

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CAMPUS DE BOTUCATU

**ESCÓRIA DE ACIARIA, LAMA CAL E LODOS DE ESGOTO NO  
CULTIVO DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO**

**ELISA ENI FREITAG**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências  
Agronômicas da UNESP - Campus de  
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em  
Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU - SP  
Julho - 2008

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CAMPUS DE BOTUCATU

**ESCÓRIA DE ACIARIA, LAMA CAL E LODOS DE ESGOTO NO  
CULTIVO DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO**

**ELISA ENI FREITAG**  
Engenheira Agrônoma

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll  
Co-Orientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Costa Crusciol

Tese apresentada à Faculdade de Ciências  
Agronômicas da UNESP - Campus de  
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em  
Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU - SP  
Julho - 2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Freitag, Elisa, 1978-  
F866e Escória de aciaria, lama cal e lodos de esgoto no cultivo da soja sob sistema plantio direto / Elisa Freitag. - Botucatu : [s.n.], 2008.  
xii, 278 f. : gráfs, tabs.

Tese (Doutorado) -Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2008  
Orientador: Leonardo Theodoro Bull  
Inclui bibliografia.

1. Lodo de esgoto. 2. Silicatos. 3. Resíduos industriais.  
4. Soja. 5. Plantio direto. I. Bull, Leonardo Theodoro.  
II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: **ESCÓRIA DE ACIARIA, LAMA CAL E LODOS DE ESGOTO NO CULTIVO DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO.**

ALUNA: ELISA ENI FREITAG

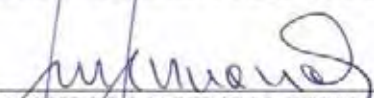
ORIENTADOR: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BÜLL

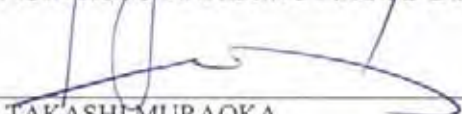
CO-ORIENTADOR: PROF. DR. CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL


Aprovado pela Comissão Examinadora

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. LEONARDO THEODORO BÜLL

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. FRANCISCO MAXIMINO FERNANDES

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. TAKASHI MURAOKA

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. JULIANO CORULLI CORRÊA

Data da Realização: 25 de julho de 2008.

*Andei...*

*Por caminhos difíceis, eu sei.  
Mas olhando o chão sob meus pés, vejo a vida correr.  
É assim a cada passo que der,  
e tentarei fazer o melhor que puder.*

*Aprendi...*

*Não tanto quanto quis,  
mas vi que conhecendo o universo ao meu redor  
aprendo a me conhecer melhor;  
E assim escutarei o tempo que me ensinará  
a tomar a decisão certa a cada momento.*

*E partirei...*

*Em busca de muitos ideais.  
Hoje se encontram meu passado, presente e futuro.  
Hoje sinto em mim a emoção da despedida.  
Hoje é o ponto de chegada,  
mas também o ponto de partida.*

## **AGRADEÇO**

*A Deus...*

*Que me deu garra, saúde e fé para chegar até aqui,  
e alcançar mais esta etapa da minha vida,  
e pela família maravilhosa e amigos que conquistei.*

*Quando eu quero falar com Deus, eu apenas falo...  
Quando eu quero falar com Deus, às vezes me calo...  
E elevo meu pensamento, peço ajuda, meu sofrimento,  
Ele é pai e escuta o que pede o meu coração...  
Muitas vezes falando com Deus, desabafo e choro,  
e alívio para o meu coração a Ele eu imploro.  
E então sinto sua presença, seu amor,  
sua luz tão intensa que ilumina meu rosto  
e alegra meu coração...  
Quanta paz, Quanta Luz,  
Deus nos ouve e nos mostra o caminho que a Ele conduz.  
Deus é paz, Deus é luz,  
Deus nos fala que a ele se chega seguindo Jesus...  
É tão lindo falar com Deus em qualquer momento,  
Deus vê a folha que cai e é levada ao vento.  
Não existe onde Ele não esteja,  
e Ele pode escutar nossa voz.  
Deus no céu, na terra onde seja está perto de Nós...*

*Obrigado*

## **DEDICO E OFEREÇO**

*Aos meus pais*

*Pedro Jorge Freitag e Sueli Freitag,*

*De vocês recebi o Dom mais precioso do universo: A VIDA.  
Já por isso seria infinitamente grata.  
Mas vocês não se contentaram em presentear-me apenas coma ela.  
Revestiram minha existência de amor, carinho e dedicação.  
Cultivaram na criança todos os valores que a transformaram  
em um adulto responsável e consciente.  
Abriram a porta do meu futuro, iluminando o meu caminho com a luz mais  
brilhante que puderam encontrar: O ESTUDO.  
Trabalharam dobrado, sacrificaram seus sonhos em favor dos meus  
Não foram apenas pais, mas amigos e companheiros,  
mesmo nas horas em que meus ideais pareciam distantes e inatingíveis  
e o estudo, um fardo pesado demais.  
Muitas foram às vezes em que meu cansaço e preocupações foram sentidos  
e compartilhados por vocês, numa união que me incentivaram prosseguir.  
Hoje concluindo o DOUTORADO, procuro encontrar entre as palavras  
aquela que gostaria que seus corações ouvissem.  
E só encontro uma simples e sincera palavra: OBRIGADO.  
Obrigado meus pais, pela compreensão, quando me distanciei de vocês.  
Obrigado por tudo o que fizeram por mim, sem que eu ao menos soubesse.  
Obrigado por mais este sonho que realizamos,  
em que passo a ser DOUTORA em AGRONOMIA e, sobretudo,  
obrigado pela lição de amor que me ensinaram durante toda a minha vida.  
Tomara Deus que eu possa ensiná-la aos meus filhos,  
com a mesma dignidade com a qual fizeram chegar a mim.  
Se isto eu conseguir, estarei realizada;  
acima de tudo, serei sua filha.  
Dividam comigo os méritos desta conquista,  
porque ela lhes pertence; " ela é nossa, a nossa conquista ".*

Vocês são "simplesmente" tudo na minha vida...

*Aos meus irmãos,*

*Sandra e Adriano, pela compreensão, força e incentivo.*

*Aos meus cunhados,*

*Valdemir e Carla.*

*E aos meus sobrinhos e afilhados,*

*Letícia Taiana e Victor Hugo, pelo amor, carinho e alegrias  
que proporcionam a minha vida.*

*E dizer a vocês que:*

*" Pode ser difícil fazer algumas escolhas, mas muitas vezes  
isso é necessário, pois existe uma diferença muito grande entre conhecer o  
caminho e percorrê-lo. Não procure querer conhecer seu futuro antes da hora,  
nem exagere em seu sofrimento, esperar é dar uma chance à vida. A tristeza  
pode ser intensa, mas jamais será eterna. A felicidade pode demorar a chegar,  
mas o importante é que ela venha para ficar e não esteja apenas de passagem,  
como acontece com muitas pessoas que cruzam nosso caminho ".*

*Por isso, hoje estou aqui, fiz minhas escolhas, dei uma chance para a vida, sofri  
com a distância... ô saudade... Mas agora, colhemos juntos este fruto da minha  
batalha, da "nossa batalha", e comemoro com vocês mais esta passagem.*

*E assim, dizer mais uma vez, obrigado por tudo, sempre....*

## ***AGRADECIMENTOS***

A DEUS, por ter me acompanhado em todos os momentos dessa caminhada, guiando meus passos para que eu pudesse passar por todos os desafios, com muita garra, determinação, saúde, tendo muita fé e amor;

Aos meus pais, dos quais me orgulho profundamente, por terem me ensinado o caminho, sofremos bastante com a distância e com as dificuldades, um caminho que não foi muito fácil, mas levado com dignidade, honestidade e respeito acima de tudo. Aos meus irmãos, cunhados e sobrinhos. Apesar da distância estiveram sempre ao meu lado, em todos os momentos difíceis ou alegres, nunca me deixando desistir ou abater com as dificuldades, sempre me incentivando a seguir em frente;

Ao Professor Dr. Leonardo Theodoro Büll, pela orientação deste trabalho e oportunidade concedida, pela confiança, paciência e ensinamentos e, também, pela amizade que construímos a cada dia, a cada conversa;

Ao Professor Dr. Carlos Alexandre Costa Crusciol, pela oportunidade da realização do doutorado, pela co-orientação deste trabalho, ensinamentos e pela amizade.

A Faculdade de Ciências Agrônomicas/ FCA – UNESP, *campus* de Botucatu, ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Agricultura e aos Departamentos de Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal e de Recursos Naturais – Ciência do Solo, pela oportunidade da realização do Doutorado e realização dos trabalhos;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da “bolsa de estudos”, e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão do “auxílio à pesquisa”, fazendo com que pudesse desenvolver um bom trabalho, sem os quais, provavelmente este não seria possível;

Quero antes de tudo, agradecer de coração a duas mulheres sem igual, a Prof. Dr. Ana Maria Conte e Castro, que gentilmente cedeu sua casa no período inicial de nossa estada em Botucatu, contribuindo muito no período em que estivemos sem a bolsa de estudos, num bonito gesto; e também, a Helga Port, uma pessoa iluminada e de coração bom, que sempre esteve pronta a ajudar quando as dificuldades apareciam;

As minhas amigas, irmãs e companheiras de república Clarice Backes e Sandra Cristina Vigo Schulz, pela amizade, convívio e atenção em todos os momentos

passados juntos, nos bons e nos difíceis; e também, Andréia Cristina Peres Rodrigues com quem dividi moradia no período final de conclusão do doutorado, à elas o meu eterno carinho e agradecimento;

Ao meu amigo e irmão do coração, Claudinei Paulo de Lima, que carinhosamente se denomina como meu chefe, pela amizade e todos os momentos passados juntos;

Aos estagiários, Rafael (exu), Mauricio (ganso), Ana Paula (russa) e Thiago (buldog), e também a Clarice (creo), Claudinei (nei), Eder (edinho), Lucilene e Alessandra, pelos trabalhos em equipe, auxílio nas amostragens e condução do experimento, além da amizade formada, e ao colega de equipe e amigo Dr. Juliano Corulli Corrêa pela possibilidade da continuação de seu trabalho,

Aos professores dos Departamentos de Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, Carlos Alexandre Costa Crusciol, Maurício Dutra Zanotto, João Nakagawa, Ciro Antônio Rosolem e Rogério Peres Soratto e do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo, Roberto Lyra Villas Bôas, Maria Helena Moraes, Dirceu Maximino Fernandes, Helio Grassi Filho, Sergio Lazaro de Lima e Irãe Amaral Guerrini, e demais professores da FCA/UNESP, pelos ensinamentos, amizade e atenção em todos os momentos, muitos deles nos ajudando a solucionar problemas diversos.

Ao Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, pela utilização dos equipamentos e espaço físico dos laboratórios de análise de química e física do solo, de planta, e de fertilizantes do, em nome dos professores Dirceu Maximino Fernandes, Helio Grassi Filho, Maria Helena de Moraes e Roberto Lyra Villas Boas, e também, o Departamento de Produção Vegetal/Área Agricultura pela utilização do espectrofotômetro de emissão em plasma induzida em argônio (ICP/AES) para leitura de metais pesados no solo e na planta no laboratório de análise de solo e planta em nome do Prof. Ciro Antônio Rosolem;

Aos funcionários do Departamento Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, Célio, Matheus, Camargo, Claudemir (Fio), Cido e seu Nelson, pelo auxílio necessário para o bom desenvolvimento deste trabalho no campo, além da amizade formada e pelo companheirismo, e também, ao Sirinho e Maurílio. Enfim, a todos os demais funcionários deste departamento que de uma forma ou outra auxiliaram de alguma forma;

Aos funcionários do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo, pela amizade, companheirismo e auxílio necessário para o bom desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Jair;

Aos Técnicos de Laboratório do Departamento de Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, Dorival e Valeria, e do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo, José Carlos, Dipieri e Sonia;

As secretárias Shirley da diretoria, Vera e Lana do Departamento de Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, e também, Silvia, Selma e Lurdinha do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo; pela amizade, dedicação e atenção dada;

Aos amigos da Pós-Graduação, uns adquiridos recentemente e outros há mais tempo, pela amizade, cumplicidade, pelas palavras de incentivo, de força, e pelos momentos compartilhados, os quais, sem dúvida, serão lembrados para sempre, Nara, Tammy, Rubia, Clarice, Sandra, Mirina, Mônica, Yara, Monalissa, Andréia, Maria Renata, Marina, Claudinei (nei), Alessandro, Pedro (cana), André (ximba), e muitos outros, muitos mesmo... Enfim, a todos os amigos da Pós-Graduação, pela convivência e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para realização desse trabalho.

Aos amigos e graduandos dos cursos de Agronomia, Florestal e Zootecnia da FCA/UNESP;

A República Santa Cerva e todos seus moradores e ex-moradores, uma família de amigos que me recebeu de braços abertos, lugar onde fiz muitos amigos, onde aconteceram muitas festas, meus aniversários, ...“ah o churrasco dos pais”... esse sim, vai deixar saudades, e a eles o meu mais sincero obrigado;

Aos amigos de Botucatu, em especial a Priscila Laposta e sua família maravilhosa, pela grande amizade e companhia em diversos momentos, tornando os momentos mais agradáveis, mesmo os mais difíceis, enfim, uma família que me acolheu de braços abertos, da qual sentirei saudades;

Aos amigos Ana Luiza, Michael, Conrado, Reverson, Raphael e Meire, Leandro Grassi e Shayella, Rienni e Flavia, que hoje estão longe, ao menos fisicamente, os conheci nos lugares por onde passei e guardo no coração. Amigos estes, que sempre me incentivaram a não desistir, mesmo quando tudo parecia estar perdido, sempre estiveram ao

meu lado, em todos os momentos, alegres ou de dificuldade, dando apoio necessário ou então apenas ouvindo, suprimindo até a saudade da família;

A todos que de uma maneira ou outra, ajudaram durante essa caminhada, compartilhando os anos de estadia em Botucatu/SP, cultivando uma amizade que o tempo amadureceu, e contribuíram em muito para a realização deste trabalho, apoiando ou aconselhando, em todos os momentos, o nosso profundo agradecimento. E que mesmo agora, quando partimos em busca de novos horizontes, não se apague o brilho do companheirismo e do respeito mútuo.

## SUMARIO

	<b>Páginas</b>
.....	
RESUMO .....	1
SUMMARY .....	3
1 INTRODUÇÃO.....	4
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	6
2.1 Uso racional de resíduos na agricultura.....	6
2.1.1 Resíduos urbanos: os lodos de esgoto .....	8
2.1.2 Resíduos industriais: lama cal e escória de aciaria.....	10
2.2 O sistema plantio direto e a dinâmica de nutrientes no solo .....	13
2.3 Alterações químicas, físicas e biológicas causadas pela aplicação de resíduos .....	16
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
3.1 Localização e caracterização da área experimental.....	24
3.2 Delineamento experimental e tratamentos empregados .....	26
3.2.1 Considerações sobre os resíduos utilizados.....	26
3.2.1.1 Caracterização química dos resíduos.....	26
3.2.1.2 A legislação para utilização dos resíduos .....	28
3.2.1.2 As doses.....	31
3.3 Instalação e condução do experimento.....	32
3.4 Amostragens e avaliações realizadas.....	33
3.4.1 Determinação da reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos e do calcário.....	33
3.4.2 Procedimentos para amostragens de solo e avaliações.....	34
3.4.2.1 Características químicas do solo.....	34
3.4.2.2 Características físicas do solo.....	35
3.4.2.3 Características microbiológicas do solo .....	36
3.4.3 Procedimentos para amostragens de plantas e avaliações .....	37
3.4.3.1 Cultura da aveia preta .....	37
3.4.3.2 Cultura da soja .....	37
3.5 Análise Estatística .....	38
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	39
4.1 Reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos (LC, LB, Lcal, E) e do calcário dolomítico .....	39
4.2 Propriedades químicas do solo .....	42
4.2.1 pH do solo.....	42
4.2.2 Saturação por bases (V%).....	52
4.2.3 Matéria orgânica .....	59
4.2.4 Fósforo.....	66
4.2.5 Potássio .....	74
4.2.6 Cálcio.....	80
4.2.7 Magnésio .....	87
4.2.8 Capacidade de troca de cátions.....	94
4.2.9 Metais pesados.....	100
4.2.9.1 Os micronutrientes.....	101
4.2.9.1.1 Cobre .....	101

4.2.9.1.2 Ferro .....	108
4.2.9.1.3 Manganês.....	115
4.2.9.1.4 Zinco.....	122
4.2.9.2 Os potencialmente tóxicos.....	128
4.3 Propriedades físicas do solo .....	140
4.3.1 Agregação do solo .....	140
4.3.1.1 Diâmetro médio ponderado (DMP).....	147
4.3.1.2 Índice de estabilidade de agregados (IEA).....	152
4.3.2 Porosidade do solo.....	156
4.3.2.1 Macroporosidade do solo.....	157
4.3.2.2 Microporosidade do solo .....	162
4.3.2.3 Porosidade total do solo.....	165
4.3.3 Densidade do solo.....	169
4.4 Propriedades microbiológicas do solo.....	172
4.4.1 Carbono microbiano do solo .....	174
4.4.2 Nitrogênio microbiano do solo.....	180
4.5 Cultura da aveia preta ( <i>Avena strigosa</i> Schreber) .....	185
4.5.1 Massa de matéria seca da aveia preta .....	185
4.5.2 Teor de nutrientes na parte aérea da aveia preta.....	189
4.6 Cultura da soja ( <i>Glycine max</i> (L.) Merryll) .....	207
4.6.1 Componentes de produção e produtividade da cultura da soja .....	208
4.6.2 Teor foliar de nutrientes na cultura da soja .....	219
5 CONCLUSÕES .....	246
6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	247

## RESUMO

A agricultura possui grande potencial para a utilização de resíduos urbanos e industriais, como lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria. Seguindo critérios bem definidos para o manejo e evitando a contaminação por metais pesados, podem proporcionar melhorias no solo e favorecer o desenvolvimento das culturas, com mínimos efeitos danosos sobre o ambiente. Estes resultados foram observados após a aplicação superficial e sem incorporação daqueles resíduos, reaplicando-os na mesma área experimental com o objetivo de avaliar num período de até 25 meses as alterações químicas, físicas e microbiológicas ocorridas no solo, a absorção de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos, e seus efeitos sobre o desenvolvimento das culturas de aveia preta e da soja cultivadas em solo sob Sistema Plantio Direto (SPD). O trabalho foi desenvolvido a campo, em um Latossolo Vermelho distrófico de Botucatu (SP), no período de 2005 a 2007. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, em esquema fatorial 4x4+1, com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos por quatro resíduos, sendo dois lodos de esgoto, um centrifugado e tratado com cal virgem (LC) e um de biodigestor com adição de polieletrólitos (LB) e dois resíduos industriais, a escória de aciaria (E) e a lama cal (Lcal), nas doses de 0 (testemunha), 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, e um tratamento adicional com calcário dolomítico na dose 2 Mg ha<sup>-1</sup>, aplicados na superfície em 2005. Os resíduos LC, Lcal e E podem ser utilizados como materiais alternativos ao calcário para a neutralização da acidez do solo, com efeitos sobre pH e V%. A aplicação superficial dos resíduos em SPD melhorou as propriedades

químicas e microbiológicas do solo em até 25 meses após a aplicação, além de favorecer o desenvolvimento das culturas da aveia preta e da soja. Foram observados valores inexpressivos quanto à disponibilidade de metais pesados tóxicos no solo e nas plantas.

---

**Palavras-chaves:** resíduos urbanos, resíduos industriais, correção da acidez do solo, metais pesados, *Glycine max*.

SOYBEAN YIELD UNDER SLAG, AQUEOUS LIME AND SEWAGE SLUDGE IN NO-TILLAGE SYSTEM. Botucatu, 2008. 278 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: ELISA ENI FREITAG

Adviser: LEONARDO THEODORO BÜLL

Second Adviser: CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL

## SUMMARY

The use of urban and industrial residues in agriculture has great potential, like sewage sludge, aqueous lime and slag. Following defined criteria for the handling and avoiding heavy metals contamination, can provide soil improvements and better crop development, with minimum harmful effect on the environment. These results were observed after surface application and without residues incorporation, reapplying them in the same experimental area aiming to evaluate in a period of up to 25 months the chemical, physical and microbiological soil alterations, nutrients absorption and potentially toxic heavy metals, and its effects on the development of black oat and soybean crop in soil under no-tillage system. The work was developed in field conditions, in a dystrophic Rhodic Haplustox of Botucatu (SP), in the period from 2005 to 2007. The experimental design adopted was randomized blocks, in a factorial scheme  $4 \times 4 + 1$ , with four replications. The treatments consisted of four residues, two sewage sludge, one centrifuged with virgin lime (CS) and one with biodigestor and polyelectrolytes addition (BS), and two industrial residues, slag (SL) and aqueous lime (AL), in the doses of 0 (control), 2, 4 and 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , and one additional treatment with dolomítico limestone and 2  $\text{Mg ha}^{-1}$  dose, applied in the surface in 2005. The surface application of the residues in soil under no-tillage system improved the chemical and microbiological soil properties up to 25 months after application and promote the development of black oat and soybean. Inexpressive values were observed on the availability of toxic metals in soil and plants.

---

**Key-words:** Urban residues, industrial residues, soil liming, heavy metals, *Glycine max*.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente desenvolvimento urbano-industrial vem causando um grande aumento na geração de resíduos, os quais muitas vezes são descartados em locais inadequados, de formas inadequadas, poluindo o ambiente. Assim, tornar a disposição adequada destes resíduos no meio é um dos principais desafios a ser enfrentado pelos gestores ambientais.

Na agricultura atual o Sistema Plantio Direto tem sido uma das melhores alternativas para a manutenção da sustentabilidade dos recursos naturais na utilização agrícola dos solos, cuja área cultivada nesse sistema vem aumentando rapidamente no Brasil, principalmente nos últimos anos. Em função dos benefícios sobre as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo é caracterizado por apresentar menores perdas de solo, água e nutrientes por erosão, além de proporcionar maior qualidade, sustentabilidade e capacidade de produção dos solos agrícolas, quando comparado ao Sistema Convencional de Cultivo.

A utilização agrícola de resíduos urbanos e industriais, como lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria podem contribuir para reduzir o consumo de fertilizantes e corretivos da acidez do solo. Pois apresentam em sua composição nutrientes essenciais às plantas, matéria orgânica e, em alguns casos, promovem a neutralização da acidez do solo, contribuindo dessa forma para a redução dos custos de produção, além da diminuição do seu acúmulo nos centros de produção, permitindo maior sustentabilidade e qualidade ambiental.

Neste sentido, a utilização destes resíduos na agricultura torna-se uma prática racional, econômica e ecologicamente correta. Onde seguindo critérios bem definidos para o manejo dos mesmos com o mínimo de efeito sobre o ambiente, a aplicação destes no Sistema Plantio Direto poderá trazer benefícios à fertilidade do solo, por melhorar suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

Os efeitos proporcionados pela aplicação em superfície de resíduos, sejam eles urbanos como os lodos de esgoto, ou industriais como a lama cal e a escória de aciaria, em solo sob Sistema Plantio Direto e para culturas anuais como a soja, foram pouco explorados até o momento e requerem maiores estudos. O que se sabe é que ambas as práticas são capazes de proporcionar efeitos benéficos ao meio, tanto ao solo quanto ao ecossistema. Dessa forma, sua utilização na agricultura pode ser uma das formas mais promissoras e sustentáveis para a reutilização destes materiais, o que já vem sendo adotado por comunidades do mundo todo.

Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi avaliar os efeitos decorrentes da reaplicação superficial de dois lodos de esgoto, um de biodigestor e outro centrifugado e tratado cal virgem, da lama cal e da escória de aciaria em um solo sob Sistema Plantio Direto, após 33 meses de reação destes. Para tal, num período de até 25 meses após a reaplicação foram observadas as alterações químicas, físicas e biológicas ao longo do perfil do solo, a absorção de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos, e seus efeitos sobre o desenvolvimento das culturas de aveia preta e da soja.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Uso racional de resíduos na agricultura**

Toda atividade humana tem como conseqüência a produção de resíduos e a alteração do meio que o cerca (ABREU JUNIOR et al., 2005). O desenvolvimento dos grandes centros urbanos tem conduzido a um aumento desordenado na geração de resíduos e a conseqüente poluição ambiental.

A crescente população dos centros urbanos é importante geradora de diversos resíduos, domésticos e industriais, os quais muitas vezes, são acumulados no ambiente sem o adequado tratamento, ou utilização, que possibilite sua reciclagem (NASCIMENTO et al., 2004).

No desenvolvimento industrial há um processo de formação de resíduos, no qual, sua aplicação pura e simples no meio ambiente deve ser evitada, devido às inúmeras transformações que a adição desses novos componentes pode imprimir ao meio receptor. Infelizmente não é o que se verifica na realidade, onde o elemento solo passou a se constituir em um depósito receptivo a todo e qualquer tipo de deposição, independente da finalidade a que se destina a eliminação de resíduos.

A disposição final de resíduos no solo representa não somente um sistema apropriado, mas também a oportunidade para o manejo de resíduos com o mínimo de efeitos sobre o ambiente, podendo potencialmente, gerar vários benefícios químicos, físicos e biológicos. No entanto, caso esses efeitos não sejam corretamente avaliados, podem acarretar

danos ao sistema solo-planta (VETTORAZZO et al., 1999). Tornar a disposição adequada destes resíduos no meio é um dos principais desafios a ser enfrentado pelos gestores ambientais (NASCIMENTO et al., 2004).

O uso de resíduos urbanos e industriais na agricultura é hoje a maneira mais promissora de promover um fim nobre a esses materiais, desde que não prejudique novamente o meio, tendo consciência de realizar a função ecológica de maneira digna. Cujas práticas vem sendo adotadas por comunidade do mundo todo (BETTIOL e CAMARGO, 2006).

A aplicação de resíduos urbanos e industriais no solo pode ser recomendada pelo valor corretivo e fertilizante que apresentam (CARVALHO-PUPATTO et al., 2003; CORRÊA et al., 2005), bem como pela capacidade da macro e microbiota do solo em decompor os materiais orgânicos. Sendo necessário, entretanto, estudar as alterações nas propriedades do solo e a resposta das plantas para avaliar seu potencial fertilizante e a possível contaminação do ambiente por metais pesados (FERREIRA et al., 2003). Segundo CORRÊA (2005), os resíduos urbanos e industriais promovem alterações nos principais atributos químicos do solo, com reflexo sobre as propriedades físicas e biológicas deste, sem prejuízo de contaminação por metais pesados.

A utilização de resíduos no sistema plantio direto (SPD), seguindo critérios bem definidos, pode trazer benefícios ao solo, por melhorarem as propriedades físicas, químicas e biológicas, além de tornar-se uma forma racional e econômica para agricultura, contribuindo para reduzir o consumo de corretivos e fertilizantes inorgânicos (WALTER et al., 2003; RATE et al., 2004; CORRÊA, 2005). Uma vez que ambas as práticas são capazes de proporcionar efeitos benéficos ao meio, juntas podem proporcionar melhores efeitos ao solo e ao ecossistema. As conseqüências da aplicação de resíduos na superfície, em sistema de plantio direto, para culturas anuais, ainda são pouco conhecidas. Sabe-se que, quando utilizados de maneira racional, não causam prejuízos de contaminação por metais pesados e promovem alterações nos principais atributos químicos com reflexo nas propriedades físicas e biológicas do solo (ACCYOLI et al., 2000; CORRÊA, 2005; CORRÊA et al., 2008), necessitando assim, maior destaque na pesquisa para seu uso adequado.

### 2.1.1 Resíduos urbanos: os lodos de esgoto

Dentre os resíduos urbanos, pode-se destacar o lodo de esgoto, um resíduo resultante do tratamento das águas servidas (esgoto), caracterizado por conter considerável quantidade de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais (SILVA et al., 2002). Motivo pelo qual, seu uso pode desempenhar importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (NASCIMENTO et al., 2004), sendo uma das alternativas mais promissoras para a disposição destes.

Segundo ANDREOLI et al. (2001), os esgotos sanitários contêm aproximadamente 0,1% de sólidos, sendo os restantes 99,9% água. As estações de tratamento de esgotos têm a finalidade básica de separar estas duas fases, retornando as águas para os corpos hídricos da região e processando a fase sólida, de modo a permitir sua disposição de maneira econômica, segura em termos de saúde pública e ambientalmente aceitável.

É importante destacar que a composição do esgoto varia amplamente em função do local de origem, ou seja, se proveniente de uma área tipicamente residencial ou industrial, e da época do ano, dentre outros fatores (MELO e MARQUES, 2000). Razão pela qual, a composição química do lodo de esgoto é bastante variável, pois depende de muitos fatores, entre os quais a sua origem, o local e a época do ano de sua coleta, além do tipo de tratamento ao qual foi submetido (MELO e MARQUES, 2000). Meurer (2000) cita que os hábitos alimentares da população, bem como a inclusão de águas servidas de estabelecimentos comerciais variados e de pequenas indústrias, também influenciam a sua composição.

A utilização de lodo de esgoto na agricultura possibilita o aproveitamento dos elementos nutritivos e compostos orgânicos nele contidos, além de melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, contribuindo para diminuir o consumo de fertilizantes (BETTIOL e CAMARGO, 2000; VIEIRA et al., 2000; MELO et al., 2001; MELFI et al., 2001; TSUTIYA, 2001; OLIVEIRA et al., 2002; CORRÊA, 2005; BOEIRA e SOUZA, 2007).

O lodo de esgoto tem sido utilizado como fertilizante orgânico, por conter alguns elementos essenciais às plantas, tais como: N, P, Ca, Mg, S e micronutrientes (MELO et al., 1994; BERTON et al., 1997; SILVA et al., 2002). O lodo também tem sido valorizado como condicionador do solo, aumentando a capacidade de retenção de água, a

porosidade e a estabilidade dos agregados, por meio da adição de matéria orgânica ao solo (ELLIOT, 1986; JORGE et al., 1991).

De acordo com Tsutiya (2001), o lodo de esgoto contém cerca de 1 a 6% de nitrogênio (base seca) na forma orgânica e inorgânica, sendo esta última composta pelo nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e nítrico na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ). Em geral, por serem ricos em nitrogênio, podem ser utilizados como fertilizantes nitrogenados com grande eficiência.

Melo et al. (2001) citam que a recomendação da quantidade de lodo a ser aplicada normalmente é feita tomando-se como base os teores de nitrogênio no lodo e os requerimentos deste nutriente pela cultura. O teor de nitrogênio também pode ser usado como fator limitante para a definição da dose máxima de lodo a ser aplicado no solo, pois, acima de certa dose, o nitrogênio pode lixiviar na forma de nitratos e contaminar o lençol freático (SANEPAR, 1997).

Nos casos em que o lodo de esgoto for tratado com cal com a finalidade de reduzir os níveis de infestação por patógenos, possibilitando maior segurança na sua aplicação, a taxa de aplicação poderá ser baseada no poder de neutralização do lodo, taxa esta que não poderá elevar o pH do solo a níveis superiores a 7,0 (CONAMA, 2006). Método pelo qual, através da adição de cal, ocorre a elevação do pH do lodo a níveis ligeiramente superiores a 12, o que provoca também aumentos de temperatura ao redor de 60°C durante o choque alcalino, inativando e destruindo a maioria dos patógenos (ANDREOLI, 1997). Ou então, em relação ao máximo acúmulo de metais pesados permitido no solo (CONAMA, 2006).

No Brasil, o uso agrícola de resíduos, principalmente de lodo de esgoto, como fertilizante orgânico ou condicionador do solo (TSUTIYA, 2001; SILVA et al., 2002; VAZ e GONÇALVES, 2002), deve crescer substancialmente nos próximos anos, seguindo uma tendência mundial e acompanhando a demanda gerada por um acentuado crescimento do volume de esgoto tratado no país (TSUTIYA, 2001).

No entanto, a utilização de lodo de esgoto na agricultura não é isenta de problemas. A presença de metais pesados potencialmente tóxicos constitui uma das principais limitações ao uso do lodo na agricultura, pois podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis

fitotóxicos, e também pela presença de microorganismos patogênicos e parasitas, com restrição de uso principalmente na produção de hortaliças, onde há a possibilidade da transferência destes para a cadeia alimentar através das próprias plantas ou pela contaminação das águas subterrâneas, representando riscos diretos ou indiretos à saúde humana e animal (ELLIOT, 1986; GIBBS et al., 1997; TAN, 2000; BETTIOL e CAMARGO, 2001).

Segundo Andreoli e Pegorini (2000) o uso agrícola do lodo de esgoto foi muito pesquisado no mundo todo, não havendo registro de nenhum efeito adverso sobre o ambiente, por exemplo, poluição com metais pesados, quando o mesmo foi utilizado seguindo qualquer uma das diferentes regulamentações existentes. A longo prazo, entretanto, o aumento da concentração de metais no solo resultante da aplicação do lodo torna-se uma preocupação justificada, pois, se não adequadamente controlado, pode ameaçar a cadeia trófica (HUE, 1995).

### **2.1.2 Resíduos industriais: lama cal e escória de aciaria**

Dentre os resíduos industriais que podem ser usados na agricultura como corretivos de acidez e fertilizantes, estão a lama cal e a escória de aciaria.

A lama de cal é um resíduo alcalino proveniente da fabricação de papel e celulose. É um material originado da clarificação do licor verde, proveniente da etapa de caustificação, no processo de recuperação do licor de cozimento, onde é utilizada a cal hidratada. O acúmulo desse material pode ocorrer quando sua produção superar a capacidade de recuperação dos fornos de cal das indústrias de celulose (STAPPE e BALLONI, 1988). Esporadicamente, o forno de cal necessita de manutenção e sofre um descarte desse produto, caracterizado por ser sólido e de coloração cinza claro, homogêneo e sem odor característico (BERGAMIN et al., 1994).

Este material constitui-se predominantemente por carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, o qual, em função da reação alcalina, qualifica-se como possível sucedâneo do calcário na correção da acidez do solo, tão comum no Brasil (LOURENÇO, 1997), podendo ser comparado a um calcário calcítico (STAPPE e BALLONI, 1988; GUERRINI e VILLAS BÔAS, 1996).

Estudos utilizando a lama de cal têm demonstrado o potencial desse material como corretivo agrícola, recomendando sua utilização no solo para a elevação do pH,

redução do teor de Al trocável e aumento do teor de cálcio (STAPPE e BALLONI, 1988; LOURENÇO, 1997; VETTORAZZO et al., 2001; ALBUQUERQUE et al., 2002; CORRÊA, 2005).

No entanto, a presença de elevadas concentrações de sódio em sua composição torna-se um fator limitante do seu uso, uma vez que pode acarretar problemas de dispersão de argila e redução da permeabilidade, especialmente em solos argilosos e conseqüentemente, prejudicar o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, e os solos com elevada percentagem de sódio trocável são susceptíveis ao selamento superficial e erosão hídrica (ALBUQUERQUE et al., 2002), porém, segundo Vettorazzo et al. (1999) não causam danos à sua estrutura, pois o excesso de sódio é fortemente perdido por lixiviação. De acordo com Bellamy et al. (1995), as elevadas concentrações de cálcio, nas formas solúveis em água e trocáveis, têm se mostrado importantes na diminuição dos potenciais efeitos negativos do sódio, uma vez que o cálcio tem maior afinidade pelos sítios de troca das partículas do solo.

De maneira geral, a utilização de resíduos da indústria de papel e celulose como a lama cal, tem proporcionado benefícios físicos, químicos e biológicos, sem qualquer prejuízo quantificado para o solo, lençol freático e plantas (GUERRINI e VILLAS BÔAS, 1996; VETTORAZZO et al., 2001; ALBUQUERQUE et al., 2002; CORRÊA, 2005).

A indústria siderúrgica brasileira produz ferro-gusa e aço e, como resíduo do processo, a escória, com propriedades corretivas da acidez do solo e fonte de alguns nutrientes. As escórias siderúrgicas são as fontes mais abundantes e baratas de silicatos. Estas escórias são originárias do processamento em altas temperaturas ( $> 1400^{\circ}\text{C}$ ), da reação do calcário (calcítico, magnésiano ou dolomítico) com a sílica ( $\text{SiO}_2$ ) presente no minério de ferro (KORNDÖRFER et al., 2003).

A escória de Aciaria é obtida no processo de produção do aço pela utilização do ferro-gusa, processo que exige menor grau de impureza (PRADO et al., 2001). Na sua composição encontram-se diversos óxidos de Ca, Mg, Si e Mn, cujas quantidades e concentrações são decorrentes da constituição química da matéria-prima (minério de ferro, carvão, calcário ou cal) utilizada no processo de fabricação do produto, além do tipo de refratário usado na parede do forno (PIAU, 1995).

A escória de siderurgia, proveniente da reação da sílica do minério de ferro com o cálcio do calcário no alto forno, é constituída quimicamente por silicatos de cálcio

( $\text{CaSiO}_3$ ) e magnésio ( $\text{MgSiO}_3$ ). Apresenta em sua composição constituintes neutralizantes ( $\text{SiO}_3^{2-}$ ), tendo no solo reação semelhante a do calcário (ALCARDE, 1992; AMARAL SOBRINHO et al., 1993), podendo ser utilizadas como corretivo de acidez do solo. Entretanto, a escória apresenta liberação mais lenta de nutrientes, quando comparada ao calcário.

A alta concentração de silicatos de Ca e Mg nas escórias sugere sua utilização como corretivo da acidez do solo (ACCIOLY et al., 2000; MELLONI et al., 2001; PRADO et al., 2002; KORNDÖRFER et al., 2003; CORRÊA, 2005) e como fonte de Ca e Mg para as plantas, além de micronutrientes e como fonte de silício. Segundo Prado et al. (2001) as bases como cálcio e magnésio, ou seja, os silicatos de cálcio e magnésio estão associados a compostos de ferro, alumínio e manganês.

As melhorias nas características químicas do solo pela utilização de escórias decorrem da elevação dos teores de pH, Ca, Mg, CTC e V%, atuam na diminuição da concentração de  $\text{H}^+\text{Al}$  (PRADO et al., 2002; PRADO e FERNANDES, 2003; CORRÊA, 2005), nas reduções de toxicidade do Fe, Mn e Al, para as plantas, além de aumentar a disponibilidade de fósforo (PRADO et al., 2001), e do silício no solo (ANDERSON et al.; 1987; WINSLOW, 1992), o que, para culturas acumuladoras de silício como o arroz e a cana-de-açúcar (KORNDÖRFER e DATNOFF, 1995), têm refletido em tolerância a doenças e aumento de produtividade.

Seu potencial de uso agrícola é conhecido como alternativa ao tradicional calcário, com a vantagem de que seu uso diminui o impacto ambiental em torno das indústrias produtoras de ferro e aço (KORNDÖRFER et al., 2003).

Conforme Prado et al. (2003), a escória de siderurgia é, atualmente, pouco usada na agricultura brasileira, contrariamente ao que ocorre em países como Estados Unidos, Japão e China. Prado et al. (2001) citam que no Brasil existem trabalhos que tratam do uso desse resíduo como corretivo de acidez e sua relação com a resposta das culturas, especialmente as anuais, como arroz, sorgo e milho. Nesta mesma linha de pesquisa, Corrêa (2005) trabalhando com aplicação de escória de aciaria em sistema plantio direto observou efeitos positivos quanto a correção da acidez do solo e no desenvolvimento da cultura da soja. Prado et al. (2001) citam ainda, que em culturas semiperenes, como a cana-de-açúcar, os estudos são praticamente inexistentes em condições de campo, em todo o ciclo de produção

(cana-planta e soqueira), embora, segundo Prado e Fernandes (2001) há indicações favoráveis de aplicação desse resíduo no desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar (1<sup>o</sup> e 2<sup>o</sup> corte).

