na forma de sais solúveis.

Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula não diferem entre tratamentos e épocas, respectivamente, pelo teste de Tukey (p<0,05).