Os silicatos de Ca e Mg, por apresentarem comportamento e composição semelhante ao dos carbonatos, podem substituir os calcários com vantagem. De acordo com a legislação brasileira de corretivos de acidez do solo (Brasil, 1983), o calcário deve apresentar características mínimas para ser comercializado no tocante ao poder de neutralização e reatividade, ao passo que, para a escória de siderurgia, a exigência mínima está restrita apenas ao poder de neutralização. Para tal, devem ser comercializados na forma de pó e quanto mais finamente moídos, maior sua reatividade e eficiência agrônômica.

Atualmente, é classificada como corretivo de acidez do solo, aplicando-lhe a mesma legislação do calcário para sua comercialização (PRADO et al., 2004). No entanto, até o presente momento não há recomendação específica para a utilização de escória, sendo assim, a recomendação para utilização de silicatos deve ser baseada em qualquer um dos métodos de recomendação de calagem de acordo com a Legislação Brasileira.

Para Korndörfer et al. (2003), além de ser conhecido o potencial de uso agrícola da escória de siderurgia como alternativa ao tradicional calcário, tem a vantagem de que seu uso diminui o impacto ambiental em torno das indústrias produtoras de ferro e aço.

## **2.2 O sistema plantio direto e a dinâmica de nutrientes no solo**

O sistema plantio direto constitui uma excelente alternativa de manejo do solo, pois, além de reduzir eficazmente a erosão, preserva a qualidade estrutural do solo obtida ao longo do tempo. O uso desse sistema de manejo, embora ocasione um aumento da densidade do solo na superfície, com conseqüente diminuição do volume de macroporos nessa camada e da rugosidade superficial, não tem prejudicado a infiltração de água, causada erosão hídrica ou afetando o desenvolvimento de raízes das plantas, desde que se observem os fundamentos do sistema de plantio direto (AMARAL et al., 2004b).

O uso desse sistema de manejo estabelece uma situação que altera profundamente vários processos químicos do solo, entre eles, influencia o pH, a capacidade de troca de cátions, a adsorção de fósforo, a toxidez de alumínio e a mobilidade de cátions polivalentes (MIYAZAWA et al., 2000). No entanto, há necessidade de vários anos de manejo

em semeadura direta para notar alterações expressivas nos teores de matéria orgânica do solo, para que assim possam ocorrer possíveis alterações nas propriedades químicas (TIRITAN, 2001).

No sistema plantio direto os resíduos vegetais mantidos na superfície do solo funcionam como um reservatório de nutrientes, onde a incorporação se dá por via biológica (DERPSCH et al., 1985), sendo liberados lentamente pela ação dos mesmos (FRANCHINI et al., 2000), promovendo aumento de matéria orgânica ao longo do tempo (CAIRES, 2000), resultando em aumento na CTC (IGUE, 1984). Este acúmulo de matéria orgânica na camada superficial do solo pode exercer efeito positivo sobre a acidez trocável do subsolo (MIYAZAWA et al., 1993), pois durante a decomposição dos restos vegetais ocorre a liberação de ácidos orgânicos, dos quais originam compostos orgânicos hidrossolúveis que complexam o cálcio e o magnésio, formando moléculas de cargas neutras, facilitando a sua descida no perfil do solo (RHEINHEIMER et al., 2000) e no subsolo, o alumínio desloca o cálcio destes mesmos complexos orgânicos hidrossolúveis em subsuperfície diminuindo a acidez e aumentando o teor de cálcio (CAIRES et al., 2000).

Essa movimentação provavelmente é lenta e influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos, decorrente da manutenção dos restos vegetais na superfície, há diminuição das variações de temperatura e umidade, o que favorece a atividade da fauna do solo, responsável pela abertura de canais por onde também pode ocorrer o transporte das partículas de calcário (CIOTTA et al., 2004). Bayer e Mielniczuk (1999) demonstraram que a matéria orgânica possui importância na fase de ciclagem de nutrientes e no controle da umidade, temperatura, infiltração, erosão e atividade biológica do solo.

A baixa mobilidade de  $\text{Ca}^{2+}$  na forma de carbonatos em solos ácidos se deve a ausência de ânions acompanhantes. Pavan (1994), Oliveira e Pavan (1996) e Caires et al. (1999) observaram elevação de pH, diminuição do Al trocável e aumento nos teores de Ca e Mg até a camada subsuperficial no sistema plantio direto. Outros trabalhos têm demonstrado a mobilização de Ca em subsolo na forma orgânica, principalmente na forma de fulvato-Ca (FRANCHINI et al., 1999b). A mobilidade do Ca e Mg no perfil do solo é função da matéria orgânica, pH, tipo de planta cultivada, tipo de solo, adubação nitrogenada e precipitação pluviométrica (TIRITAN, 2001).

A baixa solubilidade do  $\text{CaCO}_3$  e a ausência do ânion acompanhante não conferem ao cultivo convencional as mesmas características de caminamento dos cátions e neutralização da acidez em subsuperfície ocorridas no sistema plantio direto, e esta ação é atribuída aos complexos orgânicos hidrossolúveis dos resíduos vegetais, os quais destacam-se os ácidos orgânicos que promovem as alterações químicas até a camada subsuperficial dos solos (FRANCHINI et al., 1999a).

A movimentação de cátions é atribuída a formação de complexos com ligantes orgânicos originados por resíduos vegetais presentes na superfície do solo. Tais complexos apresentam cargas negativas ou nulas e como o complexo de troca do solo possui, predominantemente, baixa quantidade de cargas negativas, a retenção destas moléculas é baixa (SANTOS, 1997; PAVAN e MIYAZAWA, 1998; ZIGLIO et al., 1999).

Se a estabilidade dos complexos Ca-ligantes orgânicos for baixa a movimentação no perfil do solo será pequena e comportam-se como sais inorgânicos, porém se a constante de estabilidade for alta o Ca do complexo orgânico se desloca até a subsuperfície, onde será substituído pelo Al e adsorvidos nas partículas de solo, devido a estabilidade do Al ser maior que o Ca. Assim, há uma diminuição do Al nas camadas superficiais de solos onde o corretivo foi aplicado na superfície (SÁ, 1995), tendendo esta correção a se estender as camadas subsuperficiais ao longo do tempo de cultivo (OLIVEIRA e PAVAN, 1996; CAIRES et al., 1998; CAIRES et al., 1999; TIRITAN, 2001).

A deposição periódica de resíduos orgânicos na superfície do solo favorece a acidificação do solo (CAIRES, 2000; CIOTTA et al., 2002), pois continuamente a matéria orgânica está sendo decomposta em ácidos orgânicos e dióxido de carbono; estes ácidos orgânicos podem ligar-se a ânions como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ , e serem lixiviados para subsuperfície.

O tempo de reação do calcário aplicado na superfície do solo em no sistema plantio direto pode variar em função da dose, das características químicas do solo, do manejo da adubação e calagem, do sistema de rotação de culturas e da reatividade do corretivo (CAIRES et al., 2000), do período transcorrido após a calagem, conteúdo de matéria orgânica do solo e quantidade de resíduos vegetais na superfície (CIOTTA et al., 2004).

A capacidade de neutralização da acidez dos solos por resíduos vegetais esta relacionada com os teores de Ca, Mg e K, conseqüentemente com ânions

orgânicos e inorgânicos, pelo princípio da eletronegatividade. O sistema plantio direto diminui o contato dos resíduos vegetais com o solo, reduzindo assim a taxa de decomposição dos ligantes orgânicos por microrganismos (FRANCHINI et al., 1999a).

Os resíduos vegetais, presentes nesse sistema promovem a complexação dos íons  $Al^{+3}$  com as substâncias orgânicas e com complexos hidrossolúveis de baixo peso molecular, que, segundo Miyazawa et al. (1996), formam compostos de baixa solubilidade, mesmo com o decréscimo do pH do solo (Paiva et al., 1996).

Várias espécies de cobertura vegetal utilizadas no sistema plantio direto, têm efeito na neutralização da acidez até a camada subsuperficial. A capacidade de neutralização da acidez do solo por resíduos vegetais está associada aos seus teores de cátions e carbono orgânico solúvel (FRANCHINI et al., 1999a; MIYAZAWA et al., 1999; MIYAZAWA et al., 1993). No entanto, Tiritan (2001) cita que apenas o manejo da palha no sistema plantio direto não altera os atributos químicos do solo.

### **2.3 Alterações químicas, físicas e biológicas causadas pela aplicação de resíduos**

Quanto ao uso de resíduos urbanos e industriais, no Brasil a literatura apresenta resultados que de forma geral são favoráveis à sua aplicação na agricultura. Em trabalhos conduzidos por pesquisadores como Fiest et al. (1999), Carmo (2001), Melo et al. (2001), Corrêa (2001), Tsutiya (2001), Melfi et al. (2001), Galdos et al. (2004) e Corrêa (2005), dentre outros, foi constatada a eficiência do uso de lodos de esgoto na correção da acidez do solo, elevando o valor de pH e neutralizando o Al tóxico. E dentre alguns resíduos industriais que apresentam comportamento semelhante ao calcário, utilizados como corretivo de acidez do solo, estão a escória de aciaria (PIAU, 1991, 1995; AMARAL et al., 1994; PRADO et al., 2002; PRADO et al., 2003; CORRÊA, 2001, 2005) e a lama cal (VETTORAZZO et al., 1999; CORRÊA, 2005).

Quanto aos aspectos químicos, a aplicação de lodo de esgoto ao solo tem propiciado elevação dos teores de fósforo (SILVA et al., 2002), de carbono orgânico (CAVALLARO et al., 1993), da fração humina da matéria orgânica (MELO et al., 1994), do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (BETTIOL et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2002). Dentre os efeitos dos lodos sobre as propriedades físicas do solo, condicionadas principalmente pela presença de matéria orgânica, destacam-se a melhoria no

estado de agregação das partículas do solo, com conseqüente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água (MELO e MARQUES, 2000).

Segundo Borges e Coutinho (2004a) o comportamento dos metais pode ser influenciado por atributos do solo, tais como: teor de argila, matéria orgânica, conteúdo de óxidos e pH. Portanto, os critérios para aplicação de lodo de esgoto deveriam ser baseados também nos atributos do solo e não apenas nos teores totais de metais presentes no lodo. Neste sentido, o conhecimento de como esses atributos influenciam o comportamento dos metais torna-se fundamental para o estabelecimento da carga máxima de resíduo que um solo pode receber. A capacidade de adsorção específica dos metais pesados adicionados ao solo, via lodo, persistirá enquanto esses elementos estiverem no solo, sugerindo, portanto, que os metais não permaneceriam em formas prontamente disponíveis às plantas e que o resíduo, que é a fonte de contaminação de metais pesados, tem em sua carga orgânica uma forma de aumentar a capacidade dos solos para retê-los (Corey et al., 1987 citado por OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001).

Conforme Borges e Coutinho (2004a) o lodo de esgoto contém um teor de matéria orgânica que varia de 70 a 600 g kg<sup>-1</sup>, de acordo com sua procedência e tipo de tratamento ao qual foi submetido. Aplicações de material orgânico ao solo causam aumento na atividade dos microrganismos, os quais adicionam agentes complexantes ao solo, bem como podem influir em seu potencial redox (SHUMAN, 1988). Deste modo, é esperado que ocorram mudanças entre os teores de metais nas diversas frações do solo. A importância da matéria orgânica na complexação de metais foi demonstrada por Sanders et al. (1986) que observaram aumentos nos teores de Zn, Ni, Cd e Cu extraídos da fração orgânica do solo, após cinco anos de aplicações de lodo. Resultado semelhante foi obtido por McGrath et al. (1988) para Mn, Cu e Zn em solos que receberam aplicações de turfa.

Sendo o lodo um material rico em compostos orgânicos e com alto teor de ácido fúlvico solúvel, quando adicionando ao solo, Oliveira et al. (2003) verificaram que os compostos orgânicos solúveis formaram complexos com os metais pesados, principalmente com zinco e cádmio, e os compostos inorgânicos de ferro e manganês, incorporados ao solo interferiram sensivelmente na adsorção de cádmio, zinco e chumbo. De acordo com Oliveira (1998) os óxidos de ferro e manganês presentes no lodo são capazes de imobilizar metais pesados por longo período de tempo, reduzindo os riscos de contaminação deste material.

Os lodos de esgoto são importantes fontes de nutrientes às plantas, principalmente de fósforo (BOARETTO e NAKAGAWA, 1982; VILLAS BÔAS et al., 1984; BERTON et al., 1989; MARQUES et al., 1993; SIMONETE et al., 1999; CORRÊA, 2001; MELFI et al., 2001). Silva et al. (1998) observaram que o lodo apresenta menor custo de  $P_2O_5$  e N em relação a fontes tradicionais (superfosfato triplo e uréia). O nitrogênio aplicado via lodo é um dos mais importantes (GLÓRIA, 1992; MELO et al., 1994; SIMONETE et al., 1999; GALLI et al., 1999; VIEIRA, 2000; CORRÊA, 2001). A formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado (ANDRADE et al., 1999), sem que haja quantidade excessiva de nitrato no solo (VIEIRA, 2000). No entanto, não tem sido boa fonte de potássio, por este ser facilmente solubilizado em água, encontrando-se em baixos teores.

Uma das ações importantes dos lodos de esgoto está relacionada à sua utilização como melhoradores do aproveitamento do fósforo aplicado ao solo, ocorrendo liberação moderada deste, porém contínua, em contraste com os fertilizantes solúveis que fornecem elevado teor de P solúvel, imediatamente após sua aplicação (MINHONI et al., 1993). A decomposição do lodo no solo produz agentes complexantes que facilitam a movimentação de fosfatos combinados com ferro e alumínio (TSUTIYA, 2001).

A adubação orgânica com lodo de esgoto aumenta os teores de Ca e Mg (SILVA et al., 1998; FIEST et al., 1999; SIMONETE et al., 1999; FORTES NETO et al., 1999; GALLI et al., 1999; CORRÊA, 2001; TSUTIYA, 2001; MELFI et al., 2001; MELO et al., 2001). Nos casos onde se utiliza cal para desinfecção, pode-se elevar o teor de cálcio no solo pela aplicação deste lodo. Aumentando os valores de Ca, Mg e K, também aumentará a soma de bases. O aumento da saturação por bases e de capacidade de troca de cátions do solo através da aplicação de lodos, melhorando as características químicas do solo, foram verificados por autores como Bertoncini et al. (1999), Galli et al. (1999), Simonete et al. (1999), Fiest et al. (1999), Carmo e Lambais (2000) e Corrêa et al. (2007).

Com relação aos teores de Zn, Mn e Cu disponíveis no solo, observou-se que o aumento na quantidade de lodo elevou, de maneira geral, a disponibilidade destes elementos no solo (MARQUES et al., 1993; SIMONETE et al. 1999). Oliveira e Mattiazzo (2001) avaliando a possibilidade de incrementos na absorção de Cd, Cr, Ni e Pb pelas plantas

de cana-de-açúcar cultivada em Latossolo tratado com lodo, verificaram que estes elementos estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado.

O lodo de esgoto tem apresentado bons resultados como fertilizante para diversas culturas, dentre elas, soja (BROWN et al., 1997; VIERIRA et al., 2005; CORRÊA, 2005), trigo (BROWN et al., 1997), milho (SILVA et al., 1997; BERTON et al., 1997; VIEIRA e CARDOSO, 2003; SIMONETE et al., 2003), feijão (DESCHAMPS e FAVARETTO, 1997; VIEIRA et al., 2002), girassol (DESCHAMPS e FAVARETTO, 1997), cana-de-açúcar (SILVA et al., 2001), sendo, portanto, um fertilizante potencial em diversas condições de solo e clima. Barros et al. (2002) verificaram aumento dos teores de nitrogênio em plantas, os quais foram proporcionais ao aumento das doses de lodo, enquanto Silva et al. (2002) comprovaram que o lodo utilizado obteve eficiência 25% superior à do superfosfato triplo como fonte de fósforo para o milho. O potássio, em virtude da baixa concentração nos lodos, devido sua alta solubilidade em água, tem sido o elemento de maior necessidade de suplementação com fertilizantes minerais quando utilizado para adubação (ROSS et al., 1990; MELO et al., 1997).

Outro fator importante no controle do comportamento químico dos metais é a reação do solo. Em geral, os metais apresentam maior solubilidade em condições de acidez, no entanto, quando há aumento do pH do solo, proporcionados pela calagem, a disponibilidade de metais pesados para as plantas é reduzida. Sims e Patrick (1978) encontraram maiores teores de Fe, Mn, Zn e Cu nas frações (trocável e orgânica) do solo em menores valores de pH. Sims (1986) relatou que as formas trocáveis de Mn e Zn foram predominantes em valores de pH inferiores a 5,2, ao passo que, em valores acima deste, predominaram as formas ligadas à matéria orgânica e aos óxidos (BORGES e COUTINHO, 2004a).

Simonete et al. (2003) analisando o efeito do lodo de esgoto no crescimento do milho, verificaram que o acúmulo de macronutrientes e a produção de matéria seca aumentaram com a aplicação deste e são incrementados pela adição de K mineral.

Estudando a aplicação de lodo no solo, Galdos et al. (2004) verificaram aumentos significativos para os valores de pH do solo sem corretivo. A elevação do pH foi atribuída a liberação de amônia proveniente da decomposição de compostos orgânicos presentes no resíduo. Os teores de fósforo disponíveis no solo onde foi aplicado o

lodo foram semelhantes aos do tratamento NPK. Entretanto, a aplicação de lodo aumentou as frações lábeis e moderadamente lábeis do fósforo na camada superficial.

A explicação para o aumento do pH, pela aplicação de lodo de esgoto, é a formação de íons amônio devido à oxidação do N-orgânico (BERTON et al., 1989). Para lodos centrifugados e tratados com cal virgem para a esterilização de agentes patogênicos, a elevação do pH do solo é consequência do enriquecimento pelo CaO, que possui alto poder corretivo (CARMO, 2001; Corrêa, 2001 e 2005).

Trabalhando com lodo de esgoto tratado com cal, Jorge et al. (1991) concluíram que seu uso promove o aumento do pH e do teor de cálcio no solo, reduzindo o teor de alumínio trocável, podendo resultar numa menor estabilidade de agregados. No entanto, Chueiri (2001) assegura que a elevação excessiva do pH devido ao uso do lodo alcalinizado na agricultura, tendo como base somente o fornecimento de nutrientes, sem considerar seu efeito corretivo da acidez, é uma prática de risco, em solos alcalinos, pois esta prática pode causar prejuízos ao agricultor e danos ao solo.

A escória de aciaria é constituída quimicamente de um silicato de cálcio ( $\text{CaSiO}_3$ ) (AMARAL et al., 1994), e apresenta comportamento semelhante ao calcário, sendo justificado seu uso como corretivo de acidez (RIBEIRO et al., 1986; LOUZADA, 1987; PIAU, 1991; VELOSO et al., 1992). Em relação aos metais pesados, estudos com escória contendo Al, Ti, Pb, Cr, Ni, Ba, V, Cd, e Sr, mostraram que estes metais contidos no solo e nos corretivos não prejudicam a vida vegetativa das plantas e nem causam danos ao solo (PIAU, 1995).

Apresenta, no entanto, liberação mais lenta de nutrientes, como foi observado por Prado e Fernandes (2000), em solo cultivado com cana-de-açúcar em vasos, o que possibilita maior efeito residual da escória. Segundo Prado et al. (2003), é possível que esse maior efeito residual dos silicatos no solo, com o uso da escória, seja devido a um equilíbrio químico, ou seja, com a solubilização da escória, obtém-se um incremento inicial do valor pH e da concentração de Ca. Esse aumento pressupõe decréscimos na dissolução da escória, uma vez que a solubidade desse material em solução aquosa diminui com o aumento do pH e da concentração de Ca da solução (KATO e OWA, 1996).

A superioridade das escórias em relação aos calcários, em certas situações, é atribuída ao seu conteúdo de micronutrientes, tendo, portanto um efeito

fertilizante. Desse modo, a aplicação da escória, além de corrigir a acidez do solo, fornece micronutrientes (AMARAL et al., 1994), e isso é uma vantagem em relação ao calcário, visto que a escória apresenta, em sua composição, quantidades suficientes para ser considerada fonte de micronutrientes. Esse aspecto ficou comprovado no trabalho de Valadares et al. (1974), que analisaram duas escórias, observando teores superiores de micronutrientes em comparação com dezesseis calcários de diferentes naturezas.

Os efeitos da lama de cal provenientes de indústria de papel nas características químicas do lixiviado do solo variam em função das doses empregadas e não houve impacto negativo do sódio com a aplicação no solo de até 6 Mg ha<sup>-1</sup> de lama de cal (VETTORAZZO et al., 1999). Aplicações de 4 e 6 Mg ha<sup>-1</sup> de lama de cal aumentaram significativamente o pH e as concentrações de Na<sup>+</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> no lixiviado. Não houve efeito da aplicação de lama de cal sobre as concentrações de Ca<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup> no lixiviado do solo.

Corrêa et al. (2007) avaliando os índices de acidez no perfil do solo em função da aplicação em superfície de biossólidos e resíduos industriais verificaram que enquanto o calcário ficou restrito nas camadas superficiais do solo principalmente para pH, Ca, Mg e V%, estes resíduos têm a vantagem de proporcionar maiores benefícios em profundidade, em especial a lama cal e o lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal, com menor ênfase para a escória de aciaria, a qual apresenta uma reação de solubilidade semelhante ao calcário. Segundo estes autores, os resíduos, escória de aciaria, lodo de esgoto centrifugado e lama cal, podem ser usados como materiais alternativos ao calcário, uma vez que favorecem a neutralização da acidez do solo, por possuírem em sua composição CaO, CaOH, CaSiO<sub>3</sub> e NaOH.

A principal característica física do solo afetada pela matéria orgânica é a agregação, afetando assim indiretamente as demais características físicas do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração da água, que são fundamentais para a capacidade produtiva do solo (BAYER e MIELNICZUK, 1999). A agregação também sofre influencia dos cátions Ca<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup>, determinando aumento de volume causando redução da densidade.

O uso de lodo de esgoto aumenta a concentração de matéria orgânica no solo, favorecendo a CTC, aumentando a ação quelante, aumentando o poder tampão e contribuindo como fonte de nutrientes de acordo com trabalhos apresentados por Bataglia et

al. (1983a), Melo et al. (1994), Marques (1997), Bettiol et al. (2000), Corrêa (2001, 2005). A matéria orgânica contida no lodo pode aumentar o conteúdo de húmus que melhora a capacidade de armazenamento e de infiltração de água no solo, aumentando a resistência dos agregados e reduzindo a erosão (TSUTIYA, 2001; CARVALHO, 2001; MELO et al., 2001; GALDOS et al., 2004).

Bettiol e Camargo (2000) afirmaram que a taxa de infiltração de água no solo é afetada pelo volume de poros, enquanto a capacidade de retenção de água é afetada pelo número e distribuição dos poros pela superfície específica, sendo ambas afetadas pela adição de lodo de esgoto, havendo assim aumento na capacidade de retenção de água.

Segundo Marciano et al. (2001), quando o solo originalmente possui uma boa estrutura, podem não ocorrer melhorias nos atributos físicos, mesmo com a aplicação de grandes quantidades de lodo, principalmente em propriedades com grande variabilidade espacial, como as de transmissão de água no solo. Logan et al. (1996) verificaram que a aplicação de grandes quantidades de lodo não alteraram as propriedades que influenciam a transmissão de água no solo, independentemente da textura. Os efeitos do lodo nos atributos físicos do solo dependem do tipo de solo e quantidade aplicada (MELO et al., 2004).

A biomassa microbiana pode ser enquadrada como o compartimento central do ciclo do carbono, representando um considerável reservatório de nutrientes no solo e um atributo fundamental para o estudo de ciclagem de nutrientes em diferentes ecossistemas, agindo assim como fonte e reserva catalisadora de nutrientes (GAMA-RODRIGUES et al., 1999). De acordo com Fortes Neto et al. (1999), os lodos possibilitam aumento na liberação de CO<sub>2</sub> e na redução de carbono degradado e na velocidade de decomposição da fração orgânica do resíduo no solo, aumentando assim a biomassa microbiana do solo.

A atividade microbiana, sobretudo bactérias e fungos (NAHAS, 1991), produz ácidos orgânicos (BANGAR et al., 1985; KUCEY et al., 1989) e outros produtos do metabolismo microbiano, durante o processo de decomposição da matéria orgânica. Tais ácidos podem dissolver o fosfato, e assim, liberar o fosfato para a solução do solo (MINHONI et al., 1991), além de adsorver cátions como Ca, Mg e K. De acordo com Thomas et al. (1985) estas variações podem estar associadas a fatores ecológicos influenciando a atividade microbiana no solo como, conteúdo e qualidade do material orgânico adicionado, capacidade máxima de adsorção de fósforo pelo solo e índice de pH.

A adição de lodo de esgoto aumenta a quantidade de nitrogênio mineralizado no solo, onde no início de sua aplicação nota-se a imobilização do N pelos microorganismos, formando assim uma competição com a planta neste período, havendo uma indisponibilização deste nutriente temporariamente (CARMO et al., 2000). A mineralização do N orgânico é resultante da atividade microbiana durante os cultivos disponibilizando N mineral as plantas. A contribuição do N mineralizável é cerca de 20 vezes a da fixação biológica do nitrogênio atmosférico (CAMARGO et al., 1999).

O lodo aplicado no solo induz um aumento efêmero da biomassa, medida pela quantidade de carbono ou nitrogênio microbiano. O maior estímulo do crescimento das populações microbianas pode ser notado devido à presença de matéria orgânica (CORRÊA, 2005) e de seu alto teor (FORTES NETO et al., 1999). De acordo com Melfi et al. (2001) a aplicação de lodo estimula a população microbiana no solo em função da adição de nutrientes e matéria orgânica, havendo um aumento de população dos microrganismos heterotróficos e diminuição dos autotróficos.

Segundo Oliveira et al. (2001), a aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas, com risco mínimo ao meio ambiente somente será possível através do monitoramento das camadas subsuperficiais do solo, que busquem definir taxas, frequência e épocas de aplicação do lodo, bem como, estratégias de manejo baseadas na limitação do número de aplicações sucessivas e possíveis períodos de cessamento necessários para que o solo volte às suas condições originais, quanto a teores de nitrogênio.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido a campo, no período de 2005 a 2007, na Fazenda Experimental Lageado, que pertence à Faculdade de Ciências Agronômicas - FCA/UNESP, localizada no município de Botucatu, SP, na região Centro-Oeste do Estado, situada na latitude de 22°51'15"S, longitude de 48°26'30"W e altitude de 740 m.

Através de levantamento detalhado realizado por Carvalho et al. (1983) e utilizando-se os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 1999a), o solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico, A moderado, textura média, fase campo subtropical, relevo suave ondulado. A análise granulométrica deste solo apresentou teores de 545 g kg<sup>-1</sup> de areia, 108 g kg<sup>-1</sup> de silte e 347 g kg<sup>-1</sup> de argila.

Segundo a classificação climática de Köeppen, o clima predominante na região é do tipo Cwa, caracterizado pelo clima tropical de altitude, com inverno seco e verão quente e chuvoso. O volume de precipitação anual é aproximadamente de 1600 mm, distribuído de forma irregular.

Os dados climáticos referentes à precipitação pluvial e de temperatura máxima e mínima durante a condução do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Fazenda Experimental Lageado, pertencente ao Departamento de Recursos Naturais - Setor de Climatologia, e estão apresentados na Figura 1.

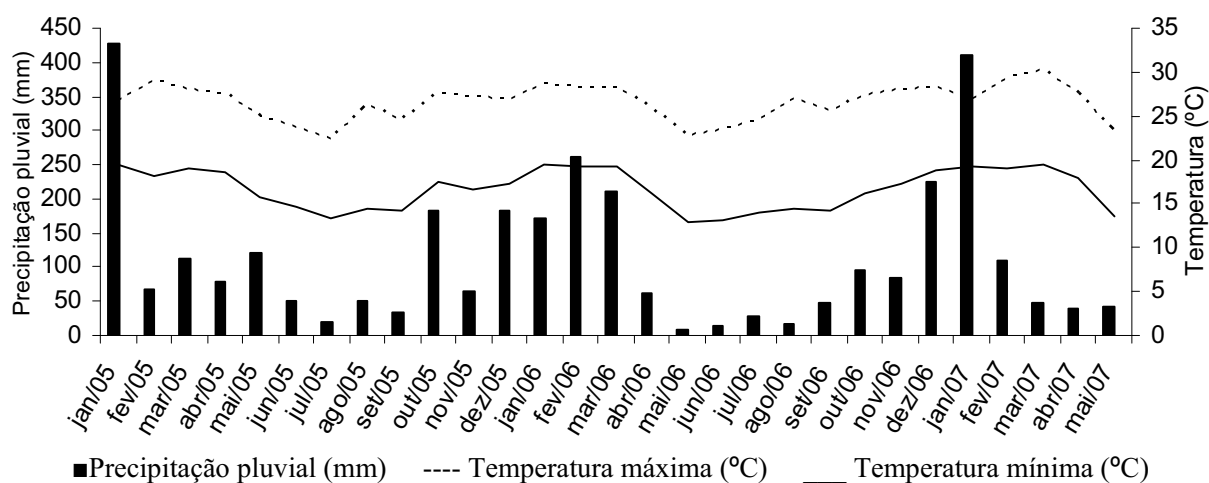


Figura 1. Precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) e de temperatura máxima e mínima (°C) registradas durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

A área utilizada no experimento vem sendo manejada em Sistema Plantio Direto (SPD) desde o ano de 1999. Em 2002 ocorreu a instalação do experimento, mediante aplicação superficial e sem incorporação de dois lodos de esgoto, um de biodigestor e um centrifugado, da lama cal e da escória de aciaria, conforme apresentado por Corrêa (2005). Neste trabalho, houve, portanto, a reaplicação dos tratamentos após 33 meses de reação destes resíduos no solo, e para tal, utilizou-se os mesmos materiais aplicados em 2002 (primeira aplicação).

A amostragem para a caracterização química inicial do solo foi realizada em 2002, na ocasião da instalação do experimento, quando foram coletadas 15 amostras em pontos aleatórios da área experimental (subamostra) a fim de obter uma amostra composta de solo, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm (Tabela 1) (CORRÊA, 2005). A análise química da amostra de solo foi realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo da Faculdade de Ciências Agrônomicas, segundo metodologia descrita por Rajj et al. (2001).

Tabela 1. Caracterização química do solo em 2002, na implantação do experimento.

Profundidade cm	pH CaCl <sub>2</sub>	MO g dm <sup>-3</sup>	Presina mg dm <sup>-3</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	V%
0-5	4,0	16	6	7	38	0,6	12	6	19	57	33
5-10	4,0	18	6	6	45	1,0	19	9	29	74	39
10-20	4,2	15	5	5	45	0,7	13	5	19	64	30
20-40	3,9	10	4	6	42	0,6	12	3	16	58	27

Fonte= CORRÊA, 2005

### **3.2 Delineamento experimental e tratamentos empregados**

O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso em esquema fatorial 4x4+1, com quatro repetições.

Os tratamentos foram constituídos por quatro resíduos, sendo dois urbanos, na forma de lodo de esgoto, sendo um centrifugado - LC, e outro de biodigestor - LB; e dois industriais, a lama cal - Lcal e a escória de aciaria - E.

Os resíduos foram aplicados em quatro doses, zero (testemunha), 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, além de um tratamento adicional com aplicação de calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), aplicados sobre a superfície do solo. Os resíduos e as doses utilizadas foram pré-estabelecidas por Corrêa (2005), em pesquisa iniciada em 2002, na mesma área experimental, ou seja, foram reaplicados neste experimento, e para tal, foram utilizados os mesmos materiais aplicados em 2002 (primeira aplicação).

O motivo que levou a esta reaplicação foi de que no período compreendido entre os anos de 2002, quando foi realizada a primeira aplicação dos resíduos, até 2005, houve redução de fatores como pH e V% do solo, efeitos que contribuíram para a redução da produtividade da cultura da soja.

#### **3.2.1 Considerações sobre os resíduos utilizados**

O lodo de esgoto centrifugado foi obtido na Estação de Tratamento de Esgoto de São José dos Campos, SP (esgoto de origem domiciliar), o qual é tratado com cal virgem (CaO) para a eliminação de organismos patogênicos; já o lodo de esgoto de biodigestor foi obtido na ETE de Barueri, SP (esgoto de origem domiciliar e industrial), no qual são adicionados polieletrólitos durante o tratamento.

A lama cal foi proveniente da empresa de celulose Luwarcel Celulose Papel, SP, sendo um dos resíduos gerados no processo da fabricação de papel e celulose, na etapa de clarificação da celulose. A escória de aciaria foi proveniente da Siderurgia Mannesmann, MG, um resíduo gerado na indústria da fundição do aço e do ferro-gusa.

##### **3.2.1.1 Caracterização química dos resíduos**

A amostragem e a determinação das características dos lodos de esgoto (LC e LB), da lama cal (Lcal), da escória de aciaria (E) e do calcário, seguiram metodologias

descritas pelo Laboratório Nacional de referência Vegetal - LANARV (1983), que dispõe sobre a análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes. As análises foram realizadas no Laboratório de Adubos e Corretivos do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo da FCA/UNESP de Botucatu, SP.

Na Tabela 2 esta apresentada a caracterização química dos resíduos utilizados no experimento, bem como os valores de concentração máxima permitida (CMP) para metais pesados em lodos de esgoto e resíduos com base na legislação vigente.

Tabela 2. Composição química dos resíduos utilizados no experimento e valores de concentração máxima permitida (CMP) para lodos de esgoto e resíduos.

Parâmetro	Unidade <sup>(1)</sup>	LC <sup>(2)</sup>	LB <sup>(3)</sup>	Lcal <sup>(4)</sup>	E <sup>(5)</sup>	CMP <sup>(6)</sup>	CMP <sup>(7)</sup>	CMP <sup>(8)</sup>
Umidade	%	5	29	19	2			
Matéria orgânica	%	26	50	3	1			
Carbono orgânico	%	14,4	27,8	1,7	0,3			
Relação C/N	%	6/1	7/1	7/1	1/1			
pH	CaCl <sub>2</sub>	12,0	7,0	12,0	12,0			
Nitrogênio	g kg <sup>-1</sup>	25	40	4	3			
Fósforo	g kg <sup>-1</sup>	20	49	2	14			
Potássio	g kg <sup>-1</sup>	3,0	2,0	1,0	1,0			
Cálcio	g kg <sup>-1</sup>	280	20	370	230			
Magnésio	g kg <sup>-1</sup>	4	4	6	21			
Enxofre	mg kg <sup>-1</sup>	0,5	1,6	0,3				
Sódio	mg kg <sup>-1</sup>	640	500	20400	600			
Cobre	mg kg <sup>-1</sup>	72	760	90	16	4300	1500	
Ferro	mg kg <sup>-1</sup>	1600	36750	1096	22900			
Manganês	mg kg <sup>-1</sup>	104	218	158	34300			
Zinco	mg kg <sup>-1</sup>	660	2950	86	24	7500	2800	
Arsênio	mg kg <sup>-1</sup>	14	27	1,4	5	75	41	1000
Cádmio	mg kg <sup>-1</sup>	n.d. <sup>(9)</sup>	0,1	n.d.	n.d.	85	39	n.a. <sup>(10)</sup>
Cromo	mg kg <sup>-1</sup>	4	19	13	61	3000	1000	n.a.
Chumbo	mg kg <sup>-1</sup>	17	107	60	308	840	300	1000
Mercúrio	mg kg <sup>-1</sup>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	57	17	100
Níquel	mg kg <sup>-1</sup>	7	180	96	19	420	420	n.a.

<sup>(1)</sup>Teores Totais de concentração dados com base na matéria seca; <sup>(2)</sup>LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP); <sup>(3)</sup>LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP); <sup>(4)</sup>Lcal= lama cal (Luwarcel, SP); <sup>(5)</sup>E= escória de aciaria (Mannesmann, MG); <sup>(6)</sup>CMP= Concentração Máxima Permitida para metais em lodos de esgoto pela norma P4230 (CETESB, 1999); <sup>(7)</sup>CMP= Concentração Máxima Permitida para metais em lodos de esgoto pela resolução 375 (CONAMA, 2006); <sup>(8)</sup>CMP= Concentração Máxima Permitida para metais em resíduos pela NBR 10004 (ABNT, 1987, 2004); <sup>(9)</sup>n.d.= Concentrações abaixo do limite de determinação do método analítico empregado. <sup>(10)</sup>n.a.= não aplicável (não descrito o limite na NBR 10004). Fonte= CORRÊA, 2005.

Nesta metodologia, a determinação do teor total de metais pesados presentes em cada resíduo (Tabela 2), foi com base nos ácidos nítrico e clorídrico, método que apresenta semelhança ao da EPA SW-846, porém sem a presença da água oxigenada (Abreu et

al., 2001). As leituras foram analisadas em espectrofotômetro de emissão em plasma induzida em argônio (ICP/AES).

### 3.2.1.2 A legislação para utilização dos resíduos

De modo geral, as normas brasileiras referentes aos resíduos consistem na determinação das características químicas e físicas desses materiais, através da avaliação dos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, dita várias normatizações referentes aos resíduos, dentre elas a NBR 10004/2004, que classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública e indica a destinação adequada para estes resíduos.

Segundo a norma brasileira NBR 10004/2004, os resíduos sólidos são definidos como: *“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos de água, ou exijam para isso técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”*

A classificação para o gerenciamento dos resíduos na NBR 10004/2004 estabelece dois grupos: os da Classe I - Perigosos, e os da Classe II - Não perigosos, sendo que esses últimos estão subdivididos em Classe II A - Não inertes e Classe II B - Inertes. Com base nesta classificação, os materiais utilizados nesta pesquisa fazem parte da classe II A - Não inertes, que compõem os resíduos orgânicos, dentre eles os lodos de esgoto, além de resíduos industriais como a lama cal e a escória de aciaria.

Ainda com relação aos resíduos, a Resolução nº 313, de 29 de outubro de 2002 do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, dispõe sobre o INVENTÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS com base na norma da ABNT NBR 10004/2004 - Resíduos Sólidos, segundo a qual, resíduo sólido industrial: é todo o resíduo que resulte de atividades industriais e que se encontre nos estados sólido, semi-sólido, gasoso - quando contido, e líquido - cujas particularidades tornem inviável o seu

lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição. Os resíduos sólidos são classificados como perigosos, não inertes e inertes.

Para a utilização dos lodos de esgoto no ensaio foram respeitados todos os critérios estabelecidos pela legislação vigente no Brasil, através da Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006 do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Tomando como principais critérios, a Seção I, art. 2º, inciso II, a aplicação no solo pode ser realizada sobre a superfície do terreno, seguida ou não de incorporação. Dessa forma, a referida Resolução não discrimina a utilização do lodo de esgoto no sistema plantio direto.

Os teores totais de metais pesados obtidos nos resíduos industriais, Lcal e E, foram comparados aos valores máximos permitidos pela norma de aplicação de resíduos sólidos NBR 10004/1987 e 2004 (1987, 2004) e dos lodos de esgoto, LB e LC, à legislação imposta pela CETESB – P4230 de agosto 1999, para o estado de São Paulo e pela Resolução nº 375/2006 do CONAMA, propostos na Seção III, art. 11, a nível nacional. Conforme apresentado na Tabela 2, os quatro resíduos utilizados neste trabalho respeitam os limites máximos de concentração para teor total de metais pesados, ou seja, apresentam resultados de metais pesados inferiores aos valores limítrofes propostos pela legislação brasileira.

Com relação aos agentes patogênicos, em termos de concentração de patógenos, de acordo com os valores propostos na Seção III, art. 11 da Resolução nº 375/ 2006 do CONAMA, os lodos de esgoto são divididos em duas classes, A e B. O lodo Classe A deve apresentar: Coliformes Termotolerantes  $<10^3$  NMP (Número Mais Provável)/g de ST (Sólidos Totais); Ovos viáveis de helmintos  $< 0,25$  ovo/g de ST; *Salmonella* ausência em 10 g de ST; Vírus  $< 0,25$  UFP (Unidade Formadora de Placa) ou UFF(Unidade Formadora de Foco)/g de ST; e para o Classe B: Coliformes Termotolerantes  $<10^6$  NMP/g de ST; Ovos viáveis de helmintos  $< 10$  ovos/g de ST. Ainda nesta Seção, § 1º, a resolução cita que a partir de agosto de 2011 somente será permitida a aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado classe A, exceto sejam propostos novos critérios ou limites baseados em estudos de avaliação de risco e

dados epidemiológicos nacionais, que demonstrem a segurança do uso do lodo de esgoto Classe B.

Dessa forma, o lodo de esgoto centrifugado LC, o qual é tratado com cal virgem (CaO) para a eliminação de organismos patogênicos, foi classificado como de Classe A, enquanto o lodo de biodigestor LB, no qual são adicionados polieletrólitos durante o tratamento, foi classificado como de Classe B.

Antes da aplicação no solo, os lodos de esgoto foram expostos ao sol por um período de 30 dias, sofrendo dessa forma uma solarização, mediante a utilização de lona plástica transparente, para a redução do teor de umidade, fato que também contribuiu para a redução de patógenos, principalmente para o lodo de biodigestor LB, enquanto que, para o lodo centrifugado LC a maior contribuição na redução de patógenos se deve a adição de cal virgem durante o condicionamento. Além disso, deve-se considerar que os materiais ainda ficaram expostos ao sol após a aplicação no campo, pois foram mantidos na superfície do terreno, auxiliando também na eliminação dos possíveis agentes patogênicos presentes.

Quanto às culturas aptas a receberem lodo de esgoto, conforme a Seção IV da Resolução nº 375/2006 do CONAMA, segundo o art. 12 fica proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. De acordo com o art. 13 o lodo Classe A pode ser aplicado em qualquer cultura, desde que, respeitadas as restrições previstas nos arts. 12 e 15 desta Resolução. Considerando o art. 14, a utilização de lodo de esgoto ou produto derivado enquadrado como classe B é restrita ao cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de fibras e óleos, desde que respeitadas as restrições previstas no art. 15 e no inciso XI, do art. 18 desta Resolução. Diante do exposto, o lodo de esgoto LB definido como de Classe B pode ser utilizado na cultura da soja.

Outro padrão adotado na análise dos resíduos foi a capacidade destes em corrigir a acidez do solo, para tal, foram determinadas características como a reatividade (RE), o poder neutralizante (PN) e o poder relativo de neutralização total (PRNT) da lama cal (Lcal), dos lodos de esgoto (LC e LB) e da escória de aciaria (E), além do calcário, resultados estes, que poderão ser vistos na Tabela 3, no item 4.1, onde será discutido com maiores detalhes.

Esta análise torna possível a comparação entre os tratamentos como materiais corretivos da acidez. Dessa forma, em razão de seus conteúdos em material neutralizante, granulometria e natureza de composição atender às exigências da legislação brasileira, apresentada pelo Ministério da Agricultura (Tabela 3), que tem como base o trabalho de Alcarde et al. (1992), os resíduos, escória de aciaria (E), lama cal (Lcal) e o lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (LC) podem ser utilizados como materiais corretivos da acidez, o que não acontece para o lodo de esgoto de biodigestor (LB), que em função de suas características químicas não é permitido para este fim por não atender a legislação.

### 3.2.1.2 As doses

Para a determinação das doses, Corrêa (2005) montou um ensaio preliminar com duração de um mês, mediante incubação em casa de vegetação de várias doses de cada um dos resíduos, iniciando em  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$  até  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$ , em sacos plásticos contendo  $1,0 \text{ kg}$  de terra proveniente da área experimental, com teor de umidade de 70% da capacidade de campo, para determinar o poder de neutralização dos resíduos, tendo como critério a recomendação não ultrapassar o valor de pH 7,0 em  $\text{CaCl}_2$  (TSUTIYA et al., 2001; MELO et al., 2001), para só então, definir as doses que seriam aplicadas. Doses estas que segundo Corrêa (2005), foram adotadas em função do resíduo lama cal ter atingido valor de pH em  $\text{CaCl}_2$  de 0,7 com a dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , dessa forma, foram adotados valores de dose abaixo desta, selecionando os números que pudessem formar uma progressão geométrica, para melhor ajuste do comportamento matemático das variáveis. Mesmo apresentando diferenças entre os resíduos quanto às propriedades físicas e químicas, foram utilizadas as mesmas doses em razão da análise estatística.

Para a determinação da dose de calcário o referido autor utilizou o método de saturação por bases para elevar este índice a 60%, com base de cálculo para a profundidade de 0-20 cm, para produção de soja (Raij et al., 1997), equivalendo a  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  de calcário dolomítico ( $280 \text{ g kg}^{-1}$  de  $\text{CaO}$ ,  $230 \text{ g kg}^{-1}$  de  $\text{Mg O}$  e PRNT de 70%).

### 3.3 Instalação e condução do experimento

O experimento em questão foi conduzido de abril de 2005 a maio de 2007, mediante reaplicação superficial dos resíduos após 33 meses de reação destes resíduos no solo.

Para tal, em abril de 2005 as parcelas do experimento foram remarcadas. Onde cada uma das parcelas apresenta 6,0 m de largura por 7,0 m de comprimento, além de 1 m de bordadura entre as parcelas do mesmo bloco e de 3 m entre os blocos.

Após o estaqueamento das parcelas, ocorreu o manejo da vegetação espontânea por meio de dessecação com a aplicação de herbicida a base de Glyphosate. Em seguida foi realizada uma amostragem fracionada do perfil do solo nas camadas de 0-5, 5-0, 10-20 e 20-40 cm, para a determinação das características químicas do solo em cada uma das parcelas, correspondendo a amostragem inicial (tempo zero).

Em maio de 2005 foi realizada manualmente a reaplicação dos resíduos e do calcário nas respectivas parcelas. Após duas semanas, foi semeada a cultura da aveia preta, cultivar IAPAR 61, como cultura de inverno, utilizando-se o espaçamento de 17 cm entre linhas, com 70 sementes por metro de sulco, e conduzida por aproximadamente quatro meses, e neste período não foram necessários o controle de plantas daninhas, pragas e doenças.

Em agosto de 2005, após a dessecação da cultura da aveia preta (inverno 2005), foi realizada a segunda amostragem de solo, após 4 meses da reaplicação dos tratamentos, mediante caracterização fracionada do perfil.

A cultura da soja foi semeada em novembro de 2005, como cultura de verão (ano agrícola 2005/2006) e conduzida de acordo com as recomendações técnicas para a cultura. O cultivar utilizado foi a Embrapa 48, no espaçamento de 45 cm entre linhas e densidade de semeadura de 21 sementes por metro de sulco, e como adubação de base foram aplicados 300 kg ha<sup>-1</sup> do fertilizante químico formulado 08-28-16. Para o tratamento das sementes foram utilizados inoculante a base de *Bradyrhizobium japonicum*, micronutrientes (Co + Mo) e fungicida (Carboxin + Thiran), nas doses recomendadas pelos fabricantes. Durante a condução da cultura foram realizados os tratamentos fitossanitários necessários para

o bom desenvolvimento da cultura, mediante o controle de pragas, doenças e plantas daninhas. A colheita da soja foi realizada em abril de 2006.

Em maio de 2006 foi semeada novamente a cultura da aveia preta como planta de cobertura durante o período de inverno. Em outubro de 2006, após 18 meses da reaplicação dos resíduos, foi realizada nova amostragem fracionada do solo. A cultura da soja foi semeada novamente em novembro de 2006 (ano agrícola 2006/2007), cuja colheita ocorreu em março de 2007. Após a colheita da soja, em abril de 2007 foi realizada outra amostragem fracionada do perfil do solo, portanto, após 25 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário. As operações de amostragens, implantação, controles fitossanitários, variedades e adubações utilizadas foram as mesmas nos dois anos de cultivo.

### **3.4 Amostragens e avaliações realizadas**

#### **3.4.1 Determinação da reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos e do calcário**

A amostragem e a determinação da reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos lodos de esgoto (LC e LB), da lama cal (Lcal), da escória de aciaria (E) e do calcário, seguiram metodologia descrita pelo Laboratório Nacional de referência Vegetal - LANARV (1983), que se refere a análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes, e realizadas no Laboratório de Adubos e Corretivos do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo da FCA/UNESP de Botucatu, SP. Para estas determinações foram coletadas amostras compostas de cada um dos resíduos.

Para a obtenção da reatividade (RE) dos resíduos avaliados, foi determinada a composição granulométrica dos materiais, mediante a porcentagem de partículas retidas nas peneiras ABNT nº 10 ( $\varnothing = 2$  mm), ABNT nº 20 ( $\varnothing = 0,84$  mm), ABNT nº 50 ( $\varnothing = 0,30$  mm) e fundo ( $\varnothing < 0,30$  mm), respectivamente, fração  $> 2$  mm, entre 2 e 0,84, entre 0,84 e 0,30 e  $< 0,30$  mm, e calculada através da equação:  $RE (\%) = (0,2 \times ABNT \text{ nº } 20) + (0,6 \times ABNT \text{ nº } 50) + (1,0 \times \text{fundo})$ . O poder neutralizante (PN) foi determinado por meio da quantidade de ácido clorídrico que reagiu com uma amostra de cada um dos resíduos. Já o poder relativo de neutralização total (PRNT) foi obtido a partir da determinação dos valores de PN e RE, mediante a seguinte equação:  $PRNT = (PN \times RE)/100$ .

### **3.4.2 Procedimentos para amostragens de solo e avaliações**

#### **3.4.2.1 Características químicas do solo**

As amostragens de solo para a caracterização química foram realizadas por meio de coleta estratificada, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm de profundidade. Para tal, em cada parcela foram coletadas aleatoriamente com o auxílio de um trado tipo sonda cinco amostras simples nas camadas de 0-5 e de 5-10 cm e três nas camadas de 10-20 e de 20-40 cm, a fim de obter uma amostra composta de cada camada estudada.

Durante a condução do experimento foram realizadas quatro amostragens estratificadas de solo. Em abril de 2005 realizou-se a primeira amostragem de solo, considerada amostragem inicial (tempo zero), efetuada antes da reaplicação dos resíduos e do calcário, a segunda coleta foi realizada em agosto de 2005, após a dessecação da cultura da aveia preta, após quatro meses da aplicação, outra em outubro de 2006, após 18 meses, e por final, uma amostragem em maio de 2007, após 25 meses da aplicação dos resíduos e do calcário.

Para o preparo das amostras procedeu-se a secagem ao ar, seguido de peneiramento em malha de 2 mm e acondicionadas para a posterior análise no Laboratório de Fertilidade do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo da FCA/UNESP de Botucatu.

Mediante análise química do solo foi determinado o pH em  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{H}^+\text{Al}$  (Quaggio e Raij, 2001), matéria orgânica (Cantarella et al., 2001), P (resina), K, Ca e Mg trocáveis (Raij e Quaggio, 2001) e, calculada a capacidade de troca de cátions (CTC) e a saturação por bases (V%).

Os teores de metais pesados disponíveis no solo, dentre eles os micronutrientes e os potencialmente tóxicos, foram determinados após extração com solução de DTPA em pH 7,3, seguindo a metodologia proposta por Raij et al. (2001). A partir dos extratos efetuou-se a leitura dos teores disponíveis dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn em espectrofotômetro absorção atômica (EAA) no Laboratório de Fertilidade do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, enquanto a leitura dos metais pesados potencialmente tóxicos As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V foram realizadas em um espectrofotômetro de emissão em plasma induzido em argônio (ICP/AES) no Laboratório de Solo e Planta do Departamento de Produção Vegetal - Agricultura.

Os comprimentos de onda utilizados no espectrofotômetro de emissão em plasma induzido em argônio (ICP/AES) para medir os teores de As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V foram 189.042, 214.438, 267.176, 194.227, 231.604, 220.353 e 310.230, respectivamente, cujos limites de detecção foram de 0,002 mg dm<sup>-3</sup> para As e Cd, 0,004 mg dm<sup>-3</sup> para Cr e V, 0,005 mg dm<sup>-3</sup> para Ni, 0,02 mg dm<sup>-3</sup> para Hg e 0,025 mg dm<sup>-3</sup> para Pb.

#### **3.4.2.2 Características físicas do solo**

As amostragens para a caracterização das propriedades físicas do solo foram realizadas após 4 e 25 meses da reaplicação dos resíduos, por meio de amostras deformadas.

A agregação do solo foi determinada pelo método do tamisamento a seco, utilizando-se de um conjunto de peneiras com malhas de dimensões decrescentes, de acordo com a metodologia da Embrapa (1997). Para esta operação, as amostras foram inicialmente peneiradas em malha de 4 mm, destas pesou-se 100 g, sendo em seguida, colocada em um conjunto de peneiras de malha 4,00-2,00 mm, 2,00-1,00 mm, 1,00-0,50 mm, 0,50-0,25 mm, 0,25-0,05 mm e <0,05 mm, acoplado a um agitador mecânico, onde foram agitadas por 15'. Após esta operação, as frações retidas em cada uma das peneiras foram cuidadosamente retiradas e pesadas, determinando-se dessa forma a porcentagem de partículas retidas em cada uma das peneiras utilizadas, dividindo-se dessa forma, as partículas por classes de tamanho. A partir da determinação das partículas por classes de tamanho foram calculados por meio de fórmulas descritas por Castro Filho (2002), os índices de qualidade do solo Diâmetro Médio Ponderado (DMP) e Índice de Estabilidade de Agregados (IEA).

Em maio de 2007 foi realizada uma amostragem mediante a coleta de amostras indeformadas pelo método do anel volumétrico e a determinação em mesa de tensão, da macroporosidade, microporosidade, porosidade total e densidade do solo, de acordo com a metodologia da Embrapa (1997).

Para esta amostragem foram abertas pequenas trincheiras, uma por parcela, onde nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm foram cravados anéis de aço, de bordos cortantes e com volume conhecido (98,2 cm<sup>3</sup>), com o auxílio de uma estrutura metálica denominada "castelo", cuja função é receber as pancadas da marreta e direcionar a penetração do anel. Após preparadas, aparando-se as arestas com o auxílio de uma faca, as amostras

foram embaladas com filme plástico e acondicionadas em geladeira para a posterior análise no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo.

### 3.4.2.3 Características microbiológicas do solo

A amostragem para análise microbiológica do solo foi realizada em abril de 2006, após a colheita da cultura da soja do ano agrícola 2005/2006, 11 meses da reaplicação dos resíduos, coletando-se quatro pontos por parcela com auxílio de um trado tipo sonda, para formar uma amostra composta, sendo coletadas somente as camadas de 0-5 e 5-10 cm, onde provavelmente há maior atividade dos microorganismos. Após a coleta, ainda no campo as amostras foram acondicionadas em caixa de isopor, e em seguida guardadas em geladeira a temperatura média de 4°C, até a realização da análise, realizada na mesma semana.

A biomassa microbiana foi determinada pelo método de irradiação-extração descrito por Ferreira et al. (1999), utilizando-se o forno de microondas marca LG, frequência de 2.450 MHz e concentração e energia 1,35 KW. Neste método o forno de microondas foi utilizado em substituição ao clorofórmio. Para tal, porções de 40 g de solo peneirado em malha de 2 mm foram colocadas em placas de Petri e esterilizadas no forno de microondas, por quatro minutos, para eliminar os microrganismos e provocar a liberação dos componentes celulares (carbono e nitrogênio), nestas amostras, a umidade foi determinada por diferença de peso antes e depois da esterilização. Uma segunda amostra referente ao mesmo tratamento não foi submetida à irradiação.

O carbono e o nitrogênio liberados da biomassa ( $C_{mic}$  e  $N_{mic}$ ) foram extraídos por uma solução de  $K_2SO_4$  0,5 mol L<sup>-1</sup>, utilizando uma relação solo:extrator 1:1,25 (Vance et al., 1987) e determinados através de metodologia de combustão por via úmida para o carbono, e de Kjeldhal para nitrogênio, sendo realizadas no Laboratório de Fertilidade do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, segundo Raij et al. (2001). O valor do carbono da biomassa microbiana foi calculado pela respectiva equação:  $C_{mic} = (C_i - C_{ni})/K_C$  em  $\mu g\ g^{-1}$  de C no solo, sendo:  $C_i$  - carbono da amostra irradiada;  $C_{ni}$  - carbono da amostra não irradiada;  $K_C = 0,33$  (fator de correção proposto por SPARLING e WEST, 1988). O valor do nitrogênio da biomassa microbiana foi calculado seguindo o mesmo princípio da equação anterior, diferindo apenas pelo uso de  $K_N$  de 0,54 (fator de correção proposto por BROOKES et al., 1985).

### **3.4.3 Procedimentos para amostragens de plantas e avaliações**

#### **3.4.3.1 Cultura da aveia preta**

Na cultura da aveia preta, conduzida no período de inverno dos anos de 2005 e 2006, a coleta das plantas para a determinação da massa de matéria seca e absorção de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos foi realizada no estágio de emborrachamento da cultura, cerca de 80 dias após a semeadura. Para a determinação da massa de matéria seca da parte aérea foram coletadas as plantas presentes em uma área de 0,25 m<sup>2</sup>, com o auxílio de uma estrutura vazada confeccionada em madeira, contendo as dimensões de 0,50 X 0,50 m. Após pesado, o material vegetal foi seco em estufa de circulação de ar forçado à temperatura de 60°C por 48 horas, decorrido este período, foram pesadas novamente e obteve-se a fitomassa da cultura.

Parte desse material seco foi moído e encaminhado para análise química no Laboratório de Plantas do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, onde foram determinados os teores de N, P, K, Ca, Mg, B, Cu, Zn, Mn e S, conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997), possibilitando avaliar a quantidade de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos absorvidos pela cultura e que poderão retornar ao solo.

A determinação dos teores de metais pesados potencialmente tóxicos, Cd, Cr, Co, Hg, Pb, As, V e Ni, foi obtida do extrato nitroperclórico da leitura dos nutrientes, a partir da digestão, segundo Malavolta et al. (1997), e as leituras efetuadas em espectrofotômetro de emissão em plasma induzido em argônio (ICP/AES) no Laboratório de Solo e Planta do Departamento de Produção Vegetal - Agricultura. Os comprimentos de onda utilizados no espectrofotômetro de emissão em plasma induzido em argônio (ICP/AES) para medir os teores de As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V foram 189.042, 214.438, 267.176, 194.227, 231.604, 220.353 e 310.230, respectivamente, cujos limites de detecção foram de 0,002 mg dm<sup>-3</sup> para As e Cd, 0,004 mg dm<sup>-3</sup> para Cr e V, 0,005 mg dm<sup>-3</sup> para Ni, 0,02 mg dm<sup>-3</sup> para Hg e 0,025 mg dm<sup>-3</sup> para Pb.

#### **3.4.3.2 Cultura da soja**

Na soja cultivada nas safras 2005/2006 e 2006/2007, a coleta de folhas para análise foliar ocorreu no estágio R2, que corresponde ao pleno florescimento (fevereiro).

A amostragem foliar ocorreu por meio da coleta da terceira ou a quarta folha com pecíolo, a partir do ápice da planta, o que corresponde a uma folha bem desenvolvida, sem deformações ou ataques de pragas e doenças, de 30 plantas por parcela, portanto 30 folhas, conforme citado por Malavolta et al. (1997). Em seguida, o material coletado foi seco em estufa de circulação de ar forçado à temperatura de 60°C por 48 horas, moído e armazenado para a posterior análise química, seguindo-se a mesma metodologia descrita para a cultura da aveia preta no item anterior (3.4.3.1).

A colheita da soja, safra 2005/2006, ocorreu em abril de 2006 e a da safra 2006/2007, em março de 2007, mediante colheita manual das plantas das duas linhas centrais, com dois metros cada, e em seguida, foram trilhadas mecanicamente. Na ocasião da colheita efetuou-se a contagem das plantas presentes em dois metros de duas linhas para estimar o componente de produção quantidade de plantas por hectare e, para os demais componentes foram separadas dez plantas para a determinação da altura de plantas, número de vagens por planta, número de grãos por vagem, massa de 100 grãos, variáveis que constituíram a produtividade. Depois da trilha mecânica, o material colhido foi peneirado e pesado, em seguida, amostras dos grãos de cada unidade experimental foram secos em estufa de circulação de ar forçado à temperatura de 60°C por 48 horas para determinar a umidade dos grãos, sendo posteriormente corrigida para 13% de umidade e determinada a produtividade em  $\text{kg ha}^{-1}$ .

### **3.5 Análise Estatística**

Os resultados foram submetidos à análise de variância e de regressão, sendo comparados a 1 e 5% pelo teste F. As médias dos tratamentos foram comparadas por meio da aplicação do teste t (LSD) a 1 e 5 %. Para o fator época de amostragem realizou-se análise de regressão entre estas, considerando para cada um dos resíduos a média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Com relação ao tratamento adicional calcário, este e as doses dos resíduos, individualmente, foram comparados entre si pelo teste t (LSD) a 1 e 5 %, sem levar em consideração a interação entre os fatores. Para a análise estatística dos resultados utilizou-se o programa estatístico Sisvar versão 4.3.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos (LC, LB, Lcal, E) e do calcário dolomítico

Os resultados de reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização Total (PRNT) estão dispostos na Tabela 3, na qual consta que os materiais em questão, bem como o calcário, apresentaram características distintas para possíveis efeitos da neutralização da acidez do solo.

Tabela 3. Fração de partículas retidas nas peneiras ABNT N<sup>o</sup> 10 (Ø 2 mm), 20 (Ø 0,84 mm), 50 (Ø 0,30 mm) e fundo (Ø < 0,30 mm), reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos LC, LB, Lcal, E e do calcário dolomítico.

Materiais	Peneiras (ABNT N <sup>o</sup> ) <sup>(1)</sup>				RE <sup>(2)</sup> -- % --	PN <sup>(3)</sup> -- % <sub>E</sub> CaCO <sub>3</sub> --	PRNT -- % --
	10	20	50	fundo			
	----- % de partículas retidas -----						
LC	2,40	14,63	40,10	42,87	69,85	93,00	65,00
LB	0,09	50,23	35,46	14,22	36,50	3,00	1,09
Lcal	0,00	0,00	0,05	99,95	99,98	99,00	98,98
E	2,20	6,15	32,53	59,10	79,80	60,00	47,88
Calcário	0,00	4,20	18,80	77,00	89,12	80,00	71,29

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. <sup>(1)</sup>ABNT N<sup>o</sup> 10= fração superior a 2,00 mm; ABNT N<sup>o</sup> 20= fração de 2,00 - 0,84 mm; ABNT N<sup>o</sup> 50= fração de 0,84 - 0,30 mm; fundo (ABNT N<sup>o</sup> <50)= fração inferior a 0,30 mm; <sup>(2)</sup>RE= reatividade, expressa o percentual do corretivo que reage em três meses; <sup>(3)</sup>PN= poder neutralizante, expressa o potencial químico do corretivo, em equivalente de CaCO<sub>3</sub>; Métodos utilizados de acordo com a legislação brasileira de calcários (BRASIL, 1983, 1986).

Conforme os resultados apresentados na Tabela 3 e de acordo com a legislação brasileira de corretivos de acidez do solo, o lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (LC) da ETE de São José dos Campos, SP, a lama cal (Lcal) e a escória de aciaria (E), podem ser considerados como materiais alternativos ao calcário, em função de seus valores de PN e RE, o que permite boa atuação na neutralização da acidez do solo.

Para que o material atue como corretivo de acidez do solo com alta eficiência, não é suficiente apenas que apresente alto poder de neutralização, mas que o tempo para que haja correção da acidez seja satisfatoriamente rápido, isto é, tenha alta reatividade. Assim sendo, diz-se que este fenômeno está relacionado, especialmente, com o grau de moagem do material, ou seja, com sua granulometria, embora a natureza química também possa influenciar. Ou seja, a eficiência de um corretivo da acidez depende de seu conteúdo em material neutralizante, de sua granulometria e da natureza de sua composição (RAIJ et al., 1991).

Segundo a legislação dos calcários, para a fração superior a 2,00 mm (peneira ABNT N<sup>o</sup> 10) e inferior a 0,30 mm (peneira ABNT N<sup>o</sup> 50) foram atribuídos os valores 0 e 100% de reatividade, respectivamente, e, a partir destas, foram atribuídas as eficiências correspondente à granulometria intermediária entre 2,00 e 0,30 mm. No cálculo da reatividade dos calcários, convencionou-se que a fração das partículas retidas entre as peneiras ABNT 10 e 20 têm 20% de RE e as retidas entre as peneiras ABNT 20 e 50 têm RE de 60%, conforme indica a legislação (BRASIL, 1986).

De acordo com a legislação vigente, Portaria Ministerial n<sup>o</sup> 03, de 03 de fevereiro de 1986, sobre corretivos de acidez do solo, apresentada pelo Ministério da Agricultura (BRASIL, 1986), no que diz respeito à granulometria, pre-estabelece que os mesmos devem apresentar algumas características físicas mínimas, onde 100% das partículas devem passar em peneira de 2,00 mm (ABNT N<sup>o</sup> 10), sendo permitida tolerância de 5%, 70% em peneira de 0,84 mm (ABNT N<sup>o</sup> 20) e 50% em peneira de 0,30 mm (ABNT N<sup>o</sup> 50), sendo permitida uma tolerância de 5%. Considerando o calcário, a legislação estabelece valores mínimo de 67 para PN e 45% para PRNT.

Com relação ao lodo de esgoto de biodigestor (LB) da ETE de Barueri, SP, este não poderia ser classificado como material corretivo de acidez, em função dos valores de RE e PN. No entanto, pesquisadores obtiveram respostas de aumento de pH do solo com

aplicações de doses muito alta desse tipo de lodo de esgoto, com incorporação (MAZUR et al., 1983 a, b; BATAGLIA et al., 1983; BERTON et al., 1989; OLIVEIRA, 1995; BERTON et al., 1997; SILVA et al., 1998; ANDRADE et al., 1999; CARMO et al., 2000; MELO E MARQUES, 2000; CORRÊA, 2001, 2005 e TSUTIYA et al., 2001; dentre outros), sendo atribuído pela mineralização da matéria orgânica com posterior liberação de íons amônio devido à oxidação do N-orgânico.

Sabe-se que a reação dos corretivos no solo é muito afetada pela finura do material (grau de moagem), com partículas de menor tamanho reagindo mais rapidamente (RAIJ et al., 1991), assim, é de se esperar que o resíduo lama cal (Lcal) tenha melhor desempenho na correção da acidez do solo, sendo esse comportamento em função da reatividade (RE). Enquanto materiais com granulometria maior poderão expressar maior efeito residual.

No entanto, o poder neutralizante (PN) é tão importante quanto a RE, pois leva em consideração os teores de CaO e MgO em porcentagem, determinando a capacidade de neutralização da acidez do solo em razão desses teores. Assim, provavelmente o resíduo Lcal se destaque em razão de seu maior valor de PN em relação aos demais, sendo seguido pelo lodo de esgoto LC, que no processo de tratamento recebe adição de cal virgem (CaO), objetivando a eliminação de patógenos, estabilização e redução do teor de umidade, o que explica seu elevado valor de PN. Mesmo apresentando resultados positivos quanto a sua capacidade de neutralização da acidez do solo, obtido por pesquisadores como Lourenço (1997) e Corrêa (2005), não há até o momento nenhum padrão ou respaldo da legislação para sua utilização como acontece com outros materiais corretivos de acidez.

Atualmente, a escória de siderurgia é classificada como corretivo de acidez do solo, aplicando-lhe a mesma legislação do calcário para sua comercialização (PRADO et al., 2004). Segundo a legislação (BRASIL, 1983), o calcário deve apresentar características mínimas para ser comercializado no tocante ao poder de neutralização (PN) e reatividade (RE), ao passo que, para a escória de siderurgia, a exigência mínima está restrita apenas ao poder de neutralização (PN). Entretanto, quando estes resultados da taxa de RE estabelecidos pela legislação brasileira são extrapolados para a escória, podem ocorrer erros, e por serem materiais distintos, pode-se admitir que as taxas de RE utilizadas para o calcário talvez não expressem a mesma realidade no caso da escória, visto que este produto apresenta

constituição química e física complexa e distinta do calcário. Esta diferença aparece desde a composição da escória (silicatos de cálcio e magnésio associados a compostos de Fe, Al e Mn) e durante a fase de produção destes resíduos (PRADO et al., 2001). Fatos que condicionam a estes materiais maior área superficial em razão da partícula ser mais porosa, característica esta, herdada do processo de fundição.

Diante do exposto, com base na legislação os resíduos utilizados na pesquisa, dentre eles, lama cal (Lcal), escória de aciaria (E) e o lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal (LC) estariam aptos a serem comercializados como materiais alternativos ao tradicional calcário, pois apresentaram valores acima dos pré-estabelecidos, exceto para o lodo de esgoto de biodigestor (LB).

## **4.2 Propriedades químicas do solo**

As características químicas no perfil do solo são apresentadas em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> dos resíduos LC (lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem da ETE de São José dos Campos, SP), LB (lodo de esgoto de biodigestor da ETE de Barueri, SP), Lcal (lama cal proveniente da indústria de papel e celulose) e E (escória de aciaria proveniente da indústria de ferro e aço) e de calcário (dolomítico) na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, todos aplicados em superfície no Sistema Plantio Direto (SPD).

Para a caracterização química do perfil do solo foram realizadas quatro amostragens fracionadas no decorrer do experimento (0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm), sendo uma inicial, realizada antes da reaplicação dos tratamentos (tempo zero), e as outras, após 4, 18 e 25 meses da reaplicação. Neste período foram conduzidas duas safras com a cultura da soja (ano agrícola 2005/2006 e 2006/2007), intercaladas com adubação verde de inverno com a cultura da aveia preta (inverno 2005 e 2006).

### **4.2.1 pH do solo**

Os resultados da análise de variância para pH do solo apresentados na Tabela 4 apontam efeito significativo de interação entre os resíduos e as doses, decorrente da reaplicação destes em 2005, nas três amostragens para as camadas de 0-5 e 5-10 cm, na camada de 10-20 cm houve interação entre os fatores após 4 e 18 meses da reaplicação, e na

Tabela 4. Resumo da análise de variância para valores de pH em CaCl<sub>2</sub>, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)															
	0	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25				
	<b>pH</b>															
	0 - 5 cm				5 - 10 cm				10 - 20 cm				20 - 40 cm			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	**	*	**	*	**	ns	*	**	ns
Dose (D)	ns	**	**	**	ns	**	**	**	**	**	**	**	ns	*	ns	ns
R X D	*	**	**	**	*	**	**	**	ns	*	ns	*	*	ns	*	**
Bloco	**	**	*	*	ns	*	*	**	ns	*	**	*	*	ns	**	ns
CV (%)	13	5	6	10	14	1	8	8	12	11	9	7	8	6	5	4
DMS	0,48	0,19	0,24	0,36	0,48	0,22	0,28	0,30	0,39	0,35	0,30	0,23	0,24	0,19	0,16	0,11
LC <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	**	**	**	**	*	*	*	**	ns	ns	ns	ns
CV	13	6	7	8	8	7	7	7	11	9	10	5	8	7	5	4
DMS	0,99	0,54	0,66	0,73	0,56	0,62	0,58	0,55	0,81	0,69	0,70	0,33	0,54	0,44	0,33	0,21
LB <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
CV	9	7	5	9	7	8	6	7	6	8	4	6	4	5	4	3
DMS	0,72	0,57	0,33	0,64	0,49	0,53	0,38	0,42	0,37	0,55	0,27	0,39	0,21	0,32	0,29	0,21
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	**	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
CV	15	6	6	12	21	9	9	12	14	13	13	10	9	8	6	5
DMS	1,16	0,54	0,58	1,04	1,60	0,79	0,78	0,92	1,04	1,00	0,91	0,72	0,63	0,45	0,38	0,27
E <sup>(2)</sup>	*	**	**	**	*	**	*	*	*	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
CV	10	6	5	9	9	7	10	9	8	10	5	7	3	6	5	4
DMS	0,85	0,58	0,47	0,80	0,69	0,52	0,78	0,63	0,57	0,70	0,32	0,41	0,20	0,37	0,32	0,20
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	
LC <sup>(3)</sup>	**	8	0,37	**	7	0,28	ns	10	0,36	*	7	0,22				
LB <sup>(3)</sup>	**	8	0,28	**	7	0,21	ns	6	0,17	ns	4	0,13				
Lcal <sup>(3)</sup>	**	11	0,50	*	14	0,59	ns	15	0,51	*	9	0,27				
E <sup>(3)</sup>	**	8	0,33	ns	9	0,36	ns	10	0,32	**	5	0,14				
Testemunha <sup>(3)</sup>	*	8	0,20	*	5	0,19	ns	4	0,12	*	3	0,08				
Calcário <sup>(3)</sup>	*	10	0,46	*	8	0,32	ns	8	0,26	ns	4	0,13				

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Banueti, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01 e ns = não significativo pelo teste t (LSD).

camada de 20-40 cm após 18 e 25 meses. Esse efeito sobre o pH do solo continua ocorrendo mesmo com 25 meses da reaplicação, até a profundidade de 40 cm.

Pode-se observar ainda na Tabela 4, efeitos significativos da comparação entre os resíduos e o calcário, efeito este, que pode ser observado até a profundidade de 10 cm, em todas as amostragens após a reaplicação dos tratamentos. Na camada de 10-20 cm de profundidade, considerando-se o resíduo LC houve diferença significativa entre este o calcário em todas as amostragens após a aplicação, para Lcal foi após quatro e 18 meses, e para E após 18 e 25 meses, enquanto na camada de 20-40 cm de profundidade não foram observados efeitos significativos.

Por meio da Figura 2, pode-se observar o comportamento do pH do solo nas diferentes épocas de amostragem, ou seja, da aplicação até 25 meses de reação no solo. Nos primeiros 10 cm de profundidade observa-se efeito quadrático sobre o pH proporcionado pelos resíduos e pelo calcário, entre as amostragens realizadas no período avaliado, exceto para E na camada de 5-10 cm, que não mostrou efeito significativo sobre esta variável. Nos primeiros 10 cm de profundidade pode-se observar (Figura 2), que em todo o período avaliado, o lodo de esgoto LB apresentou valores médios de pH próximos aos obtidos no tratamento testemunha, enquanto, os maiores foram quando aplicado Lcal. Na camada de 10-20 cm de profundidade não foi observada variação significativas para valores de pH do solo entre as épocas de amostragem. Enquanto na camada de 20-40 cm foram observados efeitos para pH entre as amostragens, quando aplicados os resíduos LC, Lcal e E.

Na Tabela 5 pode-se observar o ajuste dos dados aos modelos de regressões lineares e quadráticos, permitindo a descrição das alterações para pH do solo, considerando as diferentes profundidades. Sendo que, após 25 meses da reaplicação dos tratamentos, houve aumento do pH até 20 cm de profundidade onde aplicado LC e E, e até 40 cm para Lcal. Vale ressaltar, que os resíduos LC e Lcal proporcionaram aumento do pH do solo até a profundidade de 40 cm com 18 meses de reação.

Com base nos resultados de pH (Tabela 5), nas três amostragens após a reaplicação dos resíduos LC, Lcal e E houve efeito positivo sobre o pH do solo, principalmente na cada superficial, até 10 cm, onde a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> favoreceu os maiores efeitos sobre o pH do solo. Pode-se observar também, o efeito residual em subsuperfície para

LC e Lcal, decorrente da aplicação dos tratamentos em 2002, quando do início do experimento.

Os valores de pH em função da reaplicação dos resíduos LC e Lcal alcançaram respostas significativas até 40 cm de profundidade e o resíduo E até 20 cm, após 25 meses de reação, sendo que o calcário, chegou até a profundidade de 20 cm após 4 meses de reação (Tabela 5), sendo os maiores resultados alcançados após quatro e 18 meses. Dos quatro aos 25 meses, os efeitos sobre o pH do solo foram mais evidentes nas camadas superficiais, até 10 cm de profundidade.

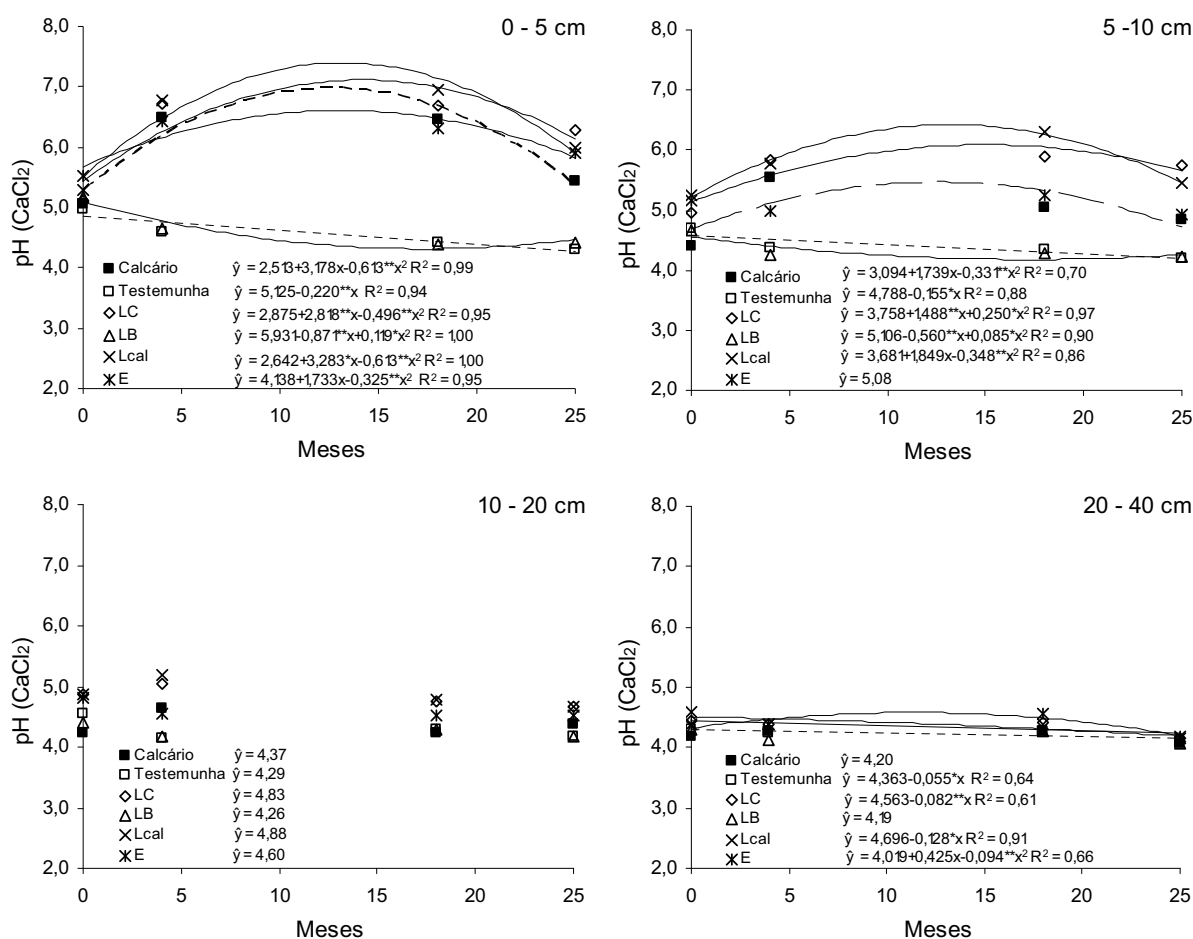


Figura 2. Dinâmica de pH em CaCl<sub>2</sub>, em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Tabela 5. Valores de pH em CaCl<sub>2</sub>, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem															
	0 meses				4 meses				18 meses				25 meses			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>pH</b>																
CaCl <sub>2</sub>																
Profundidade 0 – 5 cm																
0	5,0	5,0	5,0	5,0	4,6	4,6	4,6	4,6	4,4	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,3
2	5,6	5,4	5,0	4,8	6,0 b	6,5 a	6,0 b	5,7 ab	4,4 c	4,4 c	6,1 a	5,5 b	5,5 a	4,9 ab	4,8 ab	4,8 ab
4	5,1	5,1	5,3	5,6	6,7 ab	4,8 c	6,3 b	7,4 a	4,5 c	4,5 c	6,6 b	6,3 b	6,7 a	6,0 b	6,1 ab	6,1 ab
8	5,0 b	5,1 b	5,7 ab	6,1 a	7,3 a	4,6 b	7,0 a	7,7 a	4,3 c	4,3 c	7,4 ab	7,1 b	6,7 a	4,1 b	7,1 a	6,9 a
Média	5,2	5,1	5,2	5,4	6,2 a	4,6 c	6,3 a	6,1 a	4,4 c	4,4 c	6,3 a	5,8 b	5,9 a	4,3 b	5,6 a	5,5 a
Regressão	ns	ns	ns	L**	Q**	ns	Q**	Q**	Q**	ns	Q**	Q**	Q**	ns	L**	L**
Calcário	5,1															
Profundidade 5 – 10 cm																
0	4,7	4,7	4,7	4,7	4,4	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,2
2	4,9	4,7	5,3	5,2	5,1 ab	4,2 c	5,3 a	4,8 b	4,8 ab	4,3 b	5,2 a	4,9 a	5,0 a	4,2 b	4,5 ab	4,9 a
4	4,6 b	4,8 ab	5,6 a	4,6 b	5,8 a	4,3 c	5,8 a	4,8 b	5,9 b	4,3 d	6,5 a	5,1 c	6,1 a	4,3 c	5,3 b	4,6 c
8	5,5 b	4,5 b	4,8 ab	5,7 a	6,6 a	4,3 c	6,3 a	5,4 b	7,0 a	4,2 c	7,2 a	5,7 b	6,2 a	4,1 c	6,5 a	5,3 b
Média	4,9	4,7	5,1	5,05	5,5 a	4,3 c	5,4 a	4,8 b	5,5 b	4,3 d	5,8 a	5,0 c	5,4 a	4,2 c	5,1 a	4,7 b
Regressão	ns	ns	Q*	ns	L**	ns	Q**	L**	L**	ns	Q**	L**	Q**	ns	L**	L**
Calcário	4,4															
Profundidade 10 – 20 cm																
0	4,6	4,6	4,6	4,6	4,2	4,2	4,2	4,2	4,3	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,2
2	4,4 b	4,4 b	5,2 a	4,5 ab	4,6	4,1	4,4	4,6	4,8	4,2	4,3	4,5	4,4	4,3	4,2	4,3
4	4,5	4,6	5,3	4,8	5,0 ab	4,2 c	5,5 a	4,3 bc	4,5 ab	4,3 b	5,0 a	4,4 b	4,7 a	4,2 b	4,6 ab	4,5 ab
8	5,7 a	4,3 b	4,2 b	5,2 a	5,5 a	4,2 b	5,7 a	4,7 b	5,4 a	4,3 c	5,1 ab	4,8 bc	4,9 a	4,1 b	5,3 a	4,9 a
Média	4,8	4,4	4,8	4,7	4,8 a	4,2 b	4,9 a	4,4 b	4,8 a	4,3 b	4,7 a	4,5 ab	4,6 a	4,2 b	4,6 a	4,4 a
Regressão	L**	ns	Q**	ns	L**	ns	L**	ns	L**	ns	L**	ns	L**	ns	L**	L**
Calcário	4,2															
Profundidade 20 – 40 cm																
0	4,3	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,2	4,3	4,3	4,3	4,3	4,1	4,1	4,1	4,1
2	4,2	4,4	4,4	4,3	4,2	4,2	4,2	4,3	4,3 ab	4,4 ab	4,2 b	4,5 a	4,2	4,1	4,1	4,2
4	4,3 b	4,5 b	5,0 a	4,4 b	4,3	4,2	4,4	4,2	4,4 ab	4,2 b	4,4 ab	4,6 a	4,1	4,1	4,1	4,2
8	4,9 a	4,1 b	4,4 ab	4,4 ab	4,6 a	4,0 b	4,5 a	4,6 a	4,6 a	4,2 b	4,6 a	4,6 a	4,2 ab	4,1 b	4,3 a	4,2 ab
Média	4,4	4,3	4,5	4,4	4,4 a	4,2 b	4,4 a	4,4 a	4,4 ab	4,3 b	4,4 ab	4,5 a	4,1	4,1	4,1	4,2
Regressão	L*	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	L**	L*	ns	L*	ns	ns	ns	L*	ns
Calcário	4,2															

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. O meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

Quando comparados ao calcário, os valores de pH do solo proporcionados pela aplicação superficial do lodo de esgoto LC na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> e do Lcal nas doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> foram superiores a este até 20 cm de profundidade (Figuras 3 e 4). Em todo o perfil avaliados, as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC e Lcal proporcionarem maior valor de pH após 4, 18 e 25 meses de reação no solo, no entanto, não foram significativamente superiores aos proporcionados pela calagem na dose recomendada. Após 4 meses da reaplicação, pode-se observar na camada de 20-40 cm de profundidade, que a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de E proporcionou maiores valores de pH quando comparado ao calcário, mostrando seu efeito a longo prazo. Ainda com relação a E, após 18 meses da reaplicação, pode ser observado em todo o perfil avaliado, a superioridade da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> deste em relação a calagem quanto ao pH do solo, enquanto após 25 meses da reaplicação este mesmo efeito é observado nas camadas de 0-5 e de 10-20 cm, como pode ser visualizado por meio das Figuras 3 e 4.

O lodo de esgoto de biodigestor LB foi o único a não apresentar efeito significativo sobre o pH em função do aumento das doses, em todas as amostragens realizadas no período e em todas as profundidades avaliadas, como pode ser visto na Tabela 5. Nas Figuras 3 e 4 pode-se observar o efeito da aplicação do calcário em relação às diferentes doses do lodo de esgoto LB até 10 cm de profundidade. Esse efeito do lodo de esgoto LB no solo é decorrente de suas características químicas, por seus baixos valores de RE, PN e PRNT (Tabela 3), portanto, não sendo considerado um material eficiente para a correção da acidez do solo ao longo do tempo.

Tomando-se por base a calagem superficial no SPD, vários resultados experimentais tem mostrado efeito mais acentuados nos primeiros 5 cm de profundidade (RHEINHEIMER et al., 2000) e, em menor grau, nas camadas de 5-10 cm (CAIRES et al., 1998; PÖTTKER e BEM, 1998; SÁ, 1999) e de 10-20 cm (REHCIGL et al., 1985 citado por Oliveira et al., 2002). Outros pesquisadores constataram que a neutralização da acidez pode ser obtida até 40 cm de profundidade (OLIVEIRA e PAVAN, 1996), ou até 60 cm de profundidade como encontrou Caires et al. (2000).

De acordo com os resultados encontrados e por suas características químicas, os resíduos LC, Lcal e E podem ser usados como materiais alternativos ao calcário, uma vez que favoreceram a neutralização da acidez do solo, com aumento do pH após 4 meses

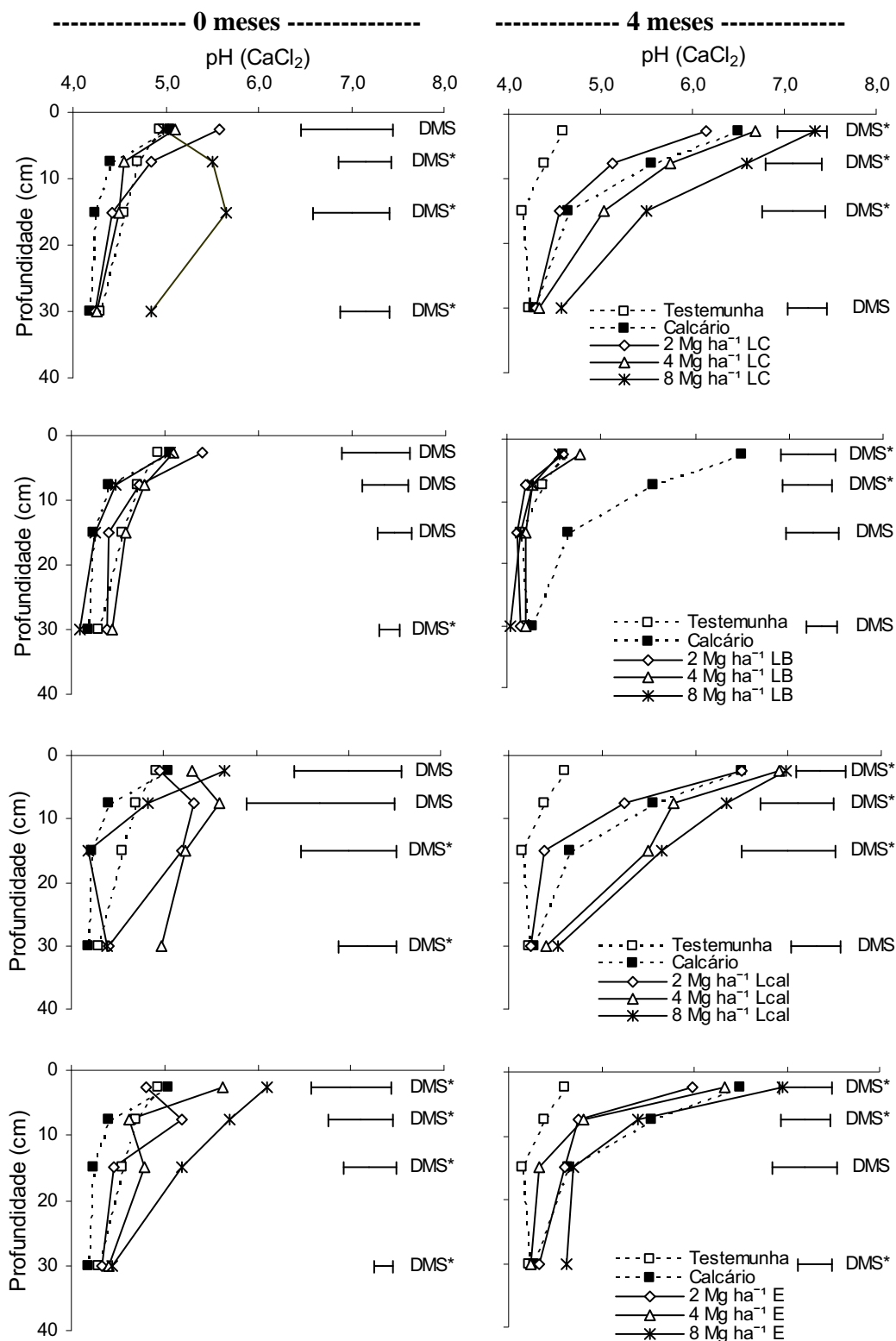


Figura 3. Dinâmica de pH em  $\text{CaCl}_2$  decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

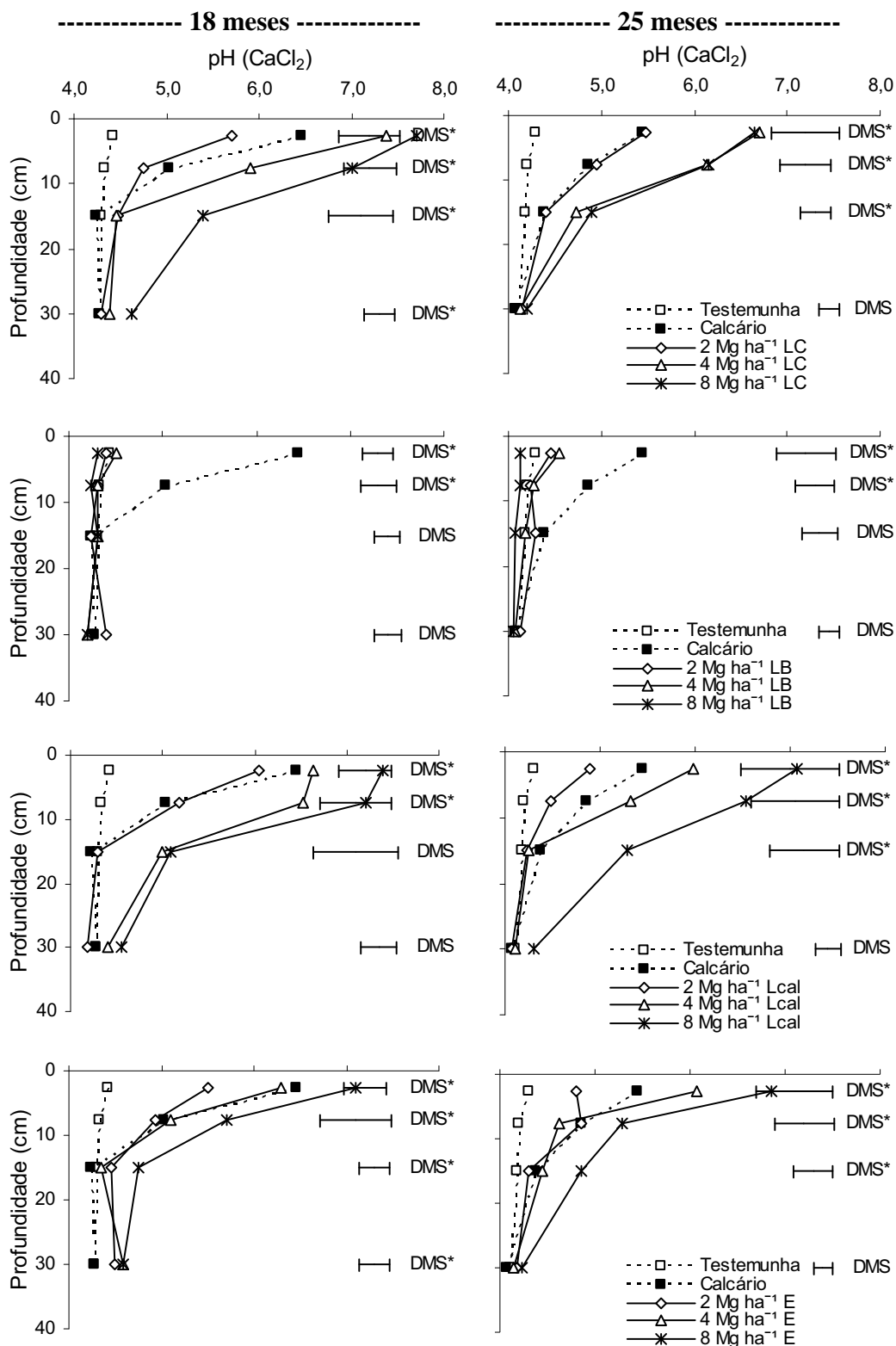


Figura 4. Dinâmica de pH em CaCl<sub>2</sub> decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

de reação, por possuírem em sua composição CaO, CaOH, CaSiO<sub>3</sub> e NaOH, resultando assim produtos de reação de neutralização mais solúveis e com maior mobilidade que os provenientes do calcário (CaCO<sub>3</sub> e MgCO<sub>3</sub>) os quais ficaram restrito às camadas mais superficiais do solo.

Quanto ao resíduo LC, os resultados obtidos concordam com os encontrados por Melo e Marques (2000), Tsutiya et al. (2001), Melo et al. (2001) e Oliveira et al. (2002b), trabalhando com lodo de esgoto, visto que, no processo de tratamento deste lodo é adicionada cal virgem (CaO) objetivando a eliminação de patógenos, estabilização e redução do teor de umidade, apresentando um PN de 93%, superior ao do calcário utilizado (Tabela 3). Já a Lcal constituiu-se predominantemente por carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, podendo ser comparada a um calcário calcítico (STAPPE E BALLONI, 1988; GUERRINI e VILLAS BÔAS, 1996), além de possuir maiores valores de RE e PN quando comparada ao calcário (Tabela 3), pois possui em sua composição NaOH e CaOH, cujo ânion da reação de dissociação, o hidróxido (OH<sup>-</sup>), possui maior solubilidade que o carbonato presente no calcário (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Esse efeito sobre a correção da acidez do solo com aumento do pH em profundidade favorecido pela aplicação de escória também foi observado por Prado e Fernandes (2000, 2001 e 2003), Carvalho-Pupatto et al. (2003 e 2004), Corrêa (2005), e também por Nolla e Korndörfer (2007), pois este apresenta silicato em sua composição (CaSiO<sub>3</sub>), e conforme Alcarde (1992) fontes de silicato apresentam solubilidade de seis a sete vezes superior a do calcário, o que facilita a mobilidade no solo.

Comparando-se os valores de pH proporcionados pelo calcário na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> com a testemunha, pode-se observar que o aumento do pH após a reaplicação do calcário ficou restrito nos primeiros 10 cm. Lembrando que, a dissolução do calcário pode ocorrer em 90 dias, quando aplicados na superfície em SPD, com base nos valores de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> na saturação do solo (AMARAL e ANGHINONI, 2001).

Segundo Amaral e Anghinoni (2001) ao se fazer a reaplicação superficial de calcário no SPD, sem incorporação, forma-se uma frente de alcalinização a partir da superfície do solo, que pode ser atribuída ao movimento descendente de partículas finas de calcário, quando as características físicas do solo são favoráveis, como no SPD, ou ao movimento, por fluxo de massa, de OH<sup>-</sup> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> proveniente da solubilização do calcário, ou

ainda, por ácidos orgânicos de baixo peso molecular, que promovem o deslocamento do K, Ca e MG, alterando a acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ).

Com base nos resultados, observa-se que a frente alcalinizante se encontra na camada de 10-20 cm, demonstrado pelo ligeiro aumento na neutralização da acidez em relação à testemunha, após 18 meses de reação do calcário (Tabela 5), pois enquanto houver cátions ácidos a reação de neutralização da acidez fica restrita a esta camada (RHEINHEIMER et al., 2000).

Assim, para que ocorra a neutralização em profundidade há necessidade que haja disposição de ânions resultantes da dissolução dos resíduos e do calcário na solução do solo, permitindo lixiviação ou percolação desses, os quais são responsáveis pela neutralização da acidez. Segundo Caires et al. (2004) a dissolução do calcário é dificultada justamente pelo aumento de retenção de cátions decorrente da geração de cargas elétricas variáveis negativas com a elevação do pH e estes mesmos ânions também podem ser consumidos por outros cátions como:  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ .

O deslocamento dos produtos de reação para neutralização da acidez do solo, nas camadas do solo pode ser atribuído, também, à melhoria de propriedades físicas, através de canais formados por raízes mortas, planos de fraqueza do solo e macrocanais biológicos (OLIVEIRA e PAVAN, 1996; RHEINHEIMER et al., 2000; PETRERE e ANGHIONI, 2001; AMARAL et al., 2004a), principalmente em condições de maior precipitação.

No entanto, deve-se ter em mente que os produtos de reação de neutralização não têm efeito rápido na redução da acidez do subsolo, pois depende da lixiviação de sais através do perfil do solo (COSTA, 2000), assim, o avanço de correção da acidez do solo só ocorre após a neutralização da camada anterior (RHEINHEIMER et al., 2000).

Estes resultados vêm a confirmar a mobilização dos produtos de reação dos resíduos e do calcário nas camadas mais profundas do solo após 4 meses de reação, corroborando os resultados obtidos por Oliveira e Pavan (1996), Caires et al. (1998, 2000), Costa (2000), Mello et al. (2003), Lima (2004), Ciotta et al. (2004), Soratto (2005) e Fidalski e Tormena (2005), Caires et al. (2006) trabalhando com calagem superficial em SPD e Corrêa

(2005) e Corrêa et al. (2007) que trabalhou com resíduos como escória de aciaria, lama cal e lodos de esgoto.

A aplicação superficial dos resíduos LC, Lcal e E, em doses iguais ou superiores a  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  possibilitam efeitos sobre o pH do solo em profundidades maiores que 20 cm, o que proporciona melhores condições para o crescimento radicular, e dessa forma, faz com que as plantas cultivadas nesta situação resistam mais aos veranicos.

#### 4.2.2 Saturação por bases (V%)

Com base na análise de variância (Tabela 6) podemos observar o efeito significativo da interação pela reaplicação dos resíduos sobre a saturação por bases (V%), com exceção apenas na camada de 20-40 cm na amostragem após 25 meses da aplicação. Também podemos observar efeitos significativos quando da comparação do calcário com cada um dos resíduos, ocorrendo até 10 cm de profundidade para LB e até 20 cm para LC, Lcal e E. Apresenta ainda, os efeitos significativos para o comportamento dos resíduos no solo em todo o período avaliado, ou seja, da aplicação até 25 meses de reação destes no solo.

O comportamento da saturação por bases no solo durante o período avaliado pode ser visualizado na Figura 5, onde apresenta o efeito dos resíduos e do calcário em função da sua reaplicação por um período de até 25 meses de reação no solo.

Nos primeiros 10 cm de profundidade observa-se efeito quadrático sobre a V% proporcionado pelos resíduos LC, Lcal e E e pelo calcário, entre as amostragens realizadas no período avaliado, enquanto no tratamento testemunha este efeito sobre a V% foi linear decrescente, diminuindo com o aumento do tempo de reação deste no solo, exceto para E e para o calcário na camada de 5-10 cm, que não mostrou efeito significativo sobre esta variável. Nos primeiros 10 cm de profundidade pode-se observar (Figura 2), que em todo o período avaliado, o lodo de esgoto LB apresentou valores médios de V% próximos aos obtidos no tratamento testemunha. Na camada de 10-20 cm de profundidade, no tratamento LB a V% aumentou linearmente à medida que aumentou o tempo de reação no solo, enquanto no tratamento testemunha houve efeito contrário. Enquanto na camada de 20-40 cm, para E houve um comportamento quadrático sobre a V% a medida que aumentou o tempo de reação desta no solo, enquanto para os tratamentos testemunha, LC, LB, Lcal a V% diminuiu linearmente.

Tabela 6. Resumo da análise de variância para valores de saturação por bases, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)											
	0			4			18			25		
	0	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25
	V%											
	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm		
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	*	ns	**	*	ns
Dose (D)	ns	**	**	**	ns	**	**	**	ns	**	**	ns
R X D	*	**	**	**	*	**	*	*	*	*	*	ns
Bloco	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*
CV (%)	27	13	13	20	30	19	20	25	35	37	41	38
DMS	11,01	6,10	5,76	8,37	11,13	7,26	7,10	7,81	10,66	9,90	9,82	8,15
LC <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	**	**	**	**	*	**	ns	**
CV	33	10	13	14	25	18	16	18	32	30	46	26
DMS	28,48	11,46	14,01	15,24	18,82	18,14	14,29	14,85	20,67	20,40	25,35	13,29
LB <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	ns	*	*	*	ns	ns	ns	ns
CV	22	22	18	28	19	35	29	35	26	47	42	47
DMS	19,28	17,35	11,94	18,76	12,32	20,99	14,15	16,43	14,15	20,83	17,11	15,85
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	**	ns	*	ns	*
CV	29	10	10	21	46	20	18	27	44	39	56	45
DMS	25,00	12,22	11,99	21,71	35,25	18,70	16,51	21,10	28,10	24,84	28,76	21,86
E <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	**	**	*	**	ns	ns	ns	*
CV	27	11	10	18	22	21	28	23	28	33	36	35
DMS	25,68	13,05	11,47	18,39	17,75	18,19	21,91	15,92	17,99	18,86	18,22	16,69
F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F
LC <sup>(3)</sup>	**	15	8,33	**	15	7,10	ns	9,86	*	30	36	7,68
LB <sup>(3)</sup>	**	26	8,05	**	33	7,48	**	7,27	*	37	44	7,21
Lcal <sup>(3)</sup>	**	17	9,28	**	27	12,28	ns	13,55	*	45	51	10,27
E <sup>(3)</sup>	**	14	7,85	ns	23	9,43	ns	10,23	*	35	31	7,36
Testemunha <sup>(3)</sup>	*	20	6,68	*	29	7,63	*	6,68	*	27	26	4,63
Calcário <sup>(3)</sup>	*	20	11,88	ns	24	9,08	ns	5,90	ns	27	39	6,73

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragem (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

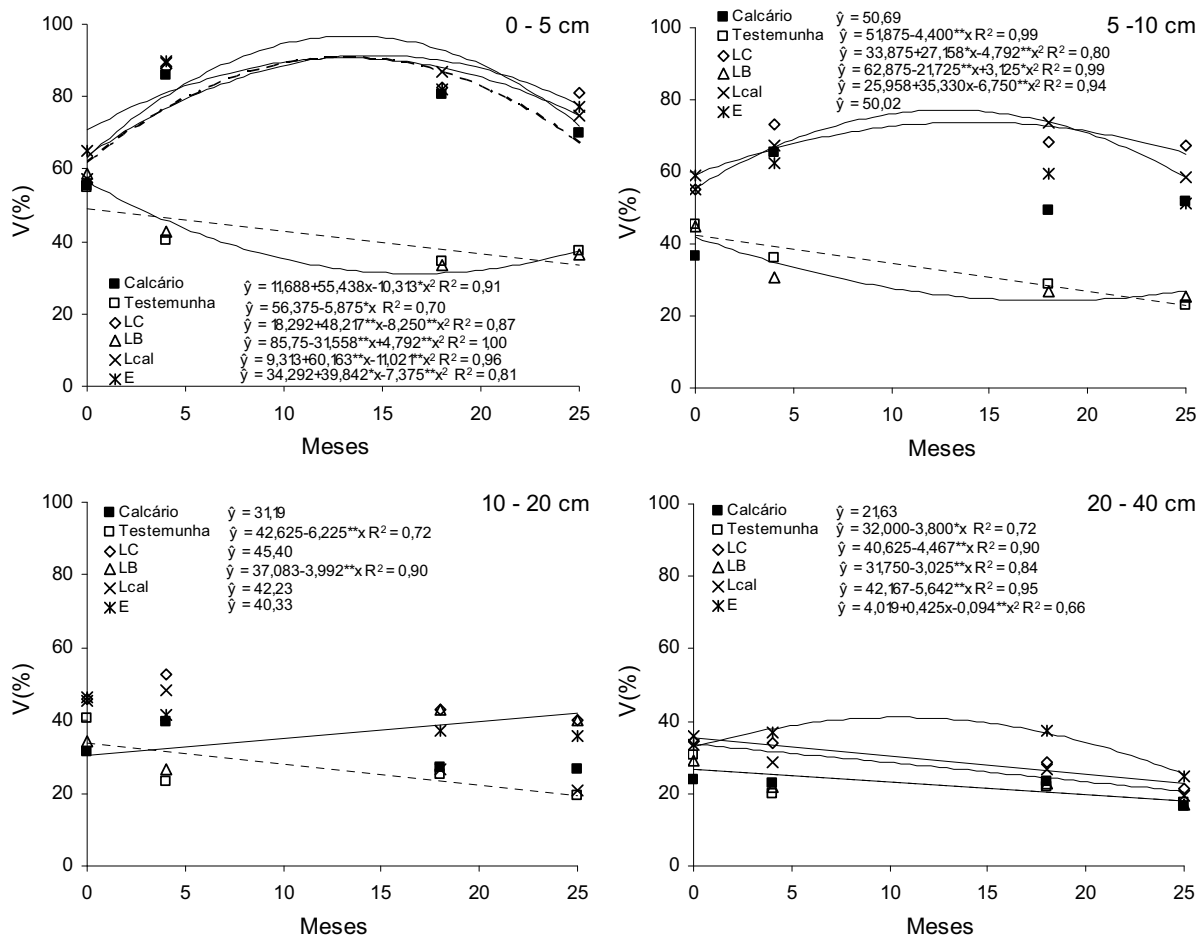


Figura 5. Dinâmica de saturação por bases (V%), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses após aplicação), decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E (valores médios), e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Os resíduos que apresentaram os maiores valores de saturação por bases foram LC, Lcal e E, na dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , em todas as amostragens realizadas após a aplicação, efeito observado em todas as camadas avaliadas, cujos resíduos proporcionaram valores adequados para as culturas da aveia preta e da soja conduzidas no sistema de plantio direto, podendo ser usados em substituição ao calcário.

Os resultados de saturação por bases seguem o mesmo comportamento dos valores de pH, após a aplicação, nos diferentes intervalos de amostragem (Tabela 7, Figuras 6 e 7). Este efeito semelhante entre as variáveis é apontado por Fidalski e Tormena (2005), demonstrando que após a correção da acidez potencial na camada superficial ou nas

Tabela 7. Valores de saturação por bases, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	V											
	%											
	-----											
	Profundidade 0 – 5 cm											
0	54	54	54	54	41	41	41	41	34	34	34	34
2	70 a	63 ab	52 ab	47 b	79 a	42 b	82 a	84 a	67 a	34 b	73 a	69 a
4	57	60	54	68	88 a	48 b	89 a	89 a	84 a	38 b	94 a	84 a
8	49 b	53 b	66 ab	81 a	97 a	38 b	96 a	97 a	97 a	29 b	94 a	94 a
Média	57	58	56	62	76 a	42 b	77 a	77 a	71 a	34 b	74 a	70 a
Regressão	ns	ns	ns	L**	Q**	ns	Q**	Q**	Q**	ns	Q**	Q**
Calcário	55			86			81			70		
	Profundidade 5 – 10 cm											
0	45	45	45	45	36	36	36	36	29	29	29	29
2	52	46	58	60	62 a	30 b	57 a	54 a	45 a	26 b	53 a	51 a
4	39	50	58	45	70 a	32 b	64 a	61 a	72 ab	29 c	79 a	61 b
8	74 a	38 c	50 c	72 ab	88 a	31 c	82 ab	72 b	88 a	26 c	89 a	67 b
Média	53	45	45	56	64 a	32 c	59 ab	56 b	58 ab	28 c	62 a	52 b
Regressão	L*	ns	ns	L*	L**	ns	L**	L**	L**	ns	Q**	Q*
Calcário	37			66			49			52		
	Profundidade 10 – 20 cm											
0	41	41	41	41	23	23	23	23	25	25	25	25
2	36	35	53	37	39 ab	22 b	29 ab	45 a	36	26	24	33
4	38	41	56	45	53 a	31 b	56 a	39 ab	39	27	40	31
8	65 a	27 b	27 b	58 a	67 a	28 c	60 ab	42 bc	54 a	27 b	49 a	49 a
Média	45	36	44	45	45 a	26 b	42 a	37 a	38 a	26 b	35 ab	34 ab
Regressão	L*	ns	Q*	ns	L**	ns	L**	ns	L**	ns	L**	L*
Calcário	31			40			27			27		
	Profundidade 20 – 40 cm											
0	31	31	31	31	20	20	20	20	22	22	22	22
2	25	33	35	30	33	22	23	32	24 ab	29 ab	20 b	35 a
4	30 b	36 ab	49 a	36 ab	30	24	29	28	27 ab	20 b	28 ab	39 a
8	49 a	19 b	30 b	34 ab	39 a	20 b	34 ab	51 a	35 a	20 b	32 ab	39 a
Média	34	30	36	33	30 a	21 b	26 ab	33 a	27 ab	23 b	25 b	34 a
Regressão	L*	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	L*
Calcário	24			23			23			17		

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

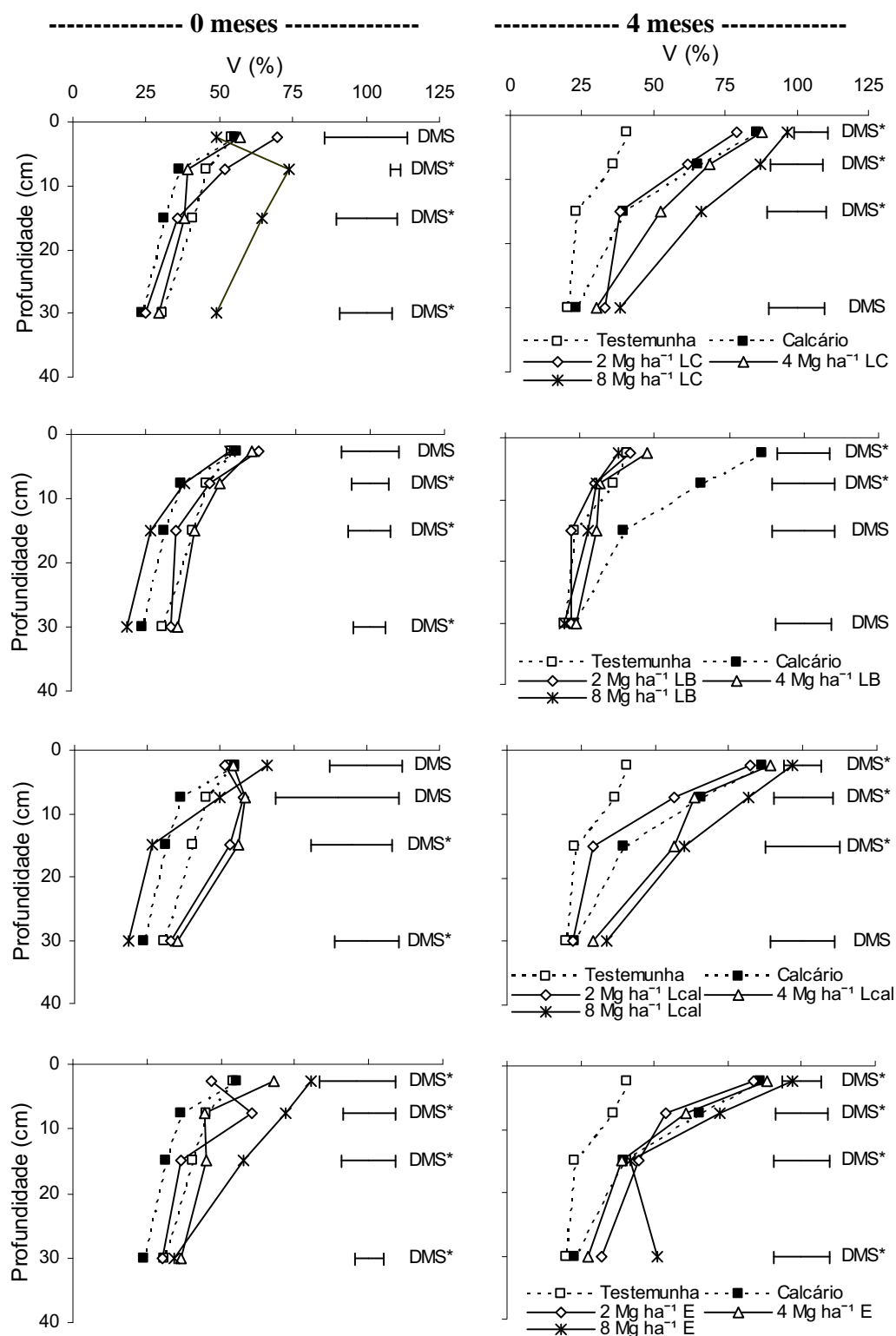


Figura 6. Dinâmica de saturação por bases (V%) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

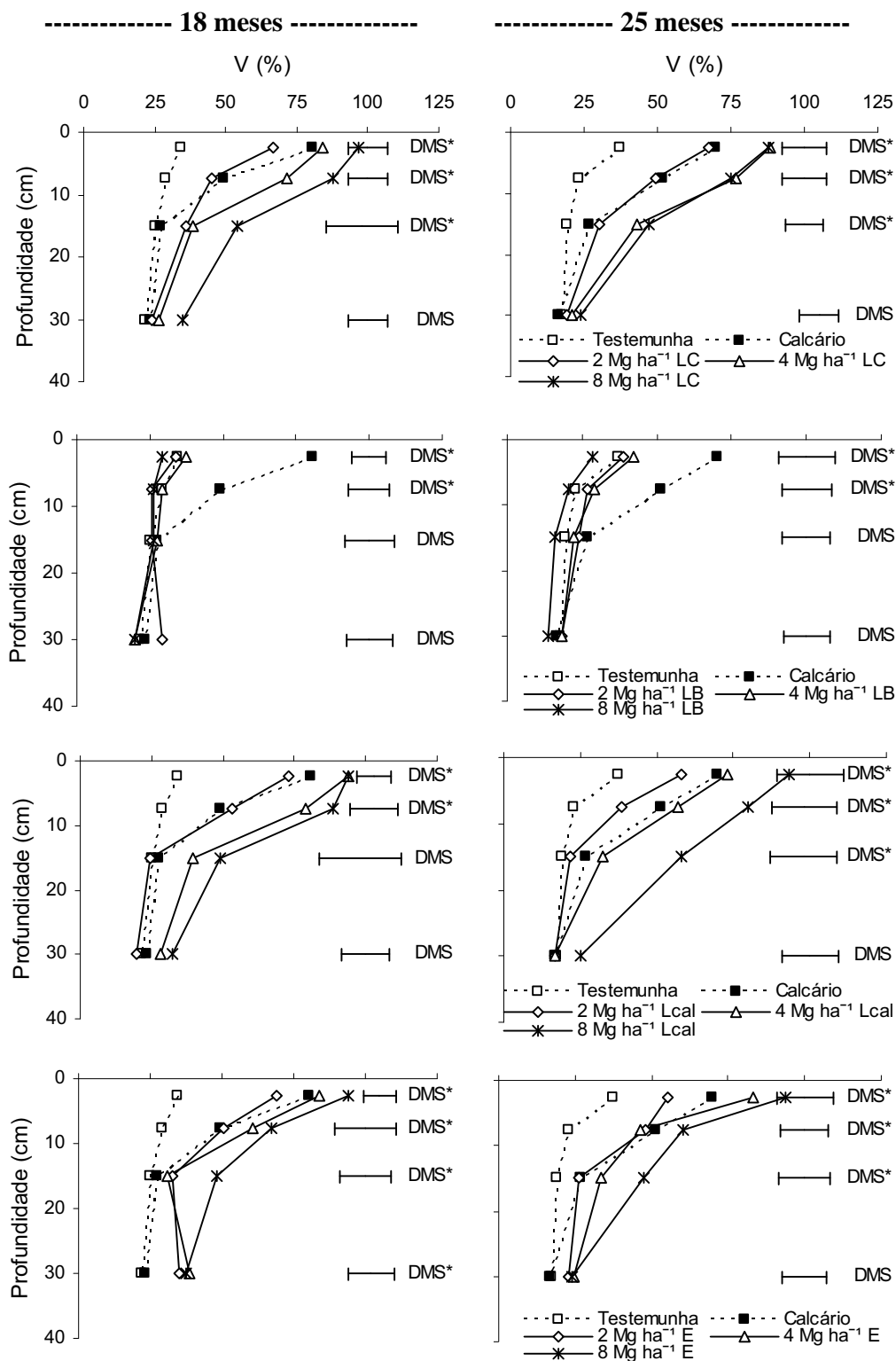


Figura 7. Dinâmica de saturação por bases (V%) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

camadas mais profundas, verifica-se a máxima alteração no valor de saturação por bases. Assim como para pH, o resíduo LB foi o único a não apresentar efeito na variação da V% em função do aumento das doses, como pode ser visto na Tabela 7, com valor abaixo dos obtidos com a aplicação de calcário.

Na Tabela 7 pode-se observar que continua havendo resposta para elevação da saturação por bases até 20 cm de profundidade mesmo após 25 meses de reação, para LC, Lcal e E, mostrando haver o efeito residual da aplicação dos resíduos. Na camada de 20-40 cm somente foram observados efeitos significativos da aplicação de E, após 4 e 18 meses. Com relação às doses utilizadas, houve efeito significativo para este fator nas doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> nos primeiros 10 cm, após 4, 18 e 25 meses, onde em todas as doses o resíduo LB apresentou os menores valores de V%, sendo a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> a mais eficiente em todas as camadas e épocas avaliadas.

Os resultados apresentados na Tabela 7 apontam para o incremento sobre a V% decorrente do aumento das doses dos resíduos aplicados na superfície em solo sob SPD, com comportamentos lineares e quadráticos, observados em todo o perfil avaliado e nas diferentes épocas de amostragem, exceto para LB que não foi significativo, além de proporcionar os menores valores.

As equações lineares, principalmente na profundidade de 10-20 cm indicam a continuidade da elevação dos valores de saturação por bases no tempo, de acordo com a aplicação dos resíduos, pois esta variável incorpora os efeitos de pH, H<sup>+</sup>Al, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>. Estes resultados concordam com os encontrados por Rheinheimer et al. (2000) e Fidalski e Tormena (2005).

De acordo com os resultados da Tabela 7 e das Figuras 6 e 7 onde compara as doses dos resíduos com o calcário pode-se observar o comportamento da V% no perfil do solo, onde ficam bem evidentes os efeitos da aplicação dos resíduos LC, Lcal e E, e do calcário em relação à testemunha. Os resultados permitem observar efeitos significativos sobre a V% em relação à comparação entre o calcário e os resíduos nas diferentes doses, ocorrendo até 20 cm de profundidade para LC, Lcal e E em todo o período avaliado, com a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionando os maiores valores de V% em relação a calagem, enquanto para LB, até 10 cm de profundidade a calagem foi superior estatisticamente para esta variável.

Os efeitos de reação mais importantes da saturação por bases em função da aplicação dos resíduos e do calcário, em profundidade são em decorrência do caminamento do Ca, Mg e produtos da reação da neutralização da acidez dos resíduos Lcal, LC e E, e do calcário. A mobilidade desses cátions e produtos da reação de neutralização ao longo do perfil do solo está relacionada também à decomposição dos resíduos vegetais, principalmente da aveia preta cultivada na área após a aplicação dos resíduos e do calcário, que poderiam formar complexos orgânicos hidrossolúveis (ácidos orgânicos de baixo peso molecular) aumentando a dissolução dos corretivos de acidez e sua mobilidade no perfil (CASSIOLATO et al., 2000; FRANCHINI et al., 2001; MEDA et al., 2001; MOREIRA et al., 2001; MIYAZAWA et al., 2002; FRANCHINI et al., 2003; CIOTTA et al., 2004), cujo mecanismo foi descrito por Frachini et al. (1999).

Dessa forma, para as condições do experimento, os resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, apresentaram ação corretiva da neutralização do solo, podendo ser aplicados em superfície no SPD, sem incorporação, o que reduz os gastos com as operações de aração e gradagem, além de manter as propriedades físicas do solo, como agregação e melhor retenção de água, entre outros, proporcionando assim, maior crescimento radicular e conseqüentemente maior desenvolvimento das plantas.

#### **4.2.3 Matéria orgânica**

Os resultados da análise de variância para o teor de matéria orgânica no solo apresentados na Tabela 8 apontam os efeitos significativos de interação após a reaplicação superficial dos resíduos em 2005, com exceção para a camada de 10-20 cm de profundidade aos 25 meses e na de 20-40 cm aos 4 e 25 meses. Esses efeitos são observados principalmente na camada superficial, até 10 cm de profundidade, decrescendo os teores de MO em profundidade.

Por meio da Tabela 8 e da Figura 8 pode-se observar o efeito significativo para o teor de MO do solo na camada superficial, até 5 cm de profundidade, decorrente da reaplicação dos resíduos nas diferentes épocas de amostragem, evidenciando o aumento da MO do solo imediatamente após a reaplicação, portanto após 4 meses de reação no solo, exceto para o lodo LB, onde o teor de MO no solo diminuiu linearmente com o passar do tempo, quando o esperado para este tratamento era o aumento da MO do solo, visto que o

Tabela 8. Resumo da análise de variância para valores de matéria orgânica, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)																	
	0			4			18			25								
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	MO																	
	0 - 5 cm				5 - 10 cm				10 - 20 cm				20 - 40 cm					
Dose (D)	**	**	**	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R X D	*	*	*	*	ns	ns	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bloco	ns	ns	*	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	*	*	*	*	*	*	**
CV (%)	8	7	8	9	11	7	8	9	14	8	8	7	8	8	8	8	8	9
DMS	1,50	1,38	1,56	1,53	1,70	1,40	1,21	1,18	1,81	1,34	0,77	0,98	2,30	1,02	0,88	0,70	0,70	0,70
LC <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	*	ns	ns	**	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV	13	9	8	10	13	5	5	10	10	12	9	8	15	6	6	6	7	7
DMS	4,95	4,05	3,32	3,54	4,22	2,12	1,63	2,90	2,66	4,47	2,24	1,93	3,75	1,85	1,46	1,19	1,19	1,19
LB <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	12	9	6	5	12	8	10	9	19	11	7	9	25	10	11	8	8	8
DMS	5,02	4,05	2,47	1,89	4,01	3,22	3,22	2,79	5,23	3,87	1,76	2,16	6,37	2,83	2,62	1,40	1,40	1,40
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
CV	13	9	10	6	17	7	6	10	14	10	5	9	18	4	9	11	11	11
DMS	4,81	3,89	3,83	2,01	5,74	2,88	1,83	3,10	3,93	3,21	1,25	2,19	4,88	1,02	1,90	1,82	1,82	1,82
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	*	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	13	10	5	10	11	7	8	10	11	10	6	4	14	5	7	9	9	9
DMS	4,94	4,72	2,04	3,68	3,68	3,06	2,58	2,97	3,12	3,57	1,41	0,89	3,40	1,56	1,50	1,50	1,50	1,50
LC <sup>(3)</sup>	**	10	1,92	**	**	7	1,20	DMS	ns	ns	11	1,57	F	**	9	DMS	0,96	
LB <sup>(3)</sup>	**	8	1,51	**	**	10	1,56	DMS	ns	ns	13	1,80	F	**	17	DMS	1,91	
Lcal <sup>(3)</sup>	**	9	1,69	**	**	11	1,70	DMS	**	**	11	1,45	F	**	20	DMS	2,15	
E <sup>(3)</sup>	**	9	1,59	**	**	9	1,50	DMS	**	**	9	1,27	F	**	8	DMS	0,87	
Testemunha <sup>(3)</sup>	**	6	1,27	**	**	5	0,93	DMS	ns	ns	7	0,98	F	**	8	DMS	0,92	
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	18	3,58	**	**	11	1,86	DMS	ns	ns	12	1,68	F	**	16	DMS	1,93	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e do calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

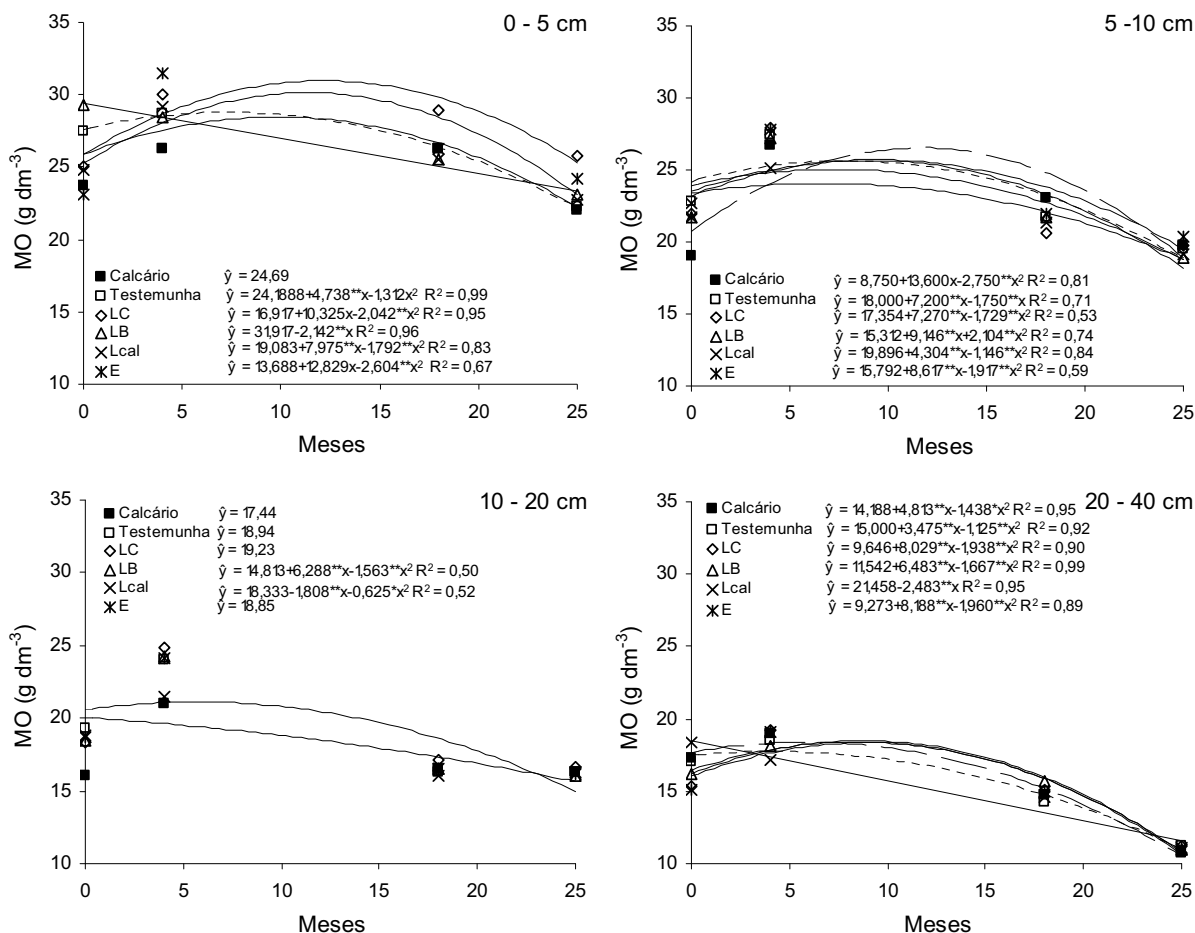


Figura 8. Dinâmica de matéria orgânica (g dm<sup>-3</sup>), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

mesmo possui alto teor de matéria orgânica (50%) em sua composição. Já na camada de 5-10 cm de profundidade, para todos os tratamentos, o teor de MO do solo apresentou comportamento quadrático quanto às épocas de amostragem, sendo que, após 4 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário o teor de MO no solo aumentou, no entanto, diminuiu gradativamente ao longo do tempo de avaliação. Esse efeito pode ser explicado pelo bom desenvolvimento das plantas, atrelada a boa produção de biomassa e raízes, com eventual decomposição.

Tabela 9. Valores de matéria orgânica, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>MO</b> g dm <sup>-3</sup>											
	Profundidade 0 – 5 cm											
0	27	27	27	27	29	29	29	26	26	26	22	22
2	28 b	32 a	22 c	22 c	30 a	26 b	29 a	28 a	25 b	26 ab	23 ab	22 ab
4	24 b	29 a	27 ab	25 b	28 b	29 b	30 ab	28	25	27	26 a	26 ab
8	24 bc	27 a	26 a	22 c	32 a	31 a	29 b	31 a	27 b	24 b	28 a	23 b
Média	26 b	29 a	25 bc	24 c	30 a	29 b	29 b	28 a	26 b	26 b	25 a	23 b
Regressão	L**	Q*	ns	L*	L*	Q*	ns	L**	ns	ns	Q**	L**
Calcário	24	24	27	27	27	27	27	27	27	27	22	22
	Profundidade 5 – 10 cm											
0	23	23	23	23	28	28	28	22	22	22	20	20
2	21	22	21	21	27	25	25	20	21	21	19	20
4	23	23	20	20	28 b	28 b	24 c	19 b	22 a	21 ab	21	19
8	22 ab	20 b	24 a	24 a	29	29	27	23	23	22	19 ab	18 b
Média	22	22	22	22	29 a	27 a	26 b	21	22	21	20	19
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Q**	Q**	ns	ns	ns	ns
Calcário	19	19	27	27	27	27	27	23	23	20	20	20
	Profundidade 10 – 20 cm											
0	19	19	19	19	24	24	24	16	16	16	16	16
2	17 ab	21 a	17 b	17 b	24	24	23	18 a	17 ab	15 b	16	16
4	18	18	19	19	25 a	24 a	20 b	16	18	17	17	16
8	20	17	17	20	26 a	25 a	21 b	17 a	15 b	16 ab	17	16
Média	19	19	19	19	25 a	24 a	22 b	17	16	16	17	16
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns	Q*	ns	ns	ns
Calcário	16	16	21	21	21	21	21	17	17	16	16	16
	Profundidade 20 – 40 cm											
0	17	17	17	17	19	19	19	14	14	14	11	11
2	17	16	16	13	20	19	18	17	15	17	11	11
4	16	18	20	16	19	18	17	14	16	14	12	11
8	14 b	14 b	19 a	16 ab	19	18	17	14 ab	16 a	13 b	12	11
Média	16 b	16 b	18 a	16 b	19	18	18	15	15	15	11	11
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	17	17	19	19	19	19	19	15	15	11	11	11

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

Após a reaplicação dos resíduos observou-se aumento do teor de MO na camada superficial, de 0-5 cm de profundidade, à medida que se aumentaram as doses como pode ser visto na Tabela 9, principalmente quando da aplicação dos lodos de esgoto LC e LB, na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>. Após 4 meses de reação no solo houve um pequeno aumento do teor de MO na superfície, como era de se esperar, em razão dos resíduos serem aplicados sobre ela, como pode ser observado na Figura 9. O aumento do teor de matéria orgânica no solo nos tratamentos com os lodos de esgoto LB e LC é em razão de suas composições, visto que, são constituídos de 50 e 26% de matéria orgânica na massa de matéria seca do resíduo, respectivamente (Tabela 2). Além do acúmulo natural de matéria orgânica proporcionado pelo SPD, em função do não revolvimento do solo, permitindo com que a palha fique na superfície do solo.

Com relação ao calcário, praticamente não houve diferença significativa para comparação deste com os resíduos (Tabela 8). Nas Figuras 9 e 10 pode-se observar o efeito da reaplicação dos resíduos e do calcário no perfil do solo nas diferentes épocas de amostragem, com os maiores efeitos ocorrendo na amostragem realizada aos 4 meses de reação destes no solo. Para o lodo LC, após a reaplicação, observa-se na camada de 0-5 cm de profundidade a superioridade da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> deste em relação ao calcário, quanto ao teor de MO no solo, enquanto para a mesma dose de LB, este foi observado apenas após 4 meses de reação no solo. Pode-se observar ainda, que no tratamento com E, aos 4 e 25 meses de reação, as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionaram maior teor de MO no solo quando comparados ao tratamento com calcário.

Em vários trabalhos foram observados aumentos expressivos nos teores de matéria orgânica no solo em razão da aplicação de lodo de esgoto (NASCIMENTO et al., 2004; MARCIANO et al., 2001; BARBOSA et al., 2004). De acordo com Santos et al. (1999) é possível aumentar o teor de matéria orgânica, através da adição de carbono pela síntese de compostos orgânicos no processo fotossintético ou adição de resíduos, pois o solo comporta-se como um sistema aberto trocando matéria e energia com o meio, sendo o manejo o principal fator para o benefício ou prejuízo.

A manutenção ou o aumento no teor de matéria orgânica do solo é de fundamental importância, pois na maioria dos solos tropicais este atributo contribui com até 80% da CTC do solo, decorrentes dos radicais carboxílicos na fração húmica, contribuindo de

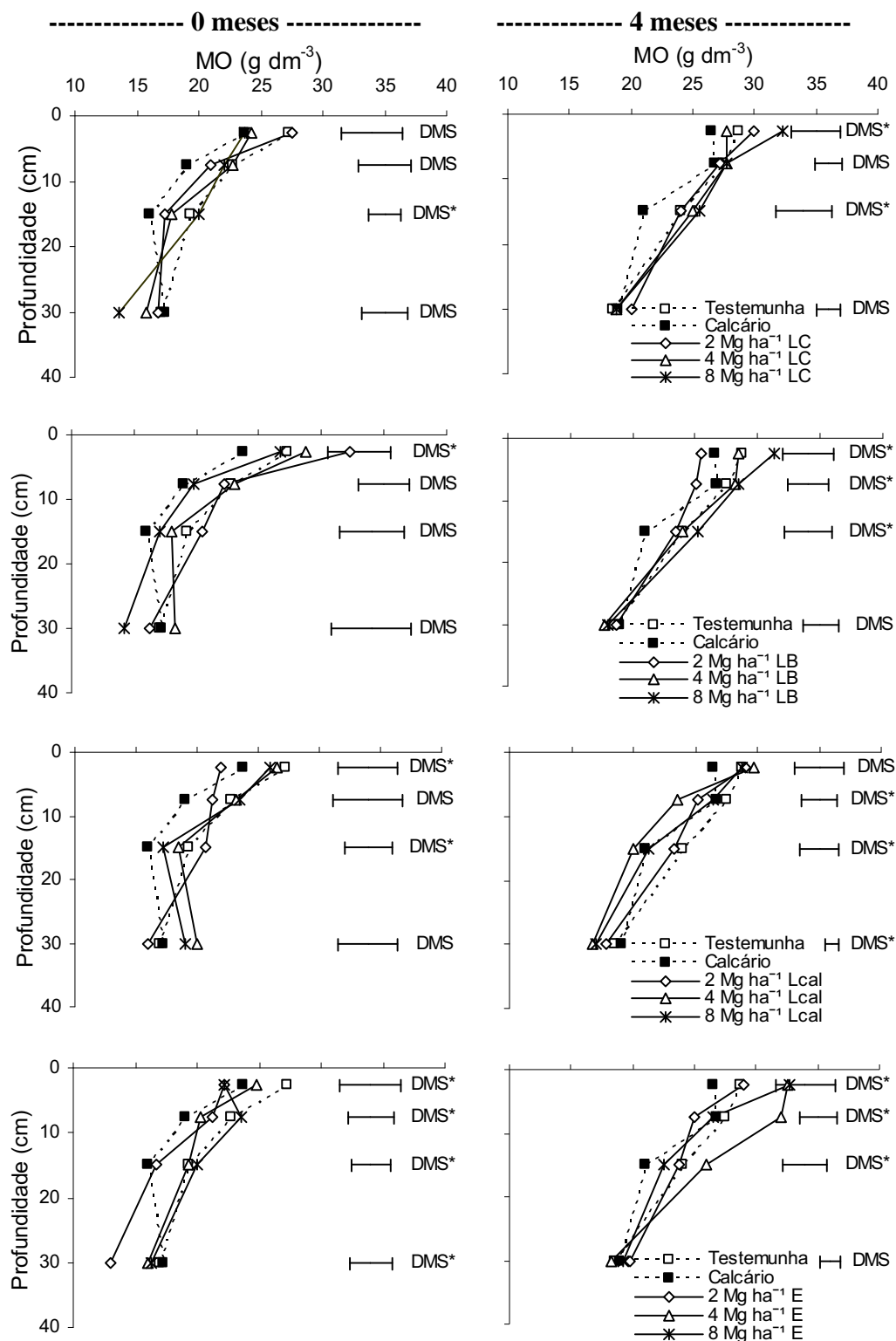


Figura 9. Dinâmica de matéria orgânica ( $\text{g dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

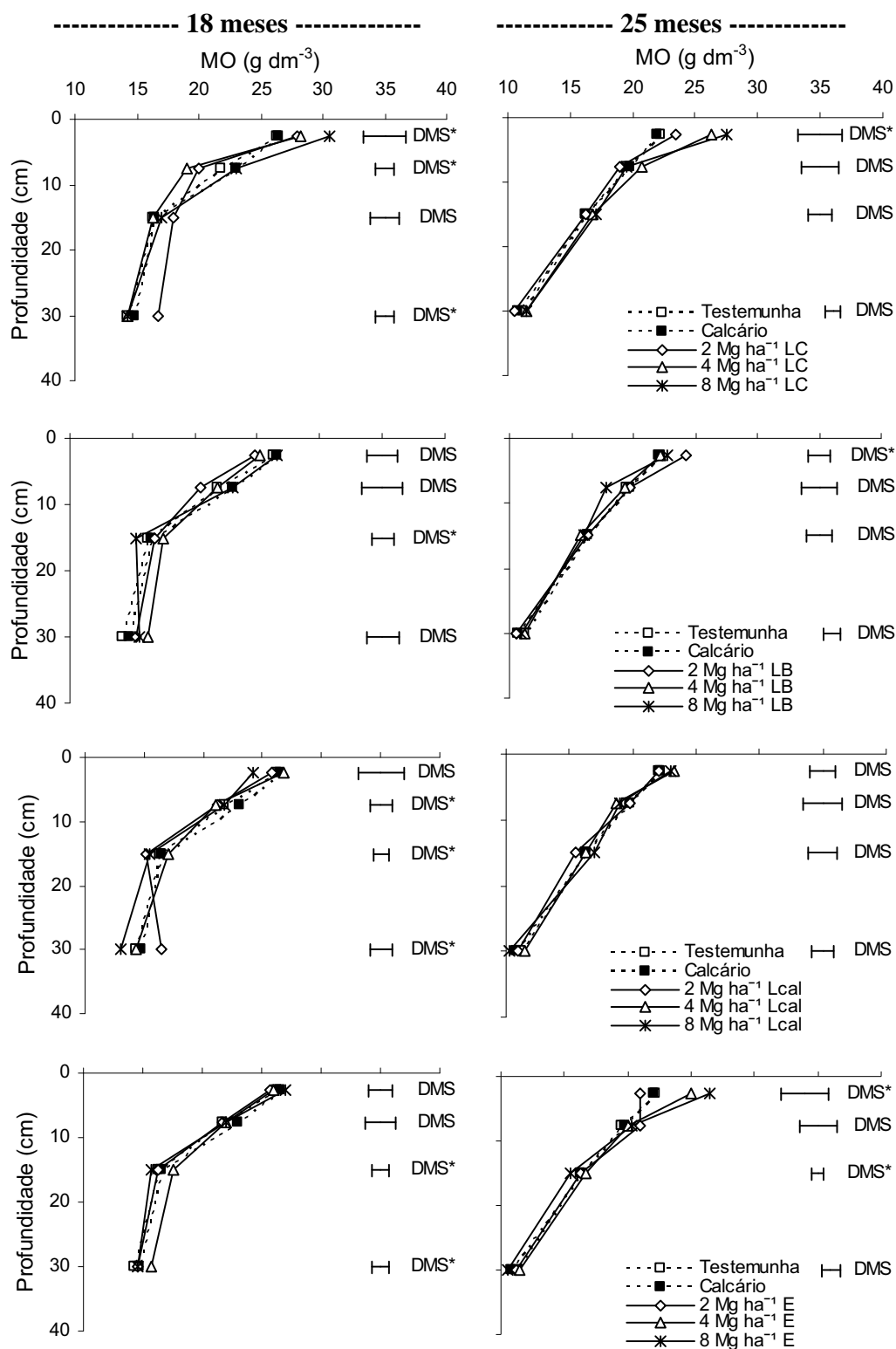


Figura 10. Dinâmica de matéria orgânica ( $\text{g dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

forma significativa na retenção de nutrientes e diminuição de sua lixiviação (SANTOS et al., 1999).

De acordo com Gonçalves e Ceretta (1999) a utilização de espécies de cobertura adequadas, manejadas corretamente, produzem um sistema estável levando ao acúmulo de carbono orgânico, em função da quantidade de massa de matéria seca produzida, principalmente nas camadas superficiais. Diante disso os efeitos sobre a MO do solo podem ser favorecidos não só pela adoção do SPD, mas também pela aplicação dos resíduos e do calcário, combinados com um bom manejo de plantas de cobertura.

#### **4.2.4 Fósforo**

De acordo com a análise de variância apresentada na Tabela 10 pode-se observar o efeito significativo de interação pela reaplicação dos resíduos em 2005, sobre o teor de P no solo, nas três amostragens e nas quatro camadas avaliadas, ocorrendo principalmente nos primeiros 5 cm de profundidade, como exceção das duas últimas camadas aos 25 meses. Com relação à comparação entre os resíduos e o calcário, verifica-se que os maiores efeitos foram observados na camada de 0-5 cm, em todas as amostragens, enquanto na camada de 5-10 cm os maiores efeitos foram observados após 18 meses da reaplicação dos tratamentos.

Considerando o intervalo avaliado, pode-se observar na Tabela 10 que tempo de amostragem praticamente não influenciou nos teores de P no solo. Na Figura 11 observa-se que de um modo geral a aplicação dos resíduos e do calcário proporcionou o aumento do teor de P no solo, onde pode-se visualizar que esse aumento foi imediatamente após a reaplicação, ou seja, após 4 meses de reação no solo, decrescendo após este período. No entanto, efeitos significativos para os teores de P no solo no período avaliado foram observados somente nas camadas de 5-10 para LB e calcário e de 20-40 cm para Lcal, com comportamento quadrático e linear (Figura 11).

Houve efeito significativo para o teor de fósforo extraído por resina principalmente na camada superficial do solo, até 10 cm de profundidade, nas três amostragens realizadas após a reaplicação dos resíduos, onde apresentaram os maiores teores de P (Tabela 11). Este aumento do P no solo na camada superficial, em todas as amostragens pode ser atribuído à aplicação dos resíduos terem sido em superfície, pelo fato deste elemento

Tabela 10. Resumo da análise de variância para valores de fósforo, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)																			
	0				4				18				25							
	0				4				18				25							
													P resina							
													10 - 20 cm				20 - 40 cm			
													5 - 10 cm				0 - 5 cm			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	**	**	**	**	ns	*	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	*	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	**	**	**	**	ns	**	**	**	ns	**	**	**	ns	**	**	**	ns	**	**	**
R X D	**	**	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bloco	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
CV (%)	29	30	27	23	31	42	29	38	38	51	40	57	38	46	38	40	40	38	40	23
DMS	5,05	8,85	5,14	5,45	4,83	10,21	4,67	6,88	5,25	5,56	4,76	3,39	2,10	1,97	1,24	0,89				
LC <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	ns	ns	**	**	ns	ns	**	ns	ns	ns	**	ns				
CV	26	32	19	17	31	42	27	36	59	40	65	43	41	32	24	15				
DMS	10,67	18,70	8,08	9,28	9,74	24,77	9,20	14,58	15,01	12,23	13,75	8,37	3,92	3,27	1,46	1,20				
LB <sup>(2)</sup>	ns	**	*	**	ns	*	**	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
CV	35	35	36	24	44	46	33	37	56	46	50	38	41	28	49	14				
DMS	13,86	17,01	13,38	9,30	12,76	26,19	12,62	12,37	13,67	16,57	8,23	6,87	3,91	2,84	3,40	1,13				
Lcal <sup>(2)</sup>	**	**	ns	*	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns				
CV	24	23	24	27	34	45	17	48	47	47	48	35	40	47	27	24				
DMS	7,15	10,64	7,41	9,77	10,07	2,88	4,95	15,93	7,90	12,52	6,68	5,80	4,73	4,34	1,59	1,82				
E <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	**	ns	ns	**	*	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns				
CV	19	31	22	21	27	50	35	33	17	40	58	31	41	48	40	32				
DMS	6,50	26,95	8,95	12,60	9,44	26,36	11,05	11,14	9,79	10,92	9,84	5,43	3,73	6,29	2,78	2,87				
F																				
CV				DMS				F				CV				DMS				
22				6,23				ns				33				7,64				
33				7,06				**				42				8,92				
23				4,26				ns				42				7,00				
28				9,55				ns				40				8,16				
18				2,55				ns				17				2,61				
36				5,96				**				55				8,61				
F																				
ns				6,14				ns				48				6,14				
ns				5,84				ns				48				5,84				
ns				3,16				ns				38				3,16				
ns				3,96				ns				40				3,96				
ns				5,71				ns				53				5,71				
ns				3,50				ns				37				3,50				
ns				1,17				ns				28				1,17				

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

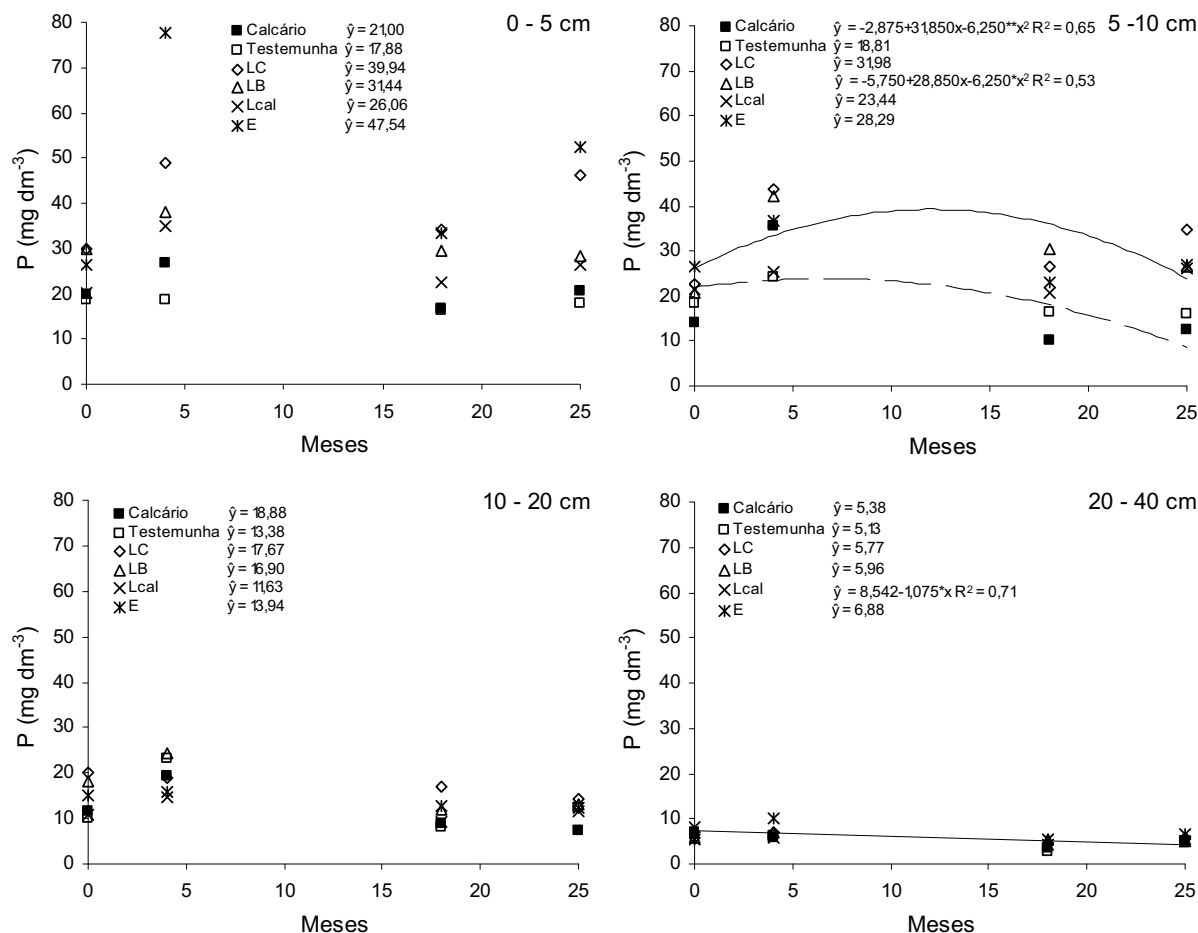


Figura 11. Dinâmica de fósforo ( $\text{mg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

apresentar baixa mobilidade no solo, sendo o principal mecanismo de deslocamento a difusão (99%) e o segundo fator que é a fixação desse nutriente, principalmente em colóides de óxidos de ferro e alumínio, passando da forma solúvel para a forma mais lábil no solo, além da presença de resíduos das culturas e das plantas de cobertura, que condicionam maior disponibilidade de P no solo (CORRÊA et al., 2004) e também da biomassa microbiana do solo.

Este aumento na camada superficial pode ser justificado pela aplicação dos resíduos e do calcário sobre a superfície, atuando no aumento do pH do solo e em alguns tratamentos fornecerem o elemento de acordo com a composição química (Tabela 2),

Tabela 11. Valores de fósforo, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005–2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>P resina</b> mg $\text{dm}^{-3}$												
Profundidade 0 – 5 cm												
0	18	18	18	19	19	19	19	16	16	16	16	18
2	24 a	28 a	12 b	20 ab	22 b	28 b	28 b	46 a	19	22	20	20
4	46 a	31 b	29 b	21 b	26 b	29 b	29 b	60 a	28	26	25	32
8	26 ab	32 a	20 b	32 a	61 bc	66 b	48 c	127 a	56 a	40 b	23 c	49 ab
Média	28 a	27 ab	20 c	23 bc	42 b	33 bc	31 c	63 a	30 a	26 a	21 b	29 a
Regressão	Q**	L*	ns	L**	L**	L**	L**	L**	L**	L**	ns	L**
Calcário	20			27				17				21
Profundidade 5 – 10 cm												
0	19	19	19	24	24	24	24	24	17	17	17	16
2	25	23	22	28	35	37	19	30	27 a	21 ab	15 b	18 ab
4	21	20	24	16	42 ab	24 bc	21 c	52 a	18	19	22	27
8	23 b	19 b	19 b	36 a	54 ab	65 a	36 bc	28 c	35 b	52 a	24 c	24 c
Média	22	20	21	25	39 a	38 a	25 b	34 ab	24 ab	27 a	20 b	21 b
Regressão	ns	ns	ns	L**	L**	L**	ns	Q*	L**	Q**	L*	ns
Calcário	14			36				16				13
Profundidade 10 – 20 cm												
0	10	10	10	10	23	23	23	23	8	8	8	8
2	19 ab	22 a	13 ab	10 b	14	19	19	18	11	10	10	11
4	21	19	12	12	20	14	12	17	23 a	16 ab	10 b	11 b
8	20 a	14 ab	8 b	23 a	24 b	41 a	14 bc	12 c	17	11	9	16
Média	18 a	16 a	11 b	14 ab	20 ab	24 a	17 b	18 b	15 a	11 ab	9 b	12 ab
Regressão	ns	Q*	ns	L**	ns	Q**	L*	ns	Q*	ns	ns	ns
Calcário	12			20				9				7
Profundidade 20 – 40 cm												
0	7	7	7	7	6	6	6	6	3	3	3	3
2	5	5	7	4	7	7	6	7	4	4	6	6
4	6 b	8 ab	11 a	6 b	8	6	5	6	4	6	3	6
8	7	5	6	6	8 b	7 b	8 b	18 a	6 a	7 a	4 b	5 ab
Média	6 b	6 ab	8 a	6 b	7 b	7 b	6 b	9 a	4	5	4	5
Regressão	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	Q**	L*	L**	ns	Q*
Calcário	7			6				4				5

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática

somando-se ao fato da adição de P na adubação de semeadura da cultura da soja, incorporando-o em profundidades próximas de 3 a 4 cm, além da contribuição, também, do aumento do teor de matéria orgânica nessa primeira camada, permitindo maior disponibilidade de P orgânico, o qual posteriormente se torna inorgânico devido a decomposição microbiana.

Aumento de fósforo disponível no solo em função da aplicação de lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos, entre eles Marques (1997), Berton et al. (1989 e 1997), Silva et al. (1998 e 2002) Nascimento et al. (2004) e Galdo et al. (2004), em razão do lodo de esgoto diminuir a adsorção do elemento no solo, devido à matéria orgânica presente nesse resíduo fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção bem como a formação de complexos e quelatos, aumentando assim sua disponibilidade (HUE, 1995). Dessa forma, com o aumento do teor de MO no solo proporcionado pelos resíduos permite a formação de complexos e quelatos com o fósforo, ocasionando assim, menor fixação desse nutriente no solo.

Os tratamentos apresentaram alternância para o maior valor de fósforo, dependendo do resíduo e da camada de solo avaliada. No entanto, os maiores valores foram obtidos com a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 11, Figuras 12 e 13). Pode-se observar os efeitos entre as doses de cada um dos resíduos em comparação com o calcário ao longo do perfil do solo, onde os resultados apontam os maiores efeitos até 10 cm de profundidade. Após a reaplicação dos tratamentos, na camada de 0-5 cm, independente da dose aplicada e da época de amostragem, a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> diferiu significativamente da testemunha, e do tratamento com calcário. Na camada de 5-10 cm foi observado o mesmo efeito após 18 e 25 meses da aplicação, com exceção da escória com 18 meses de reação. A partir dos 10 cm de profundidades os efeitos entre comparação de doses dos resíduos e do calcário foram menos pronunciados.

O aumento no teor de P pela aplicação de escória de aciaria foi encontrado também por Prado e Fernandes (1999, 2001). Segundo a literatura, o aumento do teor de P no solo pela escória se deve ao silicato presente neste, exercendo competição dos ânions do silicato com o P pelos mesmos sítios de adsorção, ou seja, o a presença deste silicato (SiO<sub>3</sub><sup>-2</sup>) no solo gera um gradiente de concentração, permitindo que este retire o P adsorvido aos colóides de óxidos de Fe e Al do solo, que nas condições dos solos tropicais estão presentes em grande quantidade.

É importante ressaltar o deslocamento do fósforo ao longo das camadas, até a profundidade de 40 cm em função da aplicação dos resíduos e do calcário, resultados que

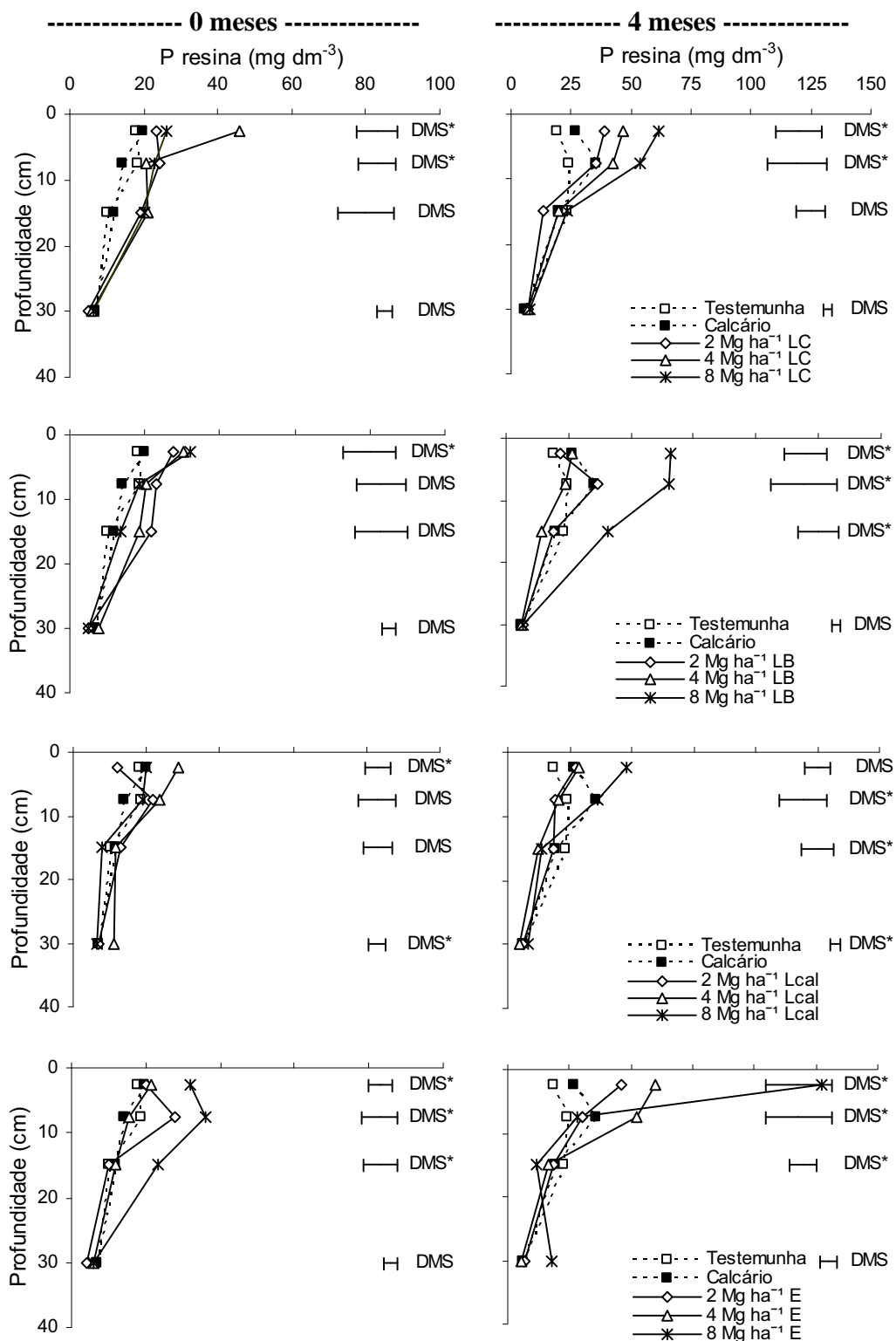


Figura 12. Dinâmica de fósforo ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

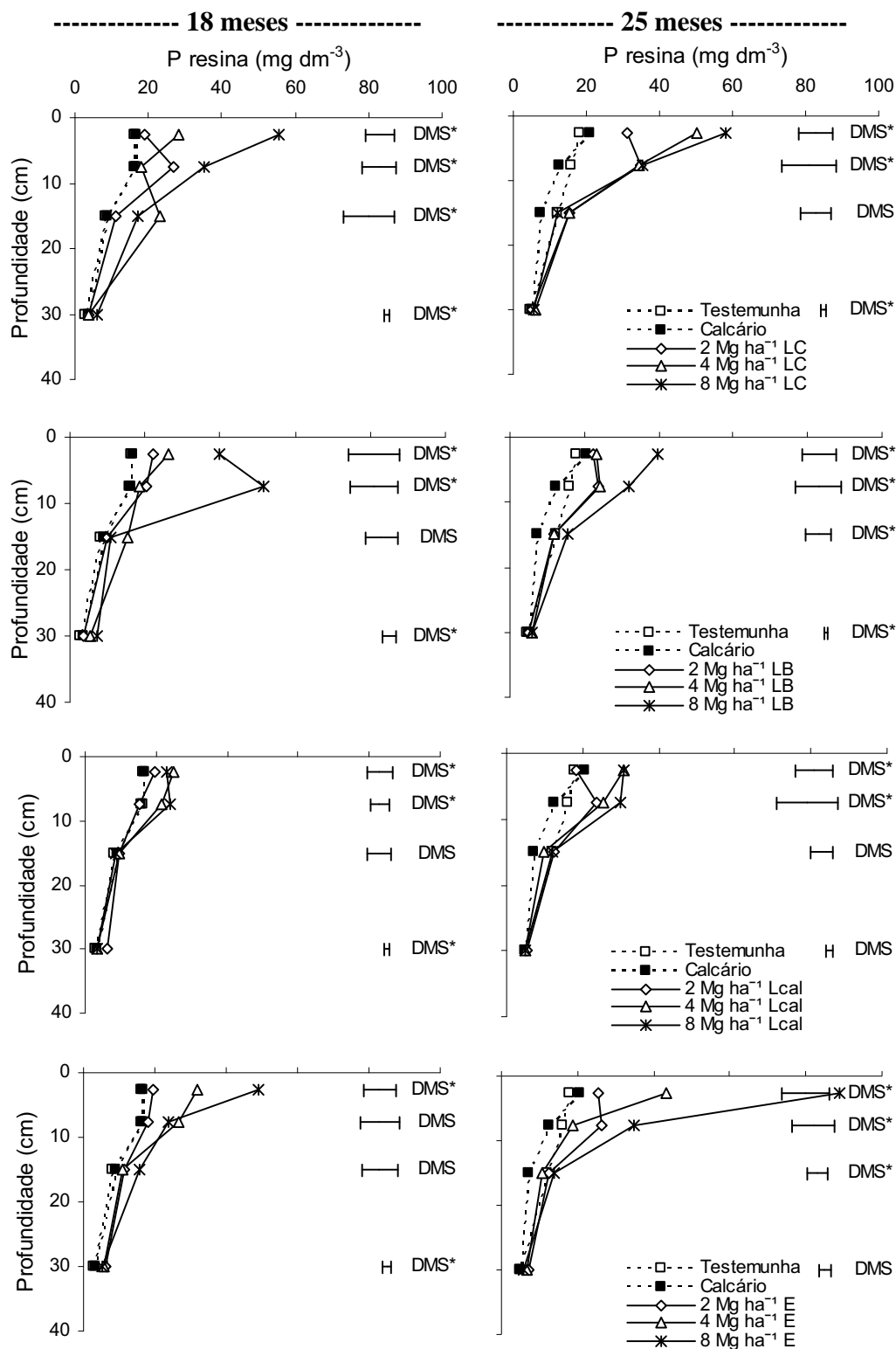


Figura 13. Dinâmica de fósforo ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

corroboram os de Chien e Menon (1995) e Corrêa et al. (2004) demonstrando que os níveis de fósforo, bem como suas fontes e modo de aplicação, somados aos diferentes tipos de palha, entre elas a aveia preta, influenciaram a dinâmica desse nutriente nas camadas do solo. Associado ao fato da capacidade de adsorção de P aos colóides do solo diminuir em razão da saturação dos sítios ligantes, com o aumento da concentração dele na solução do solo (WHALEN et al., 2002), e da mesma capacidade de adsorção, também, serem reduzidas na presença dos ácidos orgânicos liberados pela palha em superfície (FRANCHINI et al., 2001), os quais têm ação de complexação tornando-o disponível no solo.

O SPD, a não incorporação dos resíduos e a reaplicação localizada do adubo fosfatado na semeadura da cultura da soja, proporcionou ambiente menos oxidativo, fazendo com que as reações de fixação fossem minimizadas por haver menor contato dos resíduos com o solo, promovendo impacto direto na fertilidade das camadas superficiais, até 10 cm de profundidade (COSTA, 2000). No entanto, todas as práticas de manejo que visam manter ou incrementar os níveis de matéria orgânica podem resultar em benefício no aproveitamento de P pelas plantas (ALMEIDA et al., 2003). Segundo pesquisadores como Eltz et al. (1989), Selles et al. (1997), De Maria et al. (1999) e Schindwein e Anghinoni, (2000b) no SPD a aplicação de adubos fosfatados e a manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo promovem a formação de gradientes de concentração de P a partir da superfície do solo.

O aumento nos teores de fósforo disponível em função da aplicação de resíduos também pode ser explicado através do aumento de pH, devido a maior solubilização do fósforo orgânico e da fração lábil, situação essa que ocorre com maior facilidade em solos ácidos, como é caso do experimento (RAIJ, 1983; QUAGGIO, 2000). Dessa forma, o aumento de pH do solo proporcionado pelos resíduos LC, Lcal e E promovem a dessorção do fósforo ligado aos óxidos de Fe e Al, em razão desses apresentarem cargas negativas dependentes de pH, bem como a hidroxila, que é o ânion de maior representação na dissolução dos resíduos, gerar um gradiente de concentração, promovendo também a dessorção do P desses colóides. A baixa eficiência da Lcal se deve principalmente por este resíduo não ser fonte de fósforo, ao contrário dos demais, ficando sua eficiência na disponibilização desse nutriente voltada apenas ao aumento de pH do solo.

A aplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E aumentam a

disponibilidade do P no solo, principalmente nas camadas superficiais, até 10 cm de profundidade, possibilitando dessa forma maior desenvolvimento das plantas.

#### 4.2.5 Potássio

Conforme a análise de variância apresentada na Tabela 12 observa-se que foram poucos os efeitos da interação entre dose e resíduos reaplicados em 2005 sobre a superfície em SPD. Onde na camada de 0-5 cm foram observados efeitos da interação após 18 meses da aplicação. Na camada de 5-10 cm esse efeito foi após 4 e 18 meses, e na de 10-20 e de 20-40 cm de profundidade houve resposta apenas aos 4 meses. Também permite observar que praticamente não houve efeito de comparação entre doses dos resíduos e o calcário.

A aplicação dos resíduos LB e Lcal proporcionou efeitos significativos para K entre as amostragens em todo o perfil avaliado (Figura 14), sendo da reaplicação até 25 meses de reação dos resíduos aplicados em superfície. No geral observa-se a redução do teor de K no solo com o passar do tempo, e em profundidade, como apresenta a Figura 14, mediante comportamentos quadráticos e lineares decrescentes.

Os efeitos sobre os teores de K no solo apresentados na Tabela 13 foram mínimos, praticamente não foram alterados significativamente pelo aumento das doses dos resíduos. Conforme os resultados, antes da reaplicação dos tratamentos, ou seja, após 33 meses da primeira aplicação ocorrida em 2002, observa-se efeito significativo para o teor de K somente nos primeiros 5 cm de profundidade, apresentando-se de maneira linear decrescente para LC e crescente para E, e quadrático para LB. Após a aplicação somente foram observados efeitos significativos sobre o teor de K no solo em função da aplicação de LB na camada 0-5 cm e LC na camada de 5-10 cm, ambos após 18 meses, e para E na camada de 10-20 cm após 4 meses, todos comportando-se de maneira decrescente em decorrência do aumento das doses.

Este comportamento ocorre em função deste elemento apresentar alta mobilidade no solo, onde através do processo de transporte, preferencialmente por fluxo de massa e difusão, alcançando até 96% do total absorvido pelas raízes (OLIVEIRA et al., 2004) e, por estar relacionado aos altos teores de Ca e Mg, devido às altas relações Ca/K e Mg/K encontrados nos tratamentos, o que teria possibilitado ainda mais sua lixiviação no perfil. Resultados que discordam com os encontrados por Carvalho-Pupatto et al., (2004) para

Tabela 12. Resumo da análise de variância para valores de potássio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)													
	0			4			18			25				
	0	4	18	0	4	18	0	4	18	0	4	18	25	
	<b>K</b>													
	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm				
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	**	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Dose (D)	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R X D	**	ns	*	*	ns	*	ns	*	ns	ns	*	*	ns	ns
Bloco	**	ns	ns	**	*	**	**	ns	**	**	**	*	**	**
CV (%)	25	38	26	24	30	41	25	39	27	40	25	37	22	33
DMS	0,38	0,63	0,41	0,30	0,30	0,43	0,20	0,25	0,22	0,27	0,16	0,17	0,15	0,12
LC <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	33	42	25	33	32	43	24	46	29	43	25	38	28	31
DMS	0,97	1,63	0,86	0,90	0,65	1,05	0,42	0,66	0,50	0,65	0,36	0,37	0,44	0,27
LB <sup>(2)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	32	39	26	21	37	46	26	37	32	45	27	30	13	41
DMS	1,17	1,26	0,73	0,52	0,80	0,98	0,43	0,51	0,55	0,65	0,37	0,30	0,20	0,31
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	28	43	32	14	31	39	34	40	26	47	19	45	19	41
DMS	0,82	1,42	1,02	0,32	0,72	0,81	0,56	0,49	0,44	0,62	0,26	0,44	0,31	0,31
E <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	26	44	30	24	33	49	22	37	25	45	20	30	15	40
DMS	0,91	1,47	1,06	0,65	0,76	0,99	0,39	0,51	0,45	0,65	0,28	0,30	0,22	0,28
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV
LC <sup>(3)</sup>	**	31	0,49	ns	37	0,34	**	31	0,21	**	28	0,14	**	28
LB <sup>(3)</sup>	**	32	0,45	*	37	0,32	**	30	0,20	**	30	0,15	**	30
Lcal <sup>(3)</sup>	*	33	0,43	**	40	0,34	**	28	0,17	**	30	0,15	**	30
E <sup>(3)</sup>	ns	30	0,48	**	34	0,30	**	25	0,17	**	26	0,13	ns	26
Testemunha <sup>(3)</sup>	ns	27	0,49	ns	37	0,29	*	25	0,13	*	29	0,16	ns	29
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	36	0,50	*	29	0,33	*	17	0,17	*	30	0,16	*	30

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01 e ns = não significativo pelo teste t (LSD).

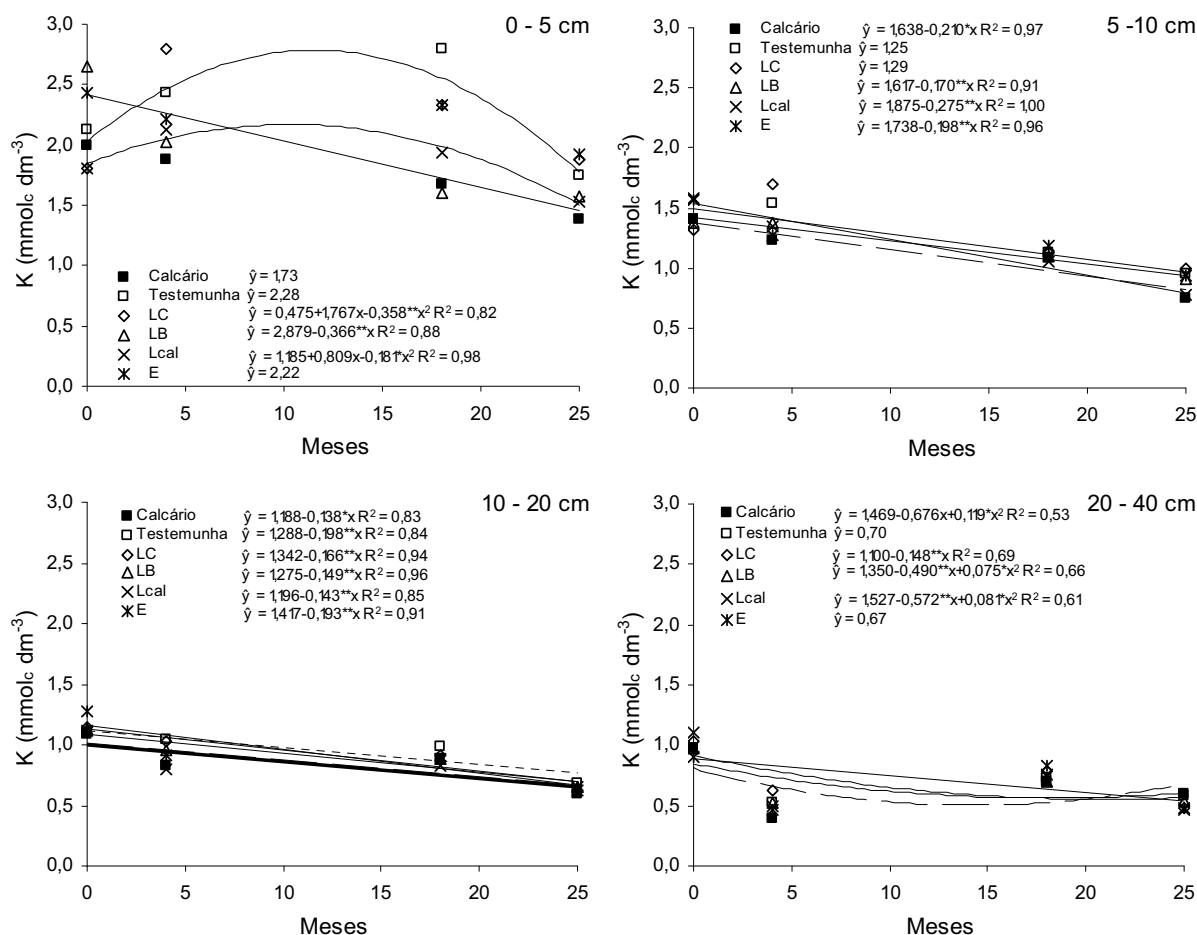


Figura 14. Dinâmica de potássio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses após aplicação), decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E (valores médios), e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

escória de aciaria, e Nascimento et al. (2004) que encontraram aumento nos teores de K no solo com a aplicação de lodo de esgoto.

O maior problema da adição de altas doses dos resíduos no solo encontra-se na redução dos teores de K e, conseqüentemente, menor disponibilidade às plantas. Essa diminuição do K presente no solo ocorre em razão da sua menor adsorção aos colóides, uma vez que as cargas negativas, provenientes do aumento do pH serão ocupadas pelos cátions bivalentes Ca e Mg, presentes em quantidades muito superiores, além de terem a preferência de ligações de acordo com a seqüência liotrófica para cátions, e uma vez presentes

Tabela 13. Valores de potássio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem															
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses						
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E				
<b>K</b>																
mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>																
Profundidade 0 – 5 cm																
0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	2,4	2,8	2,8	2,8	2,8	1,8	1,8	1,8	1,8
2	2,5 a	2,4 a	1,8 ab	1,6 b	2,7	2,0	2,3	2,7	2,3	1,7	1,8	2,2	1,6	1,5	1,6	1,6
4	2,1 bc	3,5 a	1,7 c	2,7 ab	3,3	2,1	2,3	2,3	2,2 ab	1,7 b	2,0 ab	2,6 a	1,9 ab	1,3 b	1,6 ab	2,0 a
8	1,3 c	2,1 b	1,9 bc	3,1 a	2,4	2,0	1,7	2,5 a	2,5 a	1,4 b	2,0 ab	2,2 a	2,2	1,8	1,6	2,1
Média	2,0 b	2,5 a	1,9 b	2,4 a	2,7	2,1	2,2	2,3	2,4 a	1,9 b	2,2 ab	2,5 a	1,9	1,6	1,6	1,9
Regressão	L**	Q**	ns	L**	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,0			1,9			1,7			1,4						
Profundidade 5 – 10 cm																
0	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0
2	1,5	1,8	1,5	1,5	1,7	1,5	1,2	1,6	1,0	1,2	1,0	1,1	1,0	0,9	0,7	1,0
4	1,3	1,7	1,3	1,3	1,7	1,2	1,4	1,4	0,8 b	1,2 ab	1,0 b	1,4 a	0,9	0,9	0,9	1,1
8	1,2 bc	1,0 c	1,7 ab	2,0 a	1,7 a	1,5 ab	1,4 ab	0,8 b	1,6 a	1,0 b	1,2 b	1,1 b	1,2	0,9	0,7	0,7
Média	1,3	1,4	1,5	1,5	1,7	1,4	1,4	1,3	1,1	1,1	1,1	1,2	1,0	0,9	0,8	0,9
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Q**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,4			1,2			1,1			0,8						
Profundidade 10 – 20 cm																
0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,01	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,7	0,7	0,7
2	1,1	1,2	1,2	1,3	1,0 ab	1,0 ab	0,7 b	1,3 a	0,8	0,9	0,8	0,9	0,6	0,7	0,6	0,6
4	1,1	1,1	1,1	1,4	1,0	0,7	0,9	1,0	0,9	0,9	0,9	1,0	0,5	0,7	0,7	0,8
8	1,2	1,1	1,1	1,2	1,1 a	1,1 a	0,8 ab	0,6 b	1,1	0,9	0,8	0,8	0,8	0,6	0,7	0,6
Média	1,1	1,1	1,1	1,2	1,0	0,9	0,9	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,6	0,7	0,6	0,7
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,1			0,8			0,9			0,6						
Profundidade 20 – 40 cm																
0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,5	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6
2	1,0	1,0	1,0	0,9	0,5	0,5	0,5	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	0,4	0,6	0,4	0,5
4	1,0	1,1	1,2	0,9	0,7 a	0,6 ab	0,4 b	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,6	0,6
8	1,2	0,9	1,1	0,9	0,7	0,5	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,9	0,6	0,5	0,4	0,4
Média	1,0	1,0	1,1	0,9	0,6a	0,5 b	0,5 b	0,8	0,8	0,7	0,8	0,8	0,5	0,6	0,5	0,5
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,0			0,4			0,7			0,6						

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

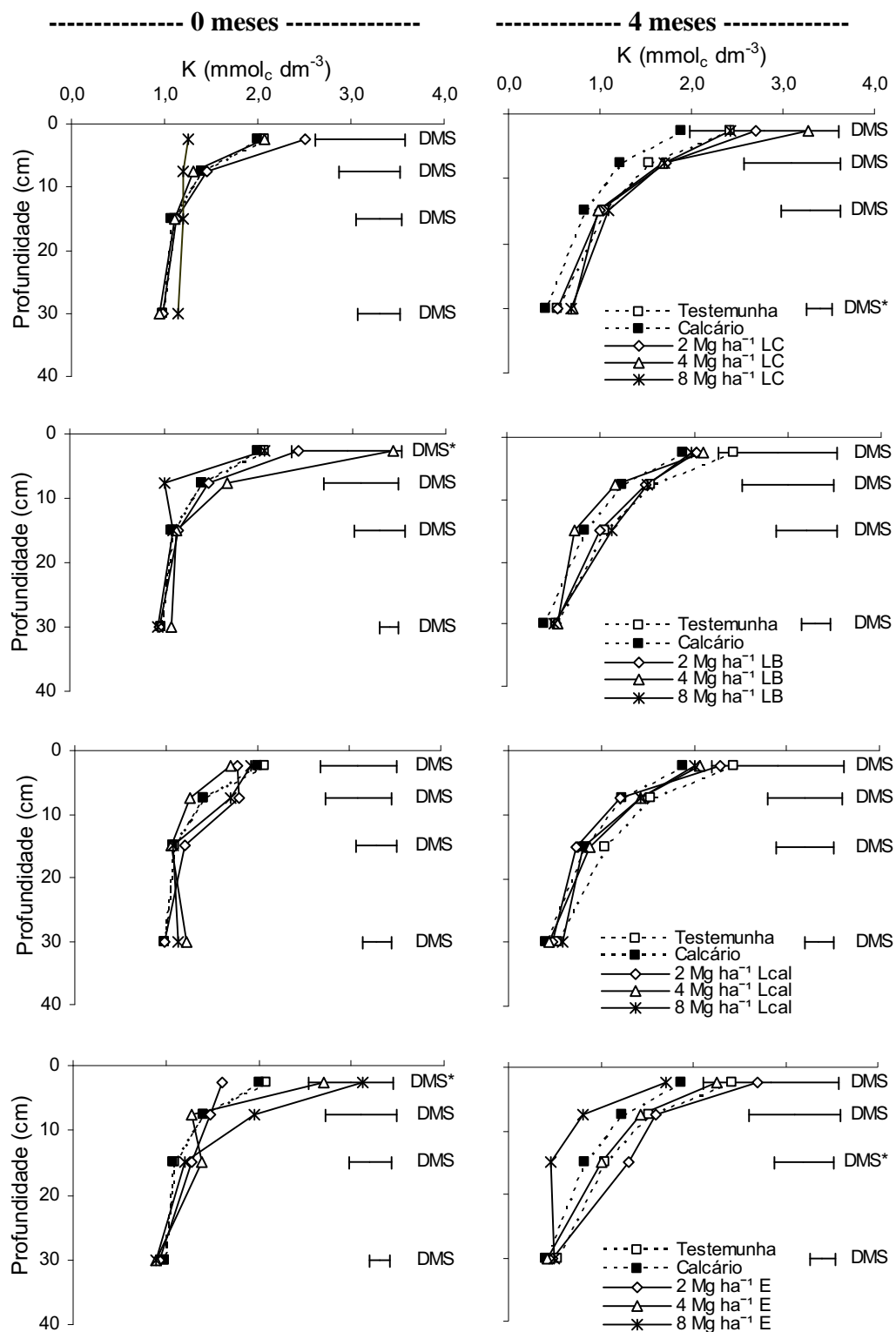


Figura 15. Dinâmica de potássio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

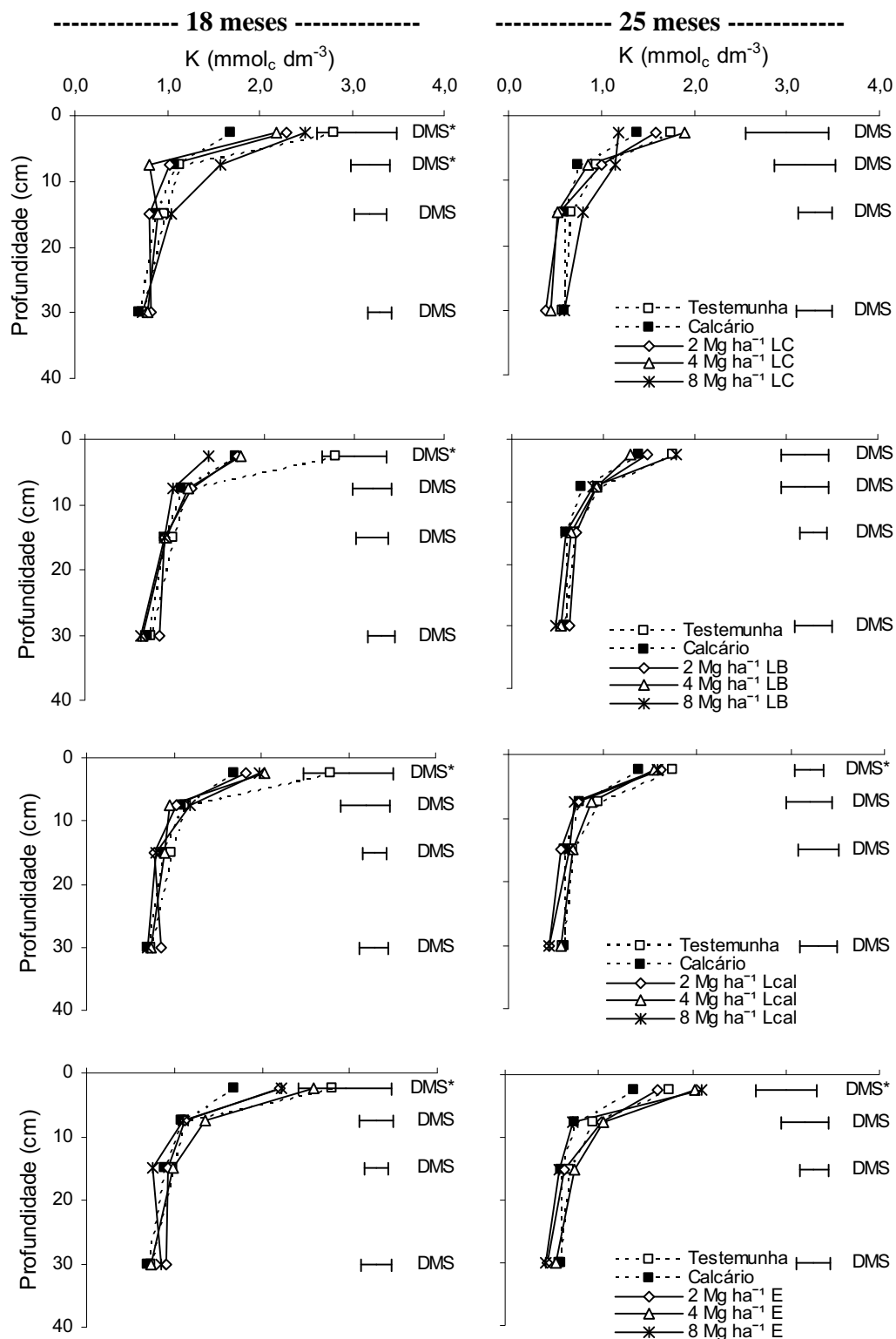


Figura 16. Dinâmica de potássio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

na solução do solo sua lixiviação se torna mais intensa. Esse problema torna-se ainda maior quando aplicados os resíduos LC, Lcal e E, que são fontes de Ca ao solo, aumentando ainda mais o gradiente de concentração desse nutriente no solo em detrimento do K.

A distribuição dos teores de K no perfil do solo pode ser visualizada por meio das Figuras 15 e 16. Nestas também podem ser observadas as comparações entre os tratamentos com o calcário e as doses de cada um dos resíduos. Na Figura 15, pode-se observar que na amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (zero meses), houve diferença significativa para a comparação entre o calcário e os resíduos LB e E na camada superficial, até 5 cm, onde para LB o tratamento com a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionou os maiores teores de K no solo, porém não diferiu da dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> deste, enquanto para E esse efeito foi proporcionado pela maior dose utilizada, mas semelhante a de 4 Mg ha<sup>-1</sup>. Já nas amostragens realizadas 4 meses após a reaplicação dos resíduos, somente foi observada diferença significativa da comparação entre o calcário e o resíduo E na camada de 10-20 cm, onde o menor teor de K foi com a calagem.

Na amostragem aos 18 meses da reaplicação (Figura 16) pode-se observar em todos os tratamentos que na camada de 0-5 cm de profundidade o maior teor de K foi no tratamento testemunha, sendo superior a calagem, para esta amostragem, na camada de 5-10 cm, pode-se observar a superioridade da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC sobre as demais doses e o calcário. Enquanto na amostragem após 25 meses, na camada de 0-5 cm foram observados efeitos das comparações entre os resíduos Lcal e E com o calcário, onde para ambos, o menor teor de K foi obtido no tratamento com o calcário.

#### **4.2.6 Cálcio**

Os resultados da análise de variância para o teor de Ca no solo apresentados na Tabela 14 apontam o efeito significativo da interação em função da reaplicação dos resíduos em 2005, em todas as amostragens, ou seja, após 4, 18 e 25 meses de reação no solo e em todas as camadas avaliadas. Efeitos significativos para o teor de Ca no solo referente à comparação entre doses de cada um dos resíduos com o calcário pode ser observado até 10 cm de profundidade, após a reaplicação e para todos os resíduos avaliados, já na camada de 10-20 cm esse efeito de comparação com o calcário foi observado para LC e

Tabela 14. Resumo da análise de variância para valores de cálcio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)												
	0			4			18			25			
	0	4	18	0	4	18	0	4	18	0	4	18	25
	<b>Ca</b>												
	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	**	**	*	**	**	ns	**	*	**	ns	**	*
Dose (D)	*	**	**	*	**	**	ns	**	**	**	ns	**	ns
R X D	*	**	**	*	**	**	**	*	*	**	**	*	*
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	*	ns
CV (%)	59	39	39	57	38	32	59	50	63	38	48	46	34
DMS	13,83	25,58	18,50	11,09	9,93	7,64	8,79	8,06	7,74	4,09	4,40	4,35	2,99
LC <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	**	**	**	**	ns	**	**	*	ns
CV	66	17	28	31	28	34	54	35	62	26	40	34	31
DMS	31,57	26,43	36,05	12,29	21,70	20,35	17,24	14,64	18,48	6,51	7,50	7,32	5,70
LB <sup>(2)</sup>	ns	**	*	ns	**	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV	34	51	23	26	35	30	34	46	43	47	27	46	42
DMS	14,69	24,96	7,00	7,62	9,87	6,74	7,72	9,83	7,49	7,25	4,37	6,66	6,14
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	**	**	ns	**	**	ns	*	ns	**	ns	ns	ns
CV	68	25	43	88	39	22	77	55	60	38	57	56	34
DMS	37,34	42,33	51,91	38,27	24,19	13,71	24,60	22,43	15,36	9,14	12,3	10,51	5,96
E <sup>(2)</sup>	*	**	**	**	**	*	ns	ns	ns	*	ns	**	ns
CV	40	50	32	44	37	42	49	33	80	42	22	49	28
DMS	20,10	88,76	31,21	18,90	21,18	19,06	15,67	10,35	21,25	9,65	3,81	11,95	6,22
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	DMS
LC <sup>(3)</sup>	**	26	17,87	**	29	10,50	*	45	8,52	*	35	3,48	
LB <sup>(3)</sup>	**	40	6,12	**	36	3,88	*	42	3,72	ns	41	2,82	
Lcal <sup>(3)</sup>	**	38	26,06	*	43	14,15	ns	61	10,88	*	53	5,11	
E <sup>(3)</sup>	**	48	31,84	*	40	10,56	ns	59	9,42	**	38	4,31	
Testemunha <sup>(3)</sup>	*	22	3,13	*	38	4,43	*	29	2,67	ns	26	1,78	
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	46	17,65	ns	25	4,92	ns	35	3,85	ns	37	2,71	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01 e ns = não significativo pelo teste t (LSD).

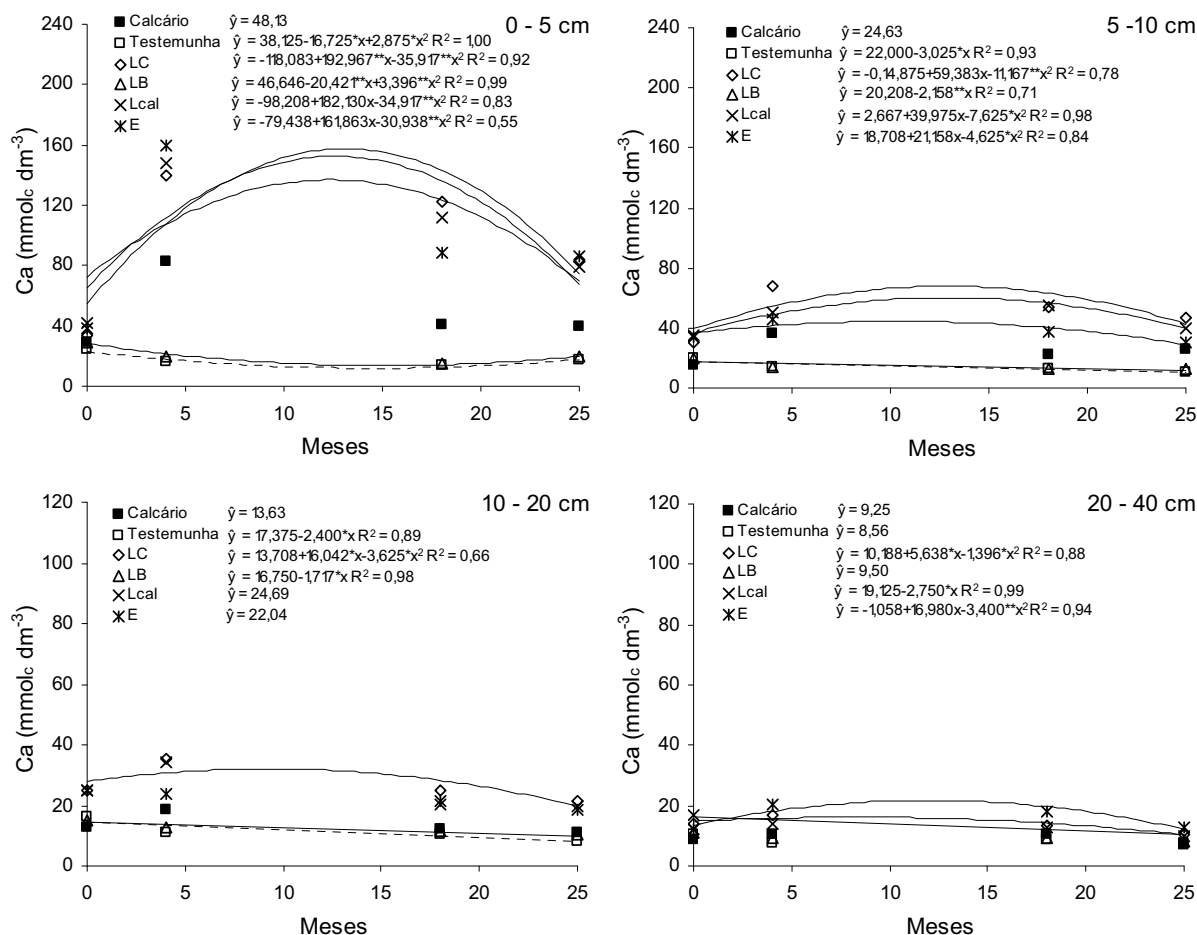


Figura 17. Dinâmica de cálcio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Lcal aos 4 e 25 meses, e para E aos 25 meses de reação, enquanto na camada de 20-40 cm esse efeito foi observado para LC aos 4 meses e para E aos 4 e 18 meses.

Na Tabela 14 também pode ser observado o efeito significativo para o teor de Ca no solo para cada um dos resíduos utilizados durante o período de avaliação do experimento, que ocorreu até 25 meses da reaplicação, em todo o perfil avaliado.

Na Figura 17 pode-se observar o efeito significativo dos resíduos e do calcário sobre o teor de Ca no solo entre as diferentes épocas de amostragem, exceto para o calcário em todo o perfil avaliado e para Lcal e E na camada de 10-20 cm de profundidade e

para os tratamentos testemunha e LB na camada de 20-40 cm. De maneira geral, nos primeiros 10 cm de profundidade, até 4 meses da aplicação observa-se um ligeiro aumento nos teores de Ca no solo, voltando a decrescer com o passar do tempo, com exceção para LB onde o teor de Ca observado no solo foi decrescendo entre as amostragens, entre a amostragem inicial (tempo zero) até 25 meses após a reaplicação dos resíduos.

Em todas as épocas e camadas avaliadas apenas o resíduo LB não mostrou efeito significativo sobre os teores de Ca no solo, apresentando os menores valores, os demais tratamentos tiveram os teores aumentados com o aumento das doses dos resíduos (Tabela 15).

O comportamento crescente do teor de Ca no solo, em função do aumento das doses de resíduos, até a profundidade de 40 cm, é justificado por apresentarem esse nutriente em sua composição (Tabela 2). Com o resíduo LC contendo 28% de Ca, 2% para LB, 37% para Lcal e 23% para E. Guerrini e Villas Bôas (1996) demonstraram que a lama cal pode ser comparada a um calcário calcítico por ser constituído predominantemente por carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, o que justifica o aumento nos teores de Ca no solo no presente trabalho a partir deste resíduo.

Nas Figuras 18 e 19 são apresentados os resultados da aplicação dos resíduos e do calcário, onde deixa visível o comportamento do Ca em todo o perfil avaliado. Após a aplicação dos resíduos e do calcário, e tomando-se por base os efeitos da comparação entre estes, Figura 18, até 10 cm de profundidades apenas o LB foi inferior ao calcário, independente da dose aplicada do resíduo. O calcário aplicado em superfície apresentou teores de Ca nos primeiros 10 cm de profundidade inferiores a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> dos resíduos LC, Lcal e E, em todas as amostragens, no entanto aumentou esse nutriente até a profundidade de 20 cm, quando comparado à testemunha.

A segunda maior contribuição da aplicação superficial dos resíduos, após o aumento do pH do solo, é o fornecimento de Ca para o solo, lembrando que a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> pode contribuir para o desequilíbrio entre cátions (Ca:Mg:K) no solo, uma vez que resíduos como o Lcal nesta maior dose pode aumentar em 246,6 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> o teor de Ca na camada de 0-5 cm de profundidade.

O calcário aplicado em superfície após 25 meses de reação (Figura 19) demonstrou incremento nos teores de cálcio até 20 cm confirmando dados de Caires et al.

Tabela 15. Valores de cálcio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>Ca</b>												
mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>												
Profundidade 0 – 5 cm												
0	23	23	23	23	16	16	16	14	14	14	14	14
2	36	33	24	23	58 ab	19 b	63 ab	72 a	44	15	45	42
4	31	27	45	34	90 b	21 c	149 a	100 ab	65 b	17 c	145 a	75 b
8	40 ab	29 b	57 a	55 ab	270 ab	20 c	233 b	306 a	259 a	14 c	147 b	150 b
Média	32	28	37	34	109 a	19 b	115 a	124 a	95 a	15 c	88 ab	70 b
Regressão	ns	ns	L**	L*	Q*	ns	L**	Q*	Q**	ns	Q**	L**
Calcário	30			83			41			40		
Profundidade 5 – 10 cm												
0	20	20	20	20	15	15	15	13	13	13	13	13
2	23	21	37	32	37 a	13 b	31 ab	30 ab	25 ab	11 b	29 a	27 a
4	18 b	22 ab	43 a	20	55 a	14 b	39 a	50 a	47 b	14 c	63 a	39 b
8	51 a	17 b	26 b	51 a	111 a	15 d	82 b	57 c	90 a	13 c	75 a	47 b
Média	28 ab	20 b	32 a	31 ab	54 a	14 c	42 b	38 b	44 a	13 c	45 a	31 b
Regressão	L**	ns	Q*	L*	L**	ns	L**	L**	L**	ns	Q**	L**
Calcário	16			36			22			25		
Profundidade 10 – 20 cm												
0	16	16	16	16	11	11	11	10	10	10	10	10
2	14 b	16 ab	33 a	16 b	23	11	17	24	20	11	11	15
4	16	19	29	25	35 ab	15 c	46 a	23 bc	22	12	23	16
8	45 a	11 b	13 b	34 a	49 a	13 c	40 ab	24 bc	33 a	11 b	27 a	34 a
Média	23	16	23	23	29 a	13 c	28 ab	20 bc	21 a	11 b	18 ab	19 ab
Regressão	L**	ns	Q*	L*	L**	ns	Q*	ns	L**	ns	L*	L**
Calcário	13			19			12			11		
Profundidade 20 – 40 cm												
0	11	11	11	11	8	8	8	9	9	9	9	9
2	8	14	14	10	15	9	10	14	11 ab	11 ab	10 b	16 a
4	11 b	13 b	25 a	13	15	11	12	13	13 b	9 b	13 b	19 a
8	24 a	7 b	12 b	13 b	21 b	9 c	21 b	35 a	17 a	9 b	16 a	20 a
Média	13	11	15	12	15 ab	9 c	13 bc	17 a	12 b	9 c	12 b	16 a
Regressão	L*	ns	Q**	ns	L**	ns	L**	L**	L**	ns	L*	Q*
Calcário	9			11			11			7		

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

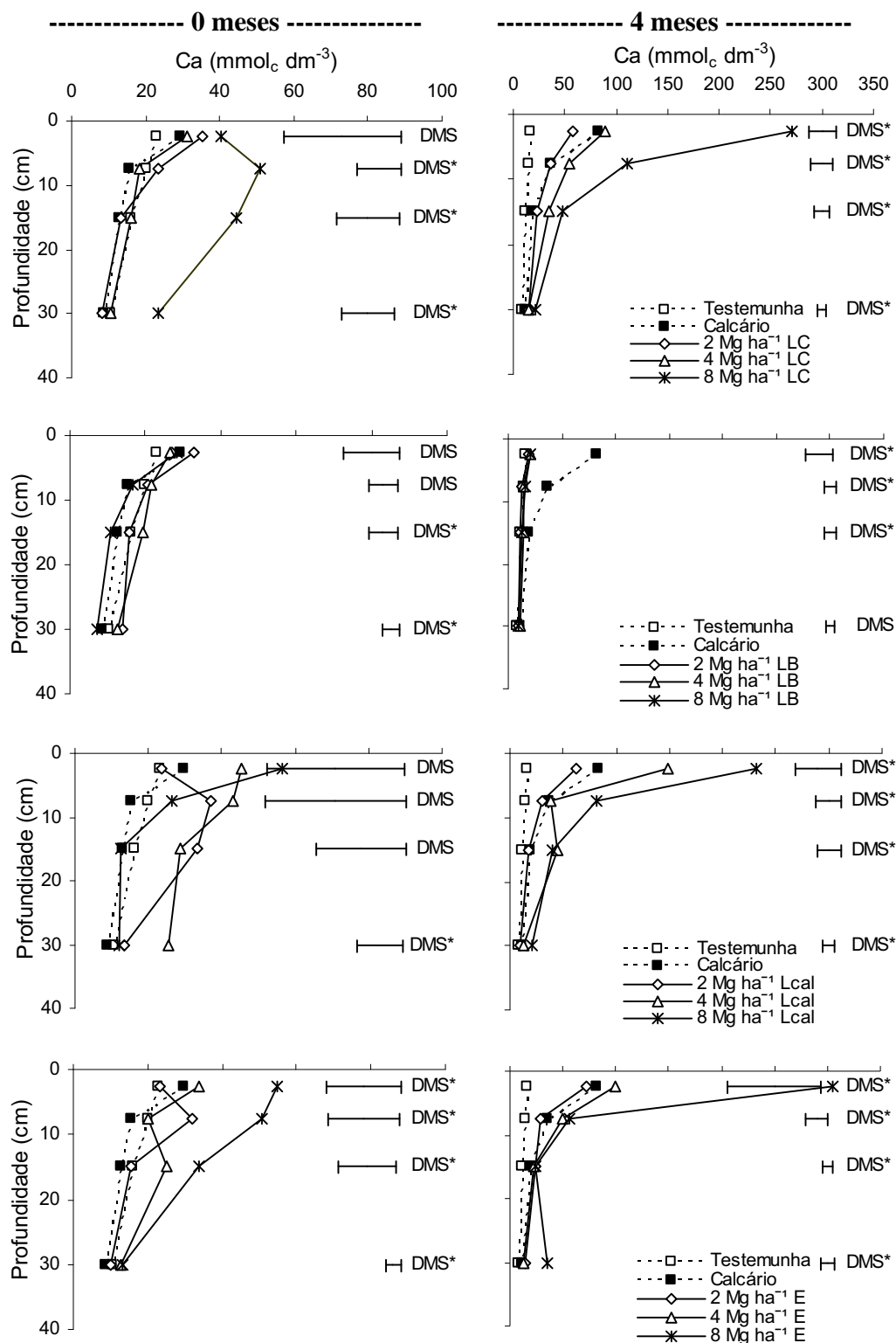


Figura 18. Dinâmica de cálcio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

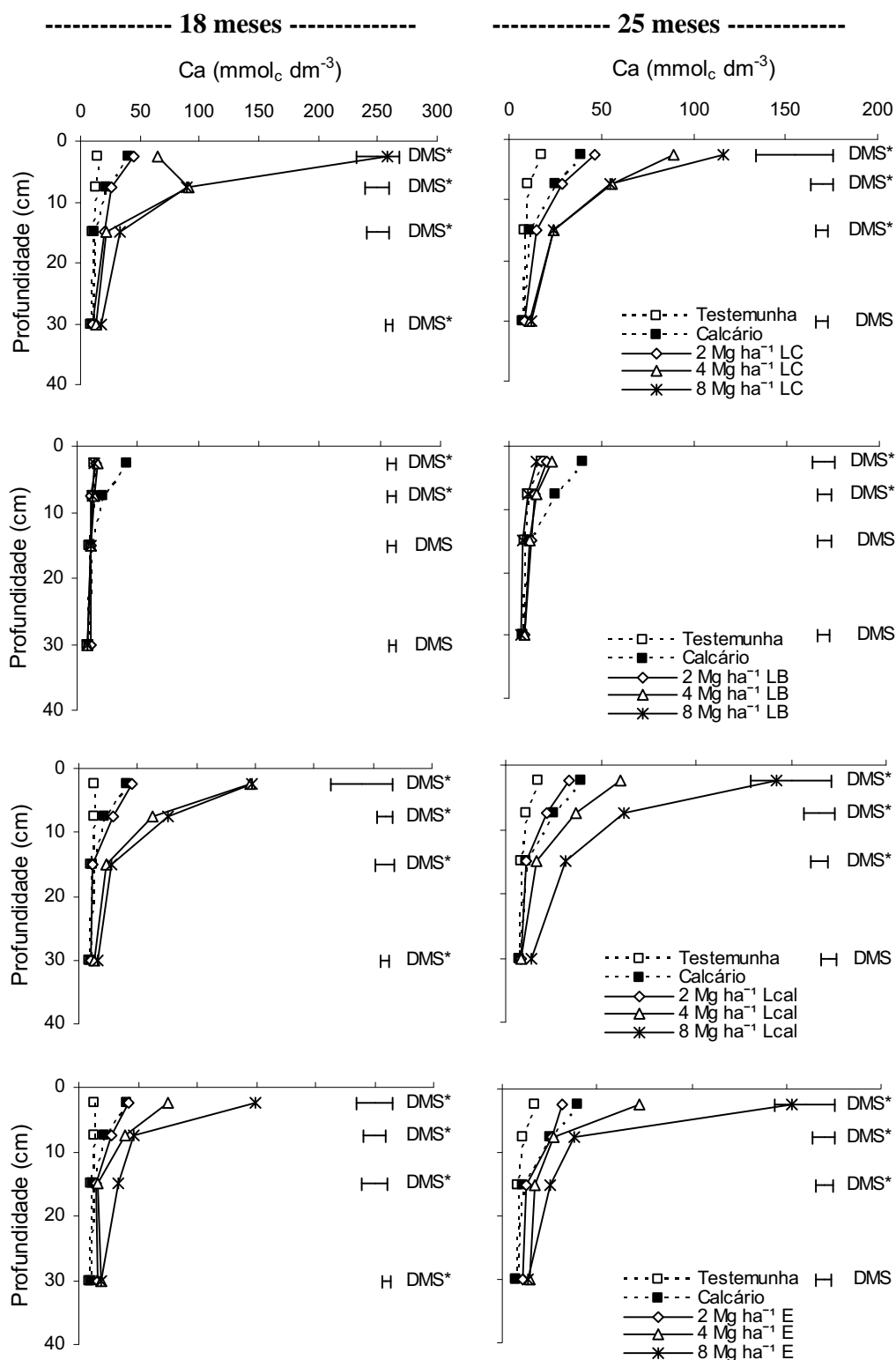


Figura 19. Dinâmica de cálcio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

(2004), Ciotta et al. (2004), Lima (2004), Soratto (2005), Fidalski e Tormena (2005), no entanto o caminhamento de Ca não atingiu a profundidade de 40 cm. Para Soratto (2005), a redução nos teores de Ca com o passar do tempo pode ser explicado pela elevada extração de cálcio pelas culturas, concordam com os resultados de Pöttker e Ben (1998) e Caires (2000), principalmente em profundidade, que seria de fundamental importância para o crescimento radicular.

Neste trabalho, a decomposição dos resíduos vegetais na superfície certamente contribuiu com os resultados encontrados, uma vez que durante todo trabalho foram conduzidos em SPD dois cultivos com soja e dois com aveia preta para cobertura de inverno, gerando grande quantidade de resíduos vegetais na superfície ao longo do tempo. O aumento do pH do solo e redução da acidez potencial no perfil do solo decorrente da aplicação dos resíduos LC, Lcal e E e do calcário também são importantes fatores que contribuíram na elevação dos teores de Ca no perfil do solo.

#### **4.2.7 Magnésio**

A Tabela 16 apresenta os resultados da análise de variância para os teores de Mg no solo, decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário. Pode-se observar efeitos significativos para interação entre doses e resíduos em todo o perfil do solo em todas as amostragens, exceto a amostragem realizada após 4 meses da aplicação na camada de 10-20 cm e após 18 e 25 meses na camada de 20-40 cm.

Quando comparadas, as doses de cada um dos resíduos com o calcário, decorrente da reaplicação superficial no SPD, observa-se efeito significativo entre estes nos primeiros 10 cm de profundidade, exceto para o tratamento com escória na camada de 5-10 cm que somente apresentou efeito significativo após 25 meses de reação deste no solo (Tabela 16).

Como apresentado na Tabela 16, observa-se o comportamento dos teores de Mg proporcionados pela aplicação dos resíduos e do calcário durante a condução do trabalho, ou seja, ocorreram mudanças significativas entre as épocas de amostragem, exceto para o IC, Lcal e E na camada de 0-5 cm e para o calcário em todo o perfil avaliado. Este comportamento pode ser observado por meio da Figura 20, que apresenta os teores de Mg do

Tabela 16. Resumo da análise de variância para valores de magnésio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007)

Causa de Variação	Amostragem (meses)												
	0			4			18			25			
	0	4	18	0	4	18	0	4	18	0	4	18	25
	Mg												
	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	*	**	**	**	**	**	*	**	**	*	ns	ns	ns
Dose (D)	ns	**	**	**	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R X D	*	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV (%)	28	60	25	51	27	35	28	37	49	64	50	33	52
DMS	2,26	6,84	1,61	3,99	1,62	2,15	1,36	1,36	2,24	2,21	1,26	1,59	1,93
LC <sup>(2)</sup>	ns	*	**	**	*	*	**	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV	38	72	24	38	27	44	29	43	56	81	46	34	48
DMS	6,31	18,41	3,48	5,77	3,75	6,59	3,07	4,32	4,45	5,99	2,81	3,28	3,62
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	**	**	*	ns	**	**	ns	ns	ns	*	ns
CV	21	82	26	42	19	52	31	50	32	59	56	22	59
DMS	3,79	19,80	3,81	6,17	2,28	7,63	3,23	4,51	3,44	6,63	2,98	2,10	4,48
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	*	**	*	ns	*	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV	18	79	29	51	29	46	32	59	35	57	66	45	63
DMS	2,77	19,05	4,06	7,55	3,28	6,64	3,49	5,63	3,73	6,17	3,76	4,41	4,44
E <sup>(2)</sup>	ns	*	**	**	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	**	*
CV	28	56	17	44	26	39	25	41	67	44	38	15	35
DMS	5,24	29,25	4,28	13,73	3,49	7,59	3,74	4,88	9,77	5,73	2,67	1,70	3,48
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F
LC <sup>(3)</sup>	ns	35	2,30	**	29	1,46	*	53	2,06	*	46	1,58	
LB <sup>(3)</sup>	**	23	1,49	**	35	1,51	**	42	1,48	*	78	1,65	
Lcal <sup>(3)</sup>	ns	25	1,46	*	33	1,48	*	54	1,89	*	65	2,13	
E <sup>(3)</sup>	ns	32	9,09	**	31	2,18	*	67	3,52	*	38	1,89	
Testemunha <sup>(3)</sup>	*	20	1,55	*	27	1,57	**	29	1,34	*	27	1,04	
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	65	11,16	ns	48	4,48	ns	45	2,84	ns	34	1,33	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e do calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

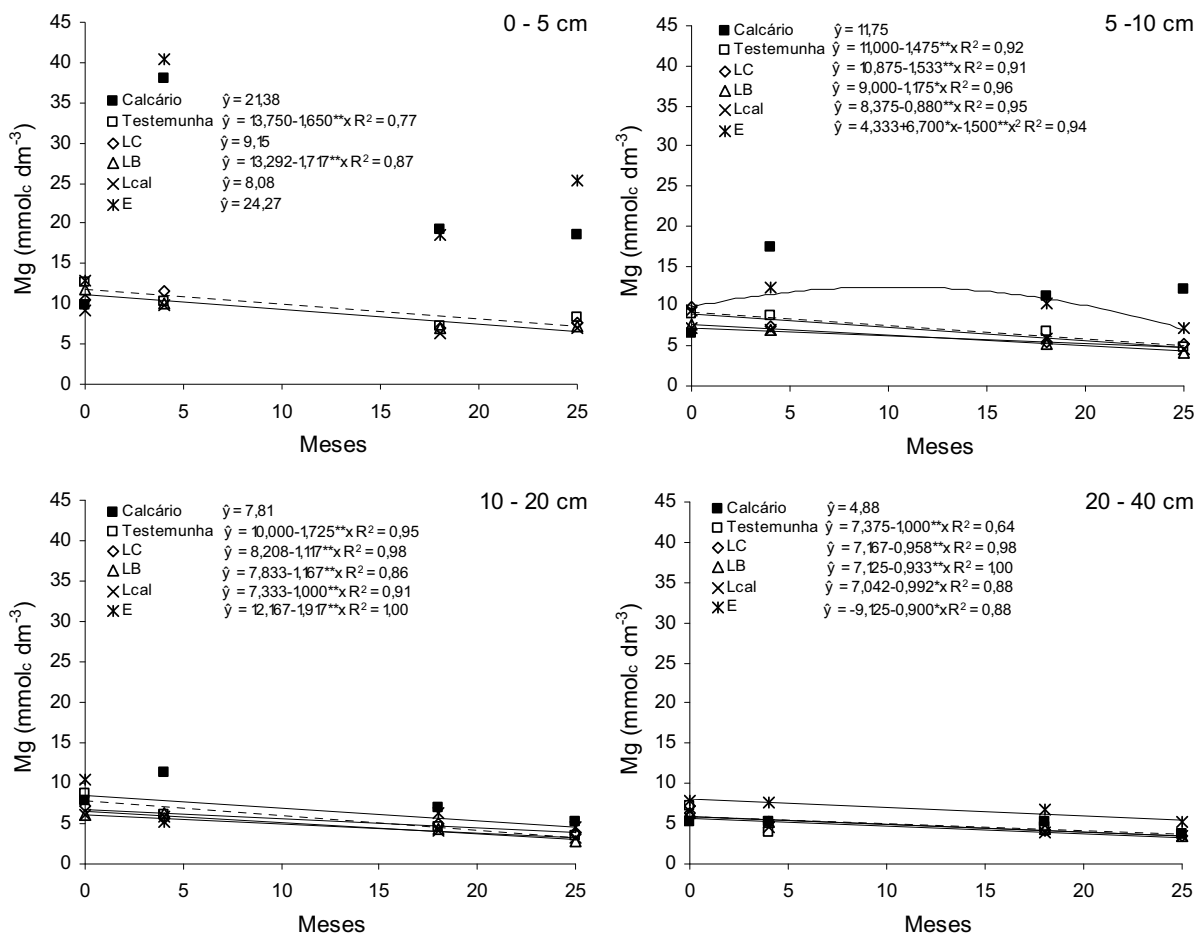


Figura 20. Dinâmica de magnésio ( $\text{mmolc dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

solo no perfil avaliado, obtido nas diferentes amostragens. De maneira geral observa-se que os teores de Mg vão decrescendo com o passar do tempo.

Os teores de magnésio foram incrementados pela reaplicação dos resíduos e de calcário, porém com efeito significativo pronunciado apenas pela aplicação de escória, em todas as amostragens realizadas após a reaplicação, principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade, mostrando comportamento linear crescente em função das doses (Tabela 17). Estes resultados mostram que a aplicação de E e Lcal em superfície sobre plantio direto proporcionaram o caminhamento do Mg até 40 cm de profundidade (Figuras 21 e 22),

Tabela 17. Valores de magnésio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>Mg</b> mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>											
	Profundidade 0 – 5 cm											
0	12	12	12	12	10	10	10	7	7	7	8	8
2	14	12	9	10	12 ab	11 b	13 ab	25 a	7 b	7 b	8 b	8
4	10 ab	14 a	9 b	14 a	13 b	11 b	9 b	27 a	9 b	8 bc	8 b	14 a
8	8 b	10 ab	9 b	14 a	10 b	8 b	9 b	69 a	6 b	6 b	6 b	16 a
Média	11 ab	12 ab	10 b	13 a	11 b	10 b	10 b	33 a	7 b	7 b	7 b	25 a
Regressão	L*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	16 a
Calcário	10									19		L**
	Profundidade 5 – 10 cm											
0	9	9	9	9	9	9	9	7	7	7	5	5
2	10	7	8	8	7 ab	7 b	8 ab	11 a	6 b	5 b	6 ab	9 a
4	7 ab	10 a	7 b	7 b	8 b	7 b	6 b	13 a	5 b	6 b	5	11 a
8	13 a	6 b	8 b	12 a	7 b	8 b	7 b	13 a	6 b	5 b	5 b	12 a
Média	10 a	8 b	8 b	9 ab	8 b	8 b	7 b	11 a	6 b	6 b	5 b	9 a
Regressão	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L**
Calcário	7									11		12
	Profundidade 10 – 20 cm											
0	9	9	9	9	6	6	6	6	5	5	4	4
2	8	7	7	7	6	5	6	9	4	4	4	5
4	6 b	7 b	7 b	16 a	5	8	6	8	7	5	3	5
8	8	5	5	8	7	6	7	7	4 b	5 ab	5 ab	9 a
Média	8 ab	7 b	7 b	10 a	6	6	6	8	5	4	4	6
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L*
Calcário	8									7		5
	Profundidade 20 – 40 cm											
0	7	7	7	7	4	4	4	4	5	5	4	4
2	5	6	6	7	6	5	4	7	4 ab	6 ab	4	7 a
4	6 b	8 ab	7 ab	9 a	4	6	5	6	45 b	4 b	3	7 a
8	8 a	5 b	6 ab	8 a	6 b	5 b	5 b	10 a	5	4	5	7
Média	7	7	7	8	5 b	5 b	4 b	7 a	4 b	4 b	4	6 a
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	ns
Calcário	5									5		4

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

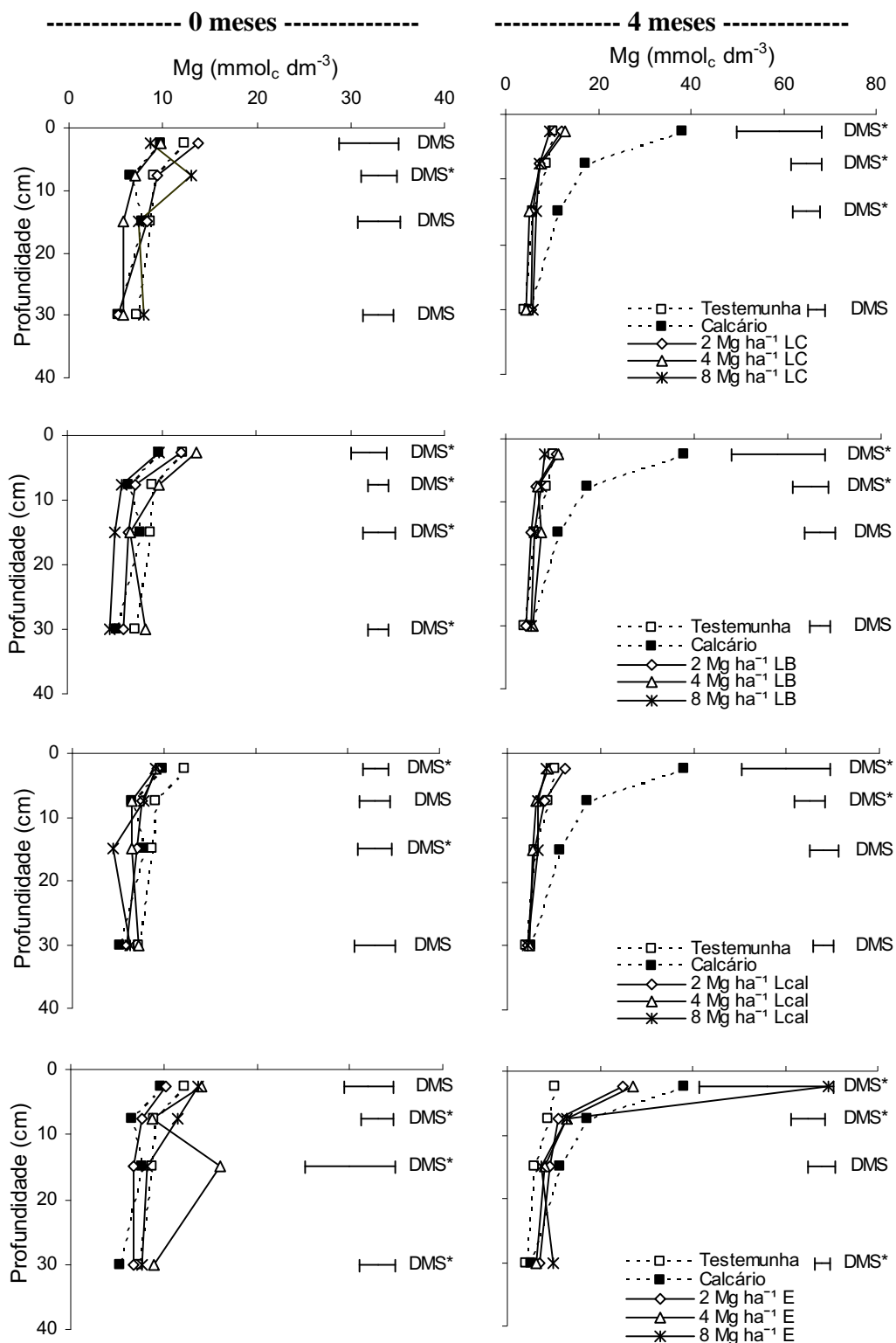


Figura 21. Dinâmica de magnésio ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.



sendo esse elemento, juntamente com o Ca indispensável no crescimento radicular, principalmente em profundidades iguais ou superiores a 40 cm.

Por meio das Figuras 21 e 22 pode-se observar a distribuição dos teores de Mg no perfil do solo, em todas as amostragens, bem como o efeito da comparação entre o calcário e os resíduos, que ocorreu principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade, em todas as épocas amostradas. De acordo com os resultados obtidos nas camadas de 0-5 cm e de 5-10 cm de profundidade, independente da dose aplicada dos resíduos LC, LB, Lcal e o calcário mostrou-se mais eficiente no fornecimento de Mg. Enquanto para a escória os maiores teores de Mg no solo foram obtidos onde aplicada a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo superior ao favorecido pela calagem, efeito este observado em todas as amostragens realizadas após a aplicação destes.

O aumento do teor de Mg no solo em função da aplicação de escória é justificado em razão desse nutriente fazer parte de sua composição, com uma participação de 21 g kg<sup>-1</sup> do total desse resíduo, que corresponde à aplicação de 168 kg ha<sup>-1</sup> de Mg, podendo aumentar seu teor do solo, quando aplicado na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, podendo conferir um aumento de até 23 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> na camada de 0-5 cm de profundidade.

Com o passar dos anos é possível que o aumento do teor de Mg no solo seja em razão da ciclagem desse nutriente, devido ao efeito do tempo de cultivo sob SPD pelas culturas de aveia preta, em especial a soja, que tem a preferência na absorção de cátions bivalentes em razão de sua maior CTC radicular, retirando-o de profundidades abaixo de 40 cm trazendo-o para as camadas mais superficiais, promovendo a distribuição homogênea de Mg no perfil do solo. A aplicação de E em superfície no SPD proporcionou o deslocamento do Mg até 40 cm de profundidade, sendo esse elemento, juntamente com o Ca indispensável no crescimento radicular, principalmente em profundidades iguais ou superiores a 40 cm. Esse efeito do incremento de Mg no perfil ao longo do tempo em função dos resíduos e do calcário pode ser observado na Figura 20.

Os resultados de Mg encontrados nesse trabalho concordam com vários outros que encontraram caminhamento de Mg<sup>2+</sup> em camadas mais profundas, aplicando-se calcário sobre a superfície do solo (CAIRES et al., 2004; NASCIMENTO et al., 2004; AMARAL, et al., 2004b; CIOTTA et al., 2004; SORATTO, 2005; FIDALSKI e TORMENA 2005; MORAES 2005; CORRÊA et al., 2007).

Mesmo com o fornecimento de Ca em excesso pelas maiores doses dos resíduos LC, Lcal e E, os teores de Mg sempre estiveram em condições adequadas as culturas, isto é, acima de  $3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  em todas as camadas, com ênfase as camadas superficiais de 0-5 e de 5-10 cm, fato que possibilita o desenvolvimento adequado das culturas. Vale ressaltar que a maior parte dos nutrientes são absorvidos já nas primeiras camadas de solo, local em que está presente grande quantidade de raízes menores que 0,2mm de diâmetro e pêlos absorventes, os quais são responsáveis pela absorção.

#### **4.2.8 Capacidade de troca de cátions**

Com base na análise de variância (Tabela 18) podemos observar o efeito significativo de interação em função da reaplicação dos resíduos em 2005, sobre a capacidade de troca de cátions do solo, até 20 cm de profundidade em todas as amostragens após a reaplicação dos resíduos, com exceção para a amostragem aos 4 meses de reação na camada de 10-20 cm.

Os efeitos significativos sobre o comportamento da CTC no perfil do solo decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário, ao longo do tempo (zero a 25 meses) podem ser observados na Tabela 18 e na Figura 23. Na Figura 23 pode-se observar que os maiores valores de CTC do solo foram observados nos primeiros 5 cm de profundidade, na qual, a CTC do solo comportou-se de maneira quadrática ao longo do tempo em função da aplicação dos resíduos LC e Lcal. Na camada de 5-10 cm a CTC do solo ao longo do tempo comportou-se de maneira quadrática quando aplicados os resíduos LC, LB e E. Na camada de 10-20 cm este mesmo efeito foi observado para o tratamento com LC. Nestas, após um ligeiro aumento observado após 4 meses da aplicação, observa-se a diminuição da CTC do solo. Enquanto, na camada de 20-40 cm somente houve efeito significativo sobre a CTC do solo no tratamento testemunha, que aumentou de maneira linear crescente ao longo do período avaliado.

Em todas as amostragens, somente a aplicação de LB não mostrou efeito significativo para doses, além de apresentar os menores valores para CTC do solo. Como pode ser observado na Tabela 19, os maiores efeitos significativos sobre a CTC do solo decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário foram observados nos primeiros 10 cm de profundidade.

Tabela 18. Resumo da análise de variância para valores de capacidade de troca de cátions, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)															
	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm						
	0	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25
<b>CTC</b>																
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	**	**	**	*	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	**	**	**	**	*	**	**	**	*	ns	ns	ns	**	*	ns	ns
R X D	ns	**	**	**	*	**	**	*	*	ns	*	*	*	ns	ns	ns
Bloco	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	ns	*	*
CV (%)	18	32	24	24	14	17	11	8	13	12	16	9	8	15	11	14
DMS	9,68	31,42	18,33	17,09	6,84	10,21	6,14	4,47	6,25	6,80	7,51	4,44	3,45	7,76	5,18	7,42
LC <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	**	**	**	ns	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
CV	21	19	20	26	6	14	14	11	12	12	14	8	7	14	11	13
DMS	23,80	42,41	35,75	38,72	6,43	19,03	16,82	13,33	12,44	14,83	14,41	8,04	6,25	15,21	10,95	14,19
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	6	31	8	12	7	9	5	11	10	17	7	10	10	16	12	18
DMS	6,35	42,88	8,59	14,44	6,73	10,53	5,83	12,85	10,00	20,05	7,40	10,51	9,43	18,20	12,56	20,31
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	20	23	30	26	20	16	8	11	16	12	6	11	9	10	10	13
DMS	24,41	51,92	50,42	38,06	21,65	19,81	9,22	12,44	16,64	15,16	6,50	11,36	8,60	11,25	10,52	14,15
E <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	9	43	20	24	13	21	12	9	19	11	22	8	7	13	27	11
DMS	10,71	113,85	31,95	42,27	14,51	218,09	13,65	10,43	20,25	13,80	24,14	8,31	6,37	15,14	8,93	12,33
<b>F</b>																
LC <sup>(3)</sup>	**	18	16,61	**	**	13	8,12	**	**	12	6,02	ns	ns	9	4,15	
LB <sup>(3)</sup>	ns	10	5,17	**	**	10	4,85	ns	ns	12	6,08	ns	ns	14	7,02	
Lcal <sup>(3)</sup>	**	27	23,90	ns	ns	17	9,38	ns	ns	12	5,88	ns	ns	10	4,86	
E <sup>(3)</sup>	ns	39	39,43	**	**	18	10,14	ns	ns	18	9,53	ns	ns	11	5,81	
Testemunha <sup>(3)</sup>	ns	8	4,61	ns	ns	5	2,80	ns	ns	6	3,46	*	*	10	5,41	
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	32	23,78	ns	ns	10	6,09	ns	ns	11	6,30	ns	ns	9	4,86	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

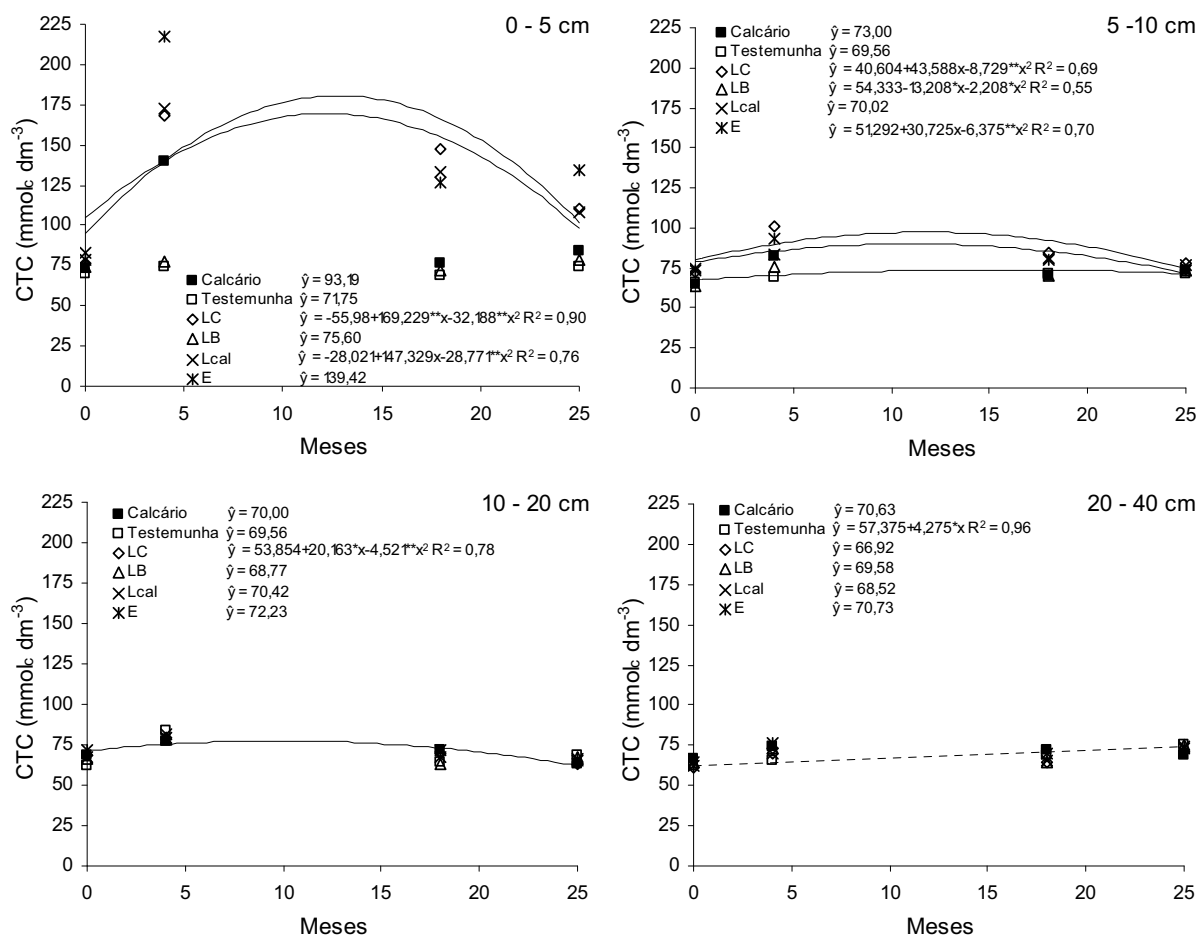


Figura 23. Dinâmica de capacidade de troca catiônica ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Nos primeiros 10 cm de profundidade, os resíduos LC, Lcal e E reaplicados superficialmente em solo sob SPD proporcionaram o aumento da CTC do solo à medida que as doses foram aumentadas, apresentando comportamentos lineares e quadráticos, efeitos estes observados após 4, 18 e 25 meses de aplicados (Tabela 19).

Nas Figuras 24 e 25 pode-se observar o comportamento da CTC do solo decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário no perfil do solo. O calcário aplicado favoreceu a CTC do solo em todo o perfil, no entanto, a dose de 8  $\text{Mg ha}^{-1}$  dos resíduos LC, Lcal e E foi significativamente superior ao efeito proporcionado pela calagem, até 10 cm de profundidade, nas amostragens realizadas após 4, 18 e 25 de reação no solo, com exceção da

Tabela 19. Valores de capacidade de troca de cátions, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem															
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses						
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E				
<b>CTC</b>																
mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>																
Profundidade 0 – 5 cm																
0	69	69	69	69	74	74	74	74	68	68	68	68	75	75	75	75
2	75	74	67	70	93	75	94	118	78	72	74	83	81	77	75	83
4	74	72	91	73	120 ab	74 b	174 a	145 a	90 bc	72 c	161 a	110 b	112 a	77 b	89 ab	111 a
8	83	75	92	89	293 b	83 c	253 b	388 a	275 a	74 c	164 b	188 b	140 b	83 c	161 b	209 a
Média	75	73	80	75	145 b	76 c	149 b	181 a	128 a	71 b	117 a	112 a	102 b	78 c	100 b	120 a
Regressão	ns	ns	L*	L*	Q*	ns	L**	Q**	Q**	ns	L**	L**	L**	ns	Q*	Q*
Calcário	74			140			76			84						
Profundidade 5 – 10 cm																
0	66	66	66	66	70	70	70	71	71	71	71	71	72	72	72	72
2	66	63	74	69	75	73	71	80	72	68	67	73	72	70	74	72
4	66 b	66 ab	79 a	67 ab	92 ab	72 bc	71 c	105 a	74 ab	70 b	84 a	83 a	81 a	73 ab	72 b	72 b
8	88 a	63 b	71 b	86 a	136 a	83 c	109 b	94 bc	110 a	72 c	94 b	85 b	81	76	84	79
Média	71 ab	64 b	73 a	72 a	93 a	74 c	80 bc	87 ab	81 a	70 b	79 a	78 a	76	73	75	73
Regressão	L**	ns	ns	L**	L**	ns	Q*	Q*	Q**	ns	L**	L*	L*	ns	L**	ns
Calcário	66			83			70			74						
Profundidade 10 – 20 cm																
0	63	63	63	63	84	84	84	84	64	64	64	64	69	69	69	69
2	64	66	73	65	78	78	80	78	67	64	68	65	64	64	70	65
4	60 b	66 b	63 b	79 a	78	76	88	82	74	64	68	69	64	67	66	66
8	80 a	67 b	65 b	72 ab	84	80	78	78	69 ab	63 b	66 ab	80 a	63 ab	72 a	62 b	66 ab
Média	67	65	66	70	81	79	82	81	68	64	66	69	65	68	66	67
Regressão	L**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L*	L**	ns	ns	ns	ns
Calcário	70			77			72			63						
Profundidade 20 – 40 cm																
0	62	62	62	62	66	66	66	66	69	69	69	69	76	76	76	76
2	59	63	62	60	65	70	74	67	65	60	69	67	69	73	74	72
4	59 b	62 ab	66 a	62 ab	71	75	62	76	64	67	63	72	71	74	75	80
8	69	67	67	66	73	76	75	87	66	68	65	70	74	78	72	71
Média	62	64	64	63	69	72	69	74	66	66	67	69	72	75	74	75
Regressão	Q*	L*	ns	ns	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	67			75			72			69						

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

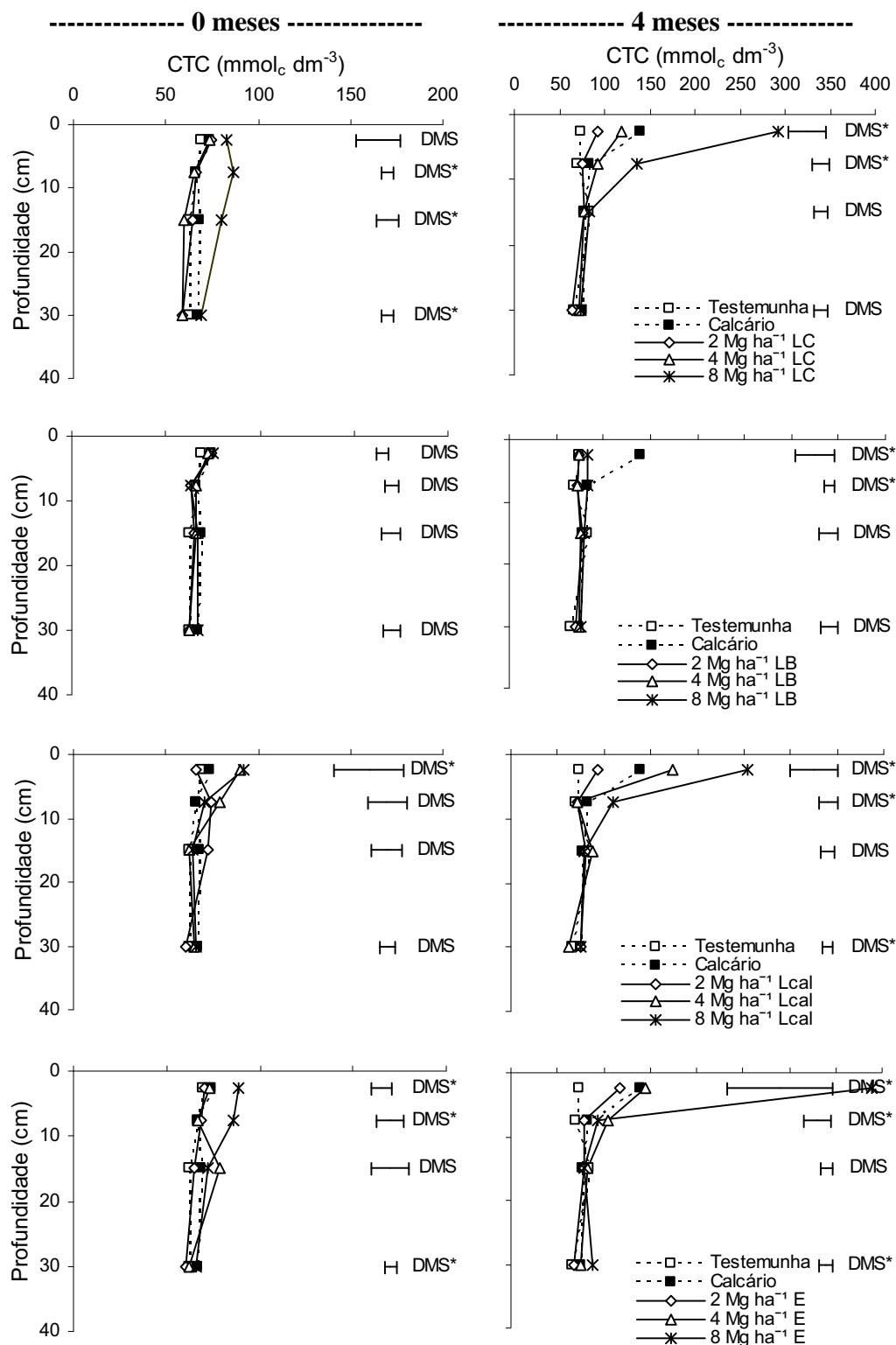


Figura 24. Dinâmica de capacidade de troca catiônica ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

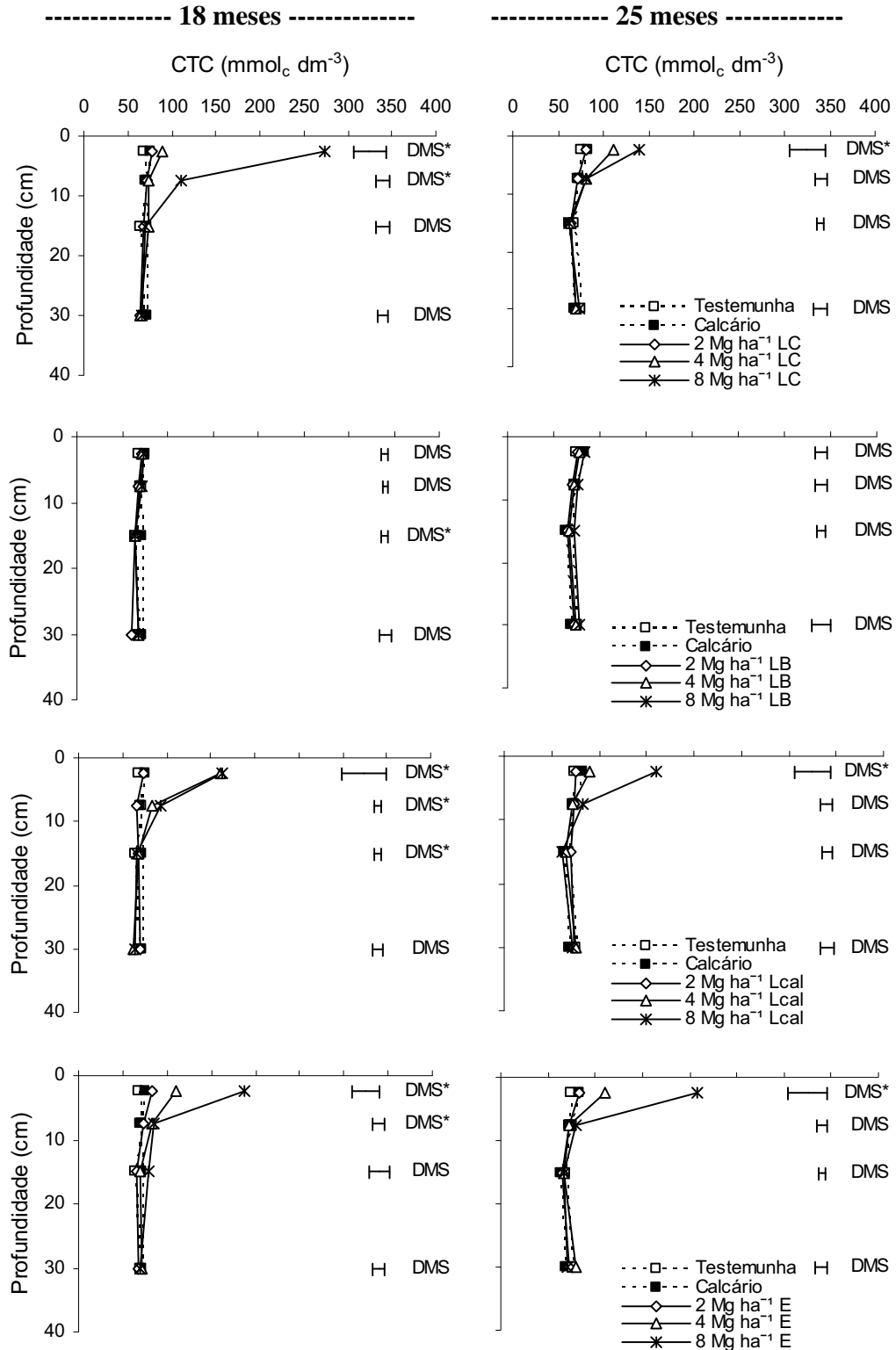


Figura 25. Dinâmica de capacidade de troca catiônica ( $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

amostragem aos 25 meses de reação na camada de 5-10 cm em que não houve diferença significativa entre os resíduos e o calcário. Em comparação com o resíduo LB, a aplicação de calcário apresentou valores superiores a este nos primeiros 5 cm de profundidade após 4 meses de reação destes no solo (Figura 24). Na camada de 10-20 cm de profundidade, foi observada a superioridade do calcário sobre a melhoria da CTC do solo na amostragem realizada após 18 meses da aplicação dos resíduos LB e Lcal (Figura 25), e na de camada de 20-40 cm, foi observada diferença significativa na amostragem após 4 meses, com a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal e E proporcionaram a maior CTC do solo, porém foi semelhante ao do tratamento com a calagem (Figura 24).

Esses resultados concordam com os de Nascimento et al. (2004) para a aplicação de lodo de esgoto por promover comportamento crescente na capacidade de troca de cátions e, de acordo com esses autores, a CTC pode ser melhor explicada em razão das variações de pH do que pelo acréscimo de carbono orgânico decorrente do lodo de esgoto e da adição de Ca e Mg pelos resíduos.

A grande contribuição da aplicação superficial dos resíduos no aumento da CTC do solo diz respeito ao fornecimento de Ca e Mg, principalmente por LC, Lcal, E e pelo calcário, sendo que os valores dessa variável chegaram a triplicar quando se utiliza a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, e dobrar de valor no caso do calcário, na camada de 0-5 cm, amostrada aos 4 meses. Portanto, o aumento da CTC do solo, para esse caso, não vai conferir maiores quantidades de cargas negativas e sim maior disponibilidade de Ca, Mg e K no solo em relação ao H<sup>+</sup>Al, independente ou não da adsorção desses cátions básicos aos colóides do solo.

#### **4.2.9 Metais pesados**

A incorporação de resíduos urbanos ou industriais, principalmente lodos de esgoto a solos agrícolas deve ser adequadamente planejada e monitorada. Para tal, deve-se ressaltar que entre os metais pesados incluem-se tanto elementos essenciais, como Cu, Fe, Mn e Zn, os micronutrientes, como também elementos não-nutrientes como As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V, os potencialmente tóxicos.

#### **4.2.9.1 Os micronutrientes**

##### **4.2.9.1.1 Cobre**

Vê-se na Tabela 20 a na análise de variância para o teor de Cu disponível no solo, onde pode-se observar efeito significativo de interação sobre o teor deste no solo decorrente da reaplicação dos resíduos em 2005 em SPD, exceto para a amostragem aos 25 meses na camada de 20-40 cm de profundidade. Os efeitos proporcionados pela calagem quando comparada às doses de cada um dos resíduos são observadas principalmente na camada de 0-5 cm de profundidade. Também observa-se na referida Tabela, o comportamento do teor de Cu no solo em função da aplicação dos resíduos e do calcário ao longo do tempo.

Na Figura 26 pode-se observar o comportamento do teor de Cu disponível no solo nas diferentes épocas de amostragem, decorrente da reaplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e também do calcário, onde ficam bem evidentes os efeitos, independente da dose, em todo o perfil avaliado, exceto na camada de 0-5 cm de profundidade. Nos primeiros 10 cm, mesmo não sendo significativos, os maiores teores disponíveis de Cu foram obtidos quando da aplicação do lodo LB, seguidos do tratamento testemunha, que não recebeu nenhum tipo de aplicação.

Na Tabela 21 pode-se observar respostas significativas da reaplicação dos resíduos sobre o teor de Cu no solo em todo o perfil. Na camada superficial, até 5 cm de profundidade, observa-se um comportamento distinto entre os resíduos, o teor de Cu no solo aumentou de forma significativa com a aplicação do lodo de esgoto LB em todas as amostragens, enquanto foi decrescente para LC e E aos 4 meses, para LC, Lcal e E aos 18 e para E aos 25 meses (Tabela 21).

Esse comportamento de redução dos teores de Cu no solo com o aumento das doses dos resíduos LC, Lcal e E foi proporcionado pela maior redução do pH do solo por estes materiais, pois em pH alto ocorre a diminuição da solubilidade em função da adsorção destes aos colóides do solo de forma covalente e, portanto indisponível a planta, ou seja, limita absorção de Cu (MALAVOLTA, 2006; DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

A aplicação de doses do lodo de esgoto LB mostrou efeito significativo sobre esta variável em todo o perfil avaliado. Na camada superficial, até 5 cm de

Tabela 20. Resumo da análise de variância para valores de cobre, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)											
	0			4			18			25		
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm		
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS
Dose (D)	ns	18	0,25	ns	16	0,28	ns	11	0,23	**	8	0,21
R X D	ns	28	0,82	ns	22	0,61	**	12	0,30	**	11	0,28
Bloco	ns	17	0,26	ns	23	0,47	**	17	0,38	*	15	0,37
CV (%)	ns	17	0,23	**	11	0,22	ns	10	0,24	*	10	0,26
DMS	ns	17	0,36	*	10	0,26	ns	11	0,25	*	8	0,21
LC <sup>(2)</sup>	ns	12	0,19	ns	9	0,20	ns	13	0,34	**	5	0,14
CV	24	23	21	22	20	11	19	13	15	11	10	9
DMS	0,75	0,68	0,69	0,86	0,78	0,55	0,79	0,56	0,71	0,66	0,52	0,53
LB <sup>(2)</sup>	**	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	37	17	26	30	18	20	16	15	12	15	8	10
DMS	2,10	0,81	1,45	1,65	0,88	1,21	0,82	1,18	0,66	0,72	0,74	0,60
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	24	23	20	17	22	23	20	17	17	19	14	14
DMS	0,73	0,78	0,67	0,71	0,91	1,22	0,90	0,92	0,78	0,97	0,68	0,82
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	**	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	**	ns
CV	19	22	18	13	15	11	13	15	13	15	11	13
DMS	0,59	0,66	0,59	0,52	0,65	0,55	0,60	0,67	0,74	0,70	0,52	0,76
LC <sup>(3)</sup>	ns	18	0,25	ns	16	0,28	ns	11	0,23	**	8	0,21
LB <sup>(3)</sup>	ns	28	0,82	ns	22	0,61	**	12	0,30	**	11	0,28
Lcal <sup>(3)</sup>	ns	17	0,26	ns	23	0,47	**	17	0,38	*	15	0,37
E <sup>(3)</sup>	ns	17	0,23	**	11	0,22	ns	10	0,24	*	10	0,26
Testemunha <sup>(3)</sup>	ns	17	0,36	*	10	0,26	ns	11	0,25	*	8	0,21
Calcário <sup>(3)</sup>	ns	12	0,19	ns	9	0,20	ns	13	0,34	**	5	0,14

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e do calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*=  $P < 0,05$ , \*\*=  $P < 0,01$  e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

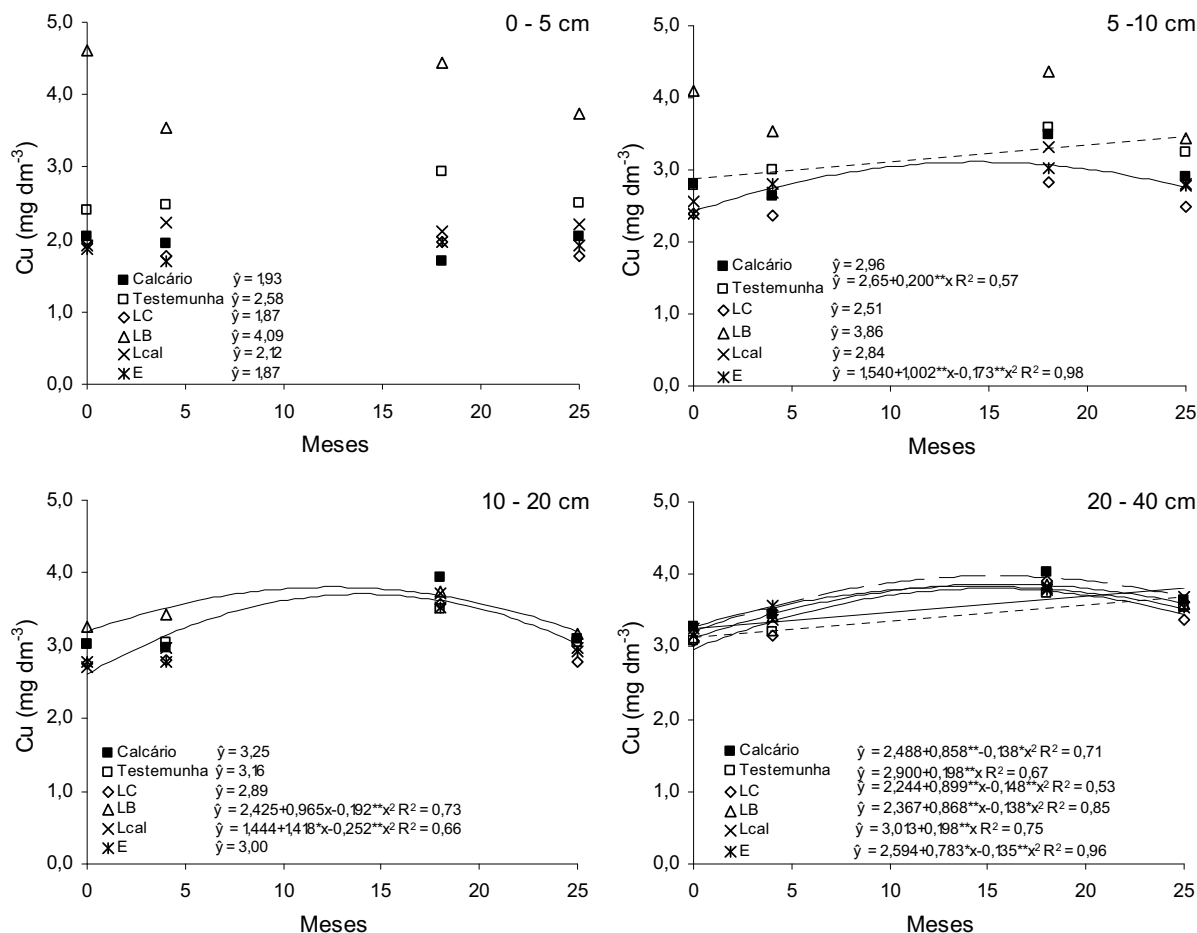


Figura 26. Dinâmica de cobre ( $\text{mg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

profundidade, aos 4 e 25 meses da reaplicação as doses de LB proporcionaram o maior teor de Cu no solo quando comparados as doses dos demais resíduos, efeito que também foi observado na camada de 5-10 cm aos 18 meses da reaplicação. De maneira geral, a dose de 8  $\text{Mg ha}^{-1}$  de LB proporcionou os maiores valores de Cu, em todo o perfil avaliado, exceto para o tratamento com escória na camada de 20-40 cm de profundidade que apresentou valores de Cu superior ao encontrado no tratamento com LB.

Os resultados obtidos concordam com os encontrados por Borges e Coutinho (2004), onde trabalhando com dois solos, com calagem e doses de lodo de esgoto da

Tabela 21. Valores de cobre, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>Cu</b>											
	mg dm <sup>-3</sup>											
	-----											
	Profundidade 0 – 5 cm											
0	2,4	2,4	2,4	2,4	2,5	2,5	2,5	2,5	2,9	2,9	2,9	2,9
2	2,0 b	4,2 a	2,3 b	2,0 b	2,0 b	3,1 a	2,4 b	1,9 b	2,6	4,0	2,5	2,4
4	1,9	2,8	1,8	2,1	1,8 b	3,1 a	2,2 b	1,8 b	1,9 b	3,8 a	2,0 b	1,9 b
8	2,0 b	6,8 a	1,6 b	1,7 b	1,6 b	4,5 a	2,1 b	1,5 b	1,4 b	5,5 a	1,9 b	1,6 b
Média	2,1 b	4,0 a	2,0 b	2,0 b	2,0 c	3,3 a	2,3 b	1,9 c	2,2 b	4,1 a	2,3 b	2,2 b
Regressão	ns	Q*	ns	ns	L*	L**	ns	L**	L**	L**	L*	L**
Calcário		2,0				2,0			1,7			2,0
	Profundidade 5 – 10 cm											
0	2,8	2,8	2,8	2,8	3,0	3,0	3,0	3,0	3,6	3,6	3,6	3,6
2	2,5 b	4,1 a	2,8 b	2,3 b	2,2 c	3,6 a	3,1 ab	2,9 bc	3,5 ab	4,3 a	3,5 ab	3,3 b
4	2,2	3,2	2,4	2,7	2,6	3,3	2,7	3,0	2,7 b	4,2 a	3,0 b	3,2 b
8	2,5 b	5,0 a	2,5 b	2,2 b	2,2 b	3,8 a	2,3 b	2,6 b	2,4 c	4,6 a	3,5 b	2,7 bc
Média	2,5 b	3,8 a	2,6 b	2,7 b	2,5 b	3,4 a	2,8 b	2,9 b	3,0 b	4,2 a	3,4 b	3,2 b
Regressão	ns	L**	ns	ns	ns	ns	L*	ns	L**	L**	ns	ns
Calcário		2,8				2,6			3,5			3,0
	Profundidade 10 – 20 cm											
0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,1	3,1	3,1	3,5	3,5	3,5	3,5
2	2,9	3,1	3,1	2,7	2,9	3,4	3,1	2,8	3,7	3,6	3,9	3,4
4	2,7	3,1	2,5	3,08	2,8	3,2	2,9	3,0	3,8	3,6	3,7	3,8
8	2,6 b	3,6 a	2,5 b	2,6 b	2,7 b	3,8 a	2,9 b	2,6 b	3,3 b	4,0 a	3,6 ab	3,5 ab
Média	2,8 b	3,2 a	2,8 b	2,8 b	2,9 b	3,3 a	3,0 b	2,8 b	3,6	3,7	3,7	3,5
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns	ns	ns	ns	L*	L**
Calcário		3,0				3,0			3,9			3,1
	Profundidade 20 – 40 cm											
0	3,1	3,1	3,1	3,1	3,2	3,2	3,2	3,2	3,8	3,8	3,8	3,8
2	3,1	3,3	3,4	3,1	3,0 b	3,5 a	3,6 a	3,3 ab	4,0	3,5	4,1	3,8
4	3,0	2,9	2,8	3,3	3,2	3,3	3,2	3,3	4,0	3,9	3,8	3,8
8	3,2	3,2	3,3	3,4	3,3 b	3,5 b	3,4 b	4,2 a	3,7 ab	4,2 a	3,6 b	3,8 ab
Média	3,01	3,1	3,1	3,2	3,2 b	3,4 ab	3,3 ab	3,5 a	3,9	3,8	3,8	3,8
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns
Calcário		3,3				3,5			4,0			3,7

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. O meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

ETE de Franca-SP observaram aumento linear dos teores de Cu de acordo com as doses do lodo de esgoto nos dois solos utilizados (Latossolo Vermelho e Neossolo Quartzarênico) e redução da disponibilidade deste elemento pelo efeito da elevação do pH proporcionado pela calagem.

Nas Figuras 27 e 28 vê-se claramente os efeitos da reaplicação dos resíduos e do calcário sobre o teor de Cu disponível no perfil avaliado, sendo mais pronunciados e mais evidentes nos primeiros 10 cm. Quando aplicadas às doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> o lodo de esgoto LC, observa-se na camada de 0-5 cm que estas proporcionaram os menores teores disponíveis de Cu no solo, em relação ao calcário e a testemunha, 2 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, fato observado após 4, 18 e 25 meses da aplicação. Após 18 e 25 meses observou-se este mesmo efeito na camada de 5-10 cm (Figura 28). Este comportamento é explicado pelo fato deste resíduo ter a adição de cal virgem em sua composição, o que elevou o pH do solo, diminuindo assim a disponibilidade de Cu. No entanto, quando aplicado o lodo de esgoto LB ocorreu o contrario, onde nos primeiros 10 cm de profundidade a aplicação da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> deste proporcionou os maiores teores de Cu disponível no solo.

A aplicação de Lcal somente mostrou efeito significativo sobre o teor disponível de Cu no solo na camada de 0-5 cm, após 18 meses de reação no solo, onde as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> e da calagem proporcionaram os menores teores de Cu, também em função da redução do pH do solo proporcionada por este material (Figura 28). Já para escória houve efeito significativo até 10 cm de profundidade aos 18 e 25 meses da aplicação, onde as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> e a calagem proporcionaram os menores teores disponíveis de Cu nos primeiros 5 cm de profundidade, enquanto na camada de 5-10 cm a escória na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> diferiu somente da testemunha.

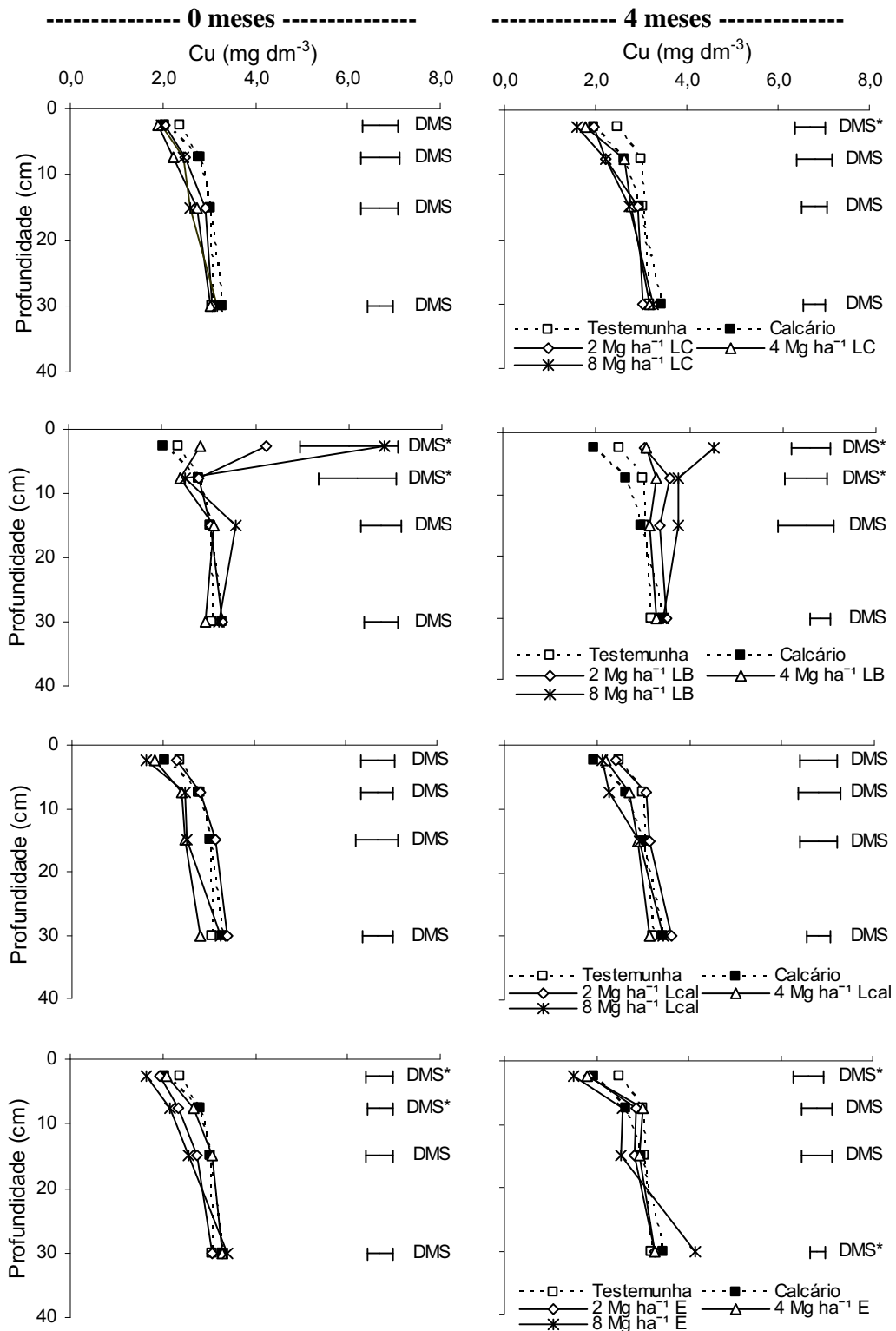


Figura 27. Dinâmica de cobre (mg dm<sup>-3</sup>) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

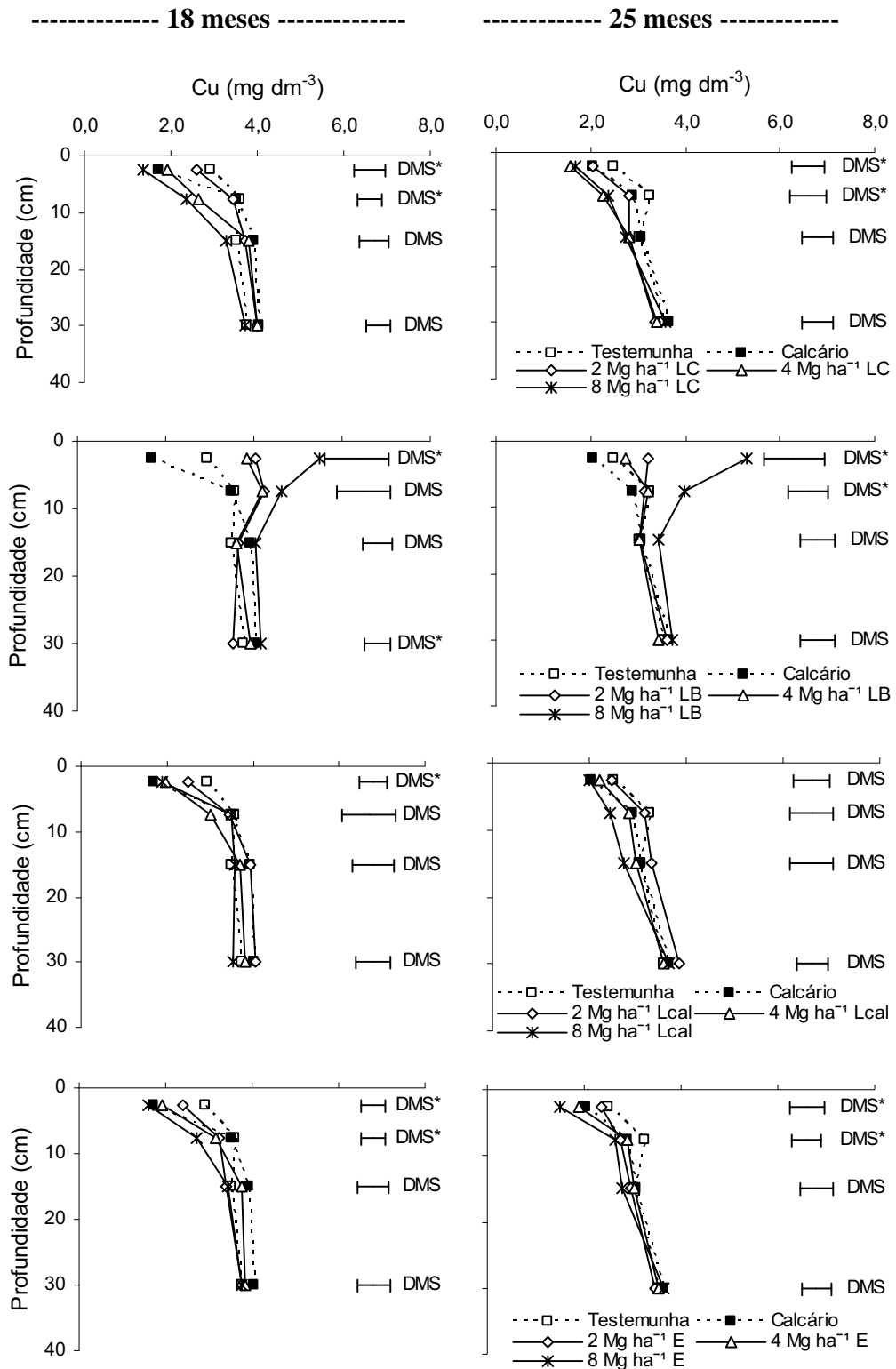


Figura 28. Dinâmica de cobre (mg dm<sup>-3</sup>) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

#### 4.2.9.1.2 Ferro

Na Tabela 22 consta a análise de variância para o teor de Fe disponível no solo, onde pode-se observar efeito significativo de interação para todas as camadas e em todas as amostragens sobre o teor deste no solo decorrente da reaplicação dos resíduos em 2005 em SPD. Os efeitos proporcionados pela calagem quando comparada às doses de cada um dos resíduos são observada principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade. Também pode-se observar o comportamento do teor de Fe no perfil do solo em função da aplicação dos resíduos e do calcário ao longo do tempo.

Na Figura 29 pode-se observar o comportamento do teor de Fe disponível no solo nas diferentes épocas de amostragem, decorrente da reaplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e também do calcário, onde ficam bem evidentes os efeitos, independente da dose, em todo o perfil avaliado. De maneira geral, até 20 cm de profundidade os maiores teores de Fe disponíveis no solo foram obtidos onde foi aplicado o lodo de esgoto LB. Até 5 cm de profundidade houve efeito significativo sobre o teor de Fe ao longo do tempo em todos os tratamentos, onde para os tratamentos testemunha, LC, LB, e E este micronutriente aumentou de maneira linear, enquanto para Lcal e o calcário o comportamento foi quadrático, para estes, o teor de Fe no solo diminuiu até 18 meses, voltando a subir aos 25 meses. Na camada de 5-10 cm de profundidade, o comportamento do teor de Fe no solo foi linear crescente para E e quadrático para LB e Lcal. Dos 10-20 cm de profundidade para os tratamentos testemunha e LB o teor de Fe aumentou de forma linear, enquanto para LC, Lcal e E este comportamento foi quadrático, enquanto para Lcal na camada de 20-40 cm de profundidade foi quadrático.

De acordo com os resultados expostos nas Tabelas 23, observa-se um comportamento distinto entre os resíduos para o teor de Fe no solo após a reaplicação, nos primeiros 5 cm de profundidade, onde foi crescente com o aumento das doses quando aplicado o lodo de esgoto LB e decrescente quando aplicados LC, Lcal e E após 4, 18 e 25 meses de reação destes no solo. Na camada de 5-10 cm de profundidade houve redução do teor de Fe disponível de forma linear onde aplicado o Lcal, aos 4 e 25 meses, enquanto para o LC foi linear aos 18 e quadrático aos 25 meses e para o LB o teor disponível de Fe no solo aumentou linearmente aos 18 e 25 meses. Na camada de 10-20 cm de profundidade pode ser observada a

Tabela 22. Resumo da análise de variância para valores de ferro, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)																							
	0			4			18			25														
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	0 - 5 cm						5 - 10 cm						10 - 20 cm						20 - 40 cm					
	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS	F	CV	DMS			
Dose (D)	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**		
R X D	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**		
Bloco	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
CV (%)	25	25	36	34	21	20	43	22	22	15	15	29	18	14	16	33	15	15	14	16	33	15		
DMS	4,91	5,49	10,66	11,02	4,33	5,66	9,64	7,82	7,82	3,05	4,12	6,34	6,35	2,02	2,86	5,04	2,73	2,02	2,86	5,04	2,73	2,73		
LC <sup>(2)</sup>	*	**	**	**	ns	**	ns	**	**	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
CV	32	33	42	38	32	24	62	21	21	20	20	38	15	15	15	38	16	15	15	15	38	16		
DMS	10,33	11,50	20,01	19,34	12,64	12,12	21,30	12,91	12,91	8,46	10,02	19,00	10,72	4,49	5,51	11,33	6,29	4,49	5,51	11,33	6,29	6,29		
LB <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	**	*	**	**	**	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
CV	28	23	36	29	13	21	27	19	19	14	17	20	23	18	17	38	20	18	17	38	20	20		
DMS	18,33	15,31	32,32	28,74	8,12	15,23	17,97	18,74	18,74	6,99	17,33	11,05	18,57	5,55	7,16	12,74	8,27	5,55	7,16	12,74	8,27	8,27		
Lcal <sup>(2)</sup>	**	**	**	*	ns	**	ns	**	**	**	ns	*	ns	ns	**	ns	*	ns	ns	**	ns	*		
CV	39	37	34	41	23	28	42	23	23	16	26	30	18	11	9	38	13	11	9	38	13	13		
DMS	11,41	12,23	12,02	21,48	8,62	13,41	16,22	14,73	14,73	5,94	13,91	13,04	13,03	3,12	3,38	12,87	5,01	3,12	3,38	12,87	5,01	5,01		
E <sup>(2)</sup>	ns	*	**	**	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
CV	27	28	28	27	24	19	40	21	21	13	18	24	17	10	17	45	16	10	17	45	16	16		
DMS	9,48	11,85	14,54	16,30	10,17	11,99	21,20	16,07	16,07	5,75	10,54	11,34	12,52	3,09	6,63	14,09	6,43	3,09	6,63	14,09	6,43	6,43		
LC <sup>(3)</sup>	*	44	7,06	7,06	ns	25	6,78	6,78	6,78	**	27	6,50	6,50	ns	20	3,27	3,27	ns	20	20	3,27	3,27		
LB <sup>(3)</sup>	**	30	13,74	13,74	**	18	7,33	7,33	7,33	**	18	5,73	5,73	ns	26	4,78	4,78	ns	26	26	4,78	4,78		
Lcal <sup>(3)</sup>	**	45	5,76	5,76	**	29	5,56	5,56	5,56	**	25	5,59	5,59	**	20	3,27	3,27	**	20	20	3,27	3,27		
E <sup>(3)</sup>	**	24	4,96	4,96	**	27	7,44	7,44	7,44	**	17	4,51	4,51	ns	25	4,35	4,35	**	25	25	4,35	4,35		
Testemunha <sup>(3)</sup>	**	23	8,63	8,63	ns	28	9,27	9,27	9,27	**	14	4,36	4,36	ns	17	2,73	2,73	**	17	17	2,73	2,73		
Calcário <sup>(3)</sup>	*	33	5,76	5,76	ns	39	7,15	7,15	7,15	ns	28	7,41	7,41	ns	28	5,12	5,12	ns	28	28	5,12	5,12		

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01 e ns = não significativo pelo teste t (LSD).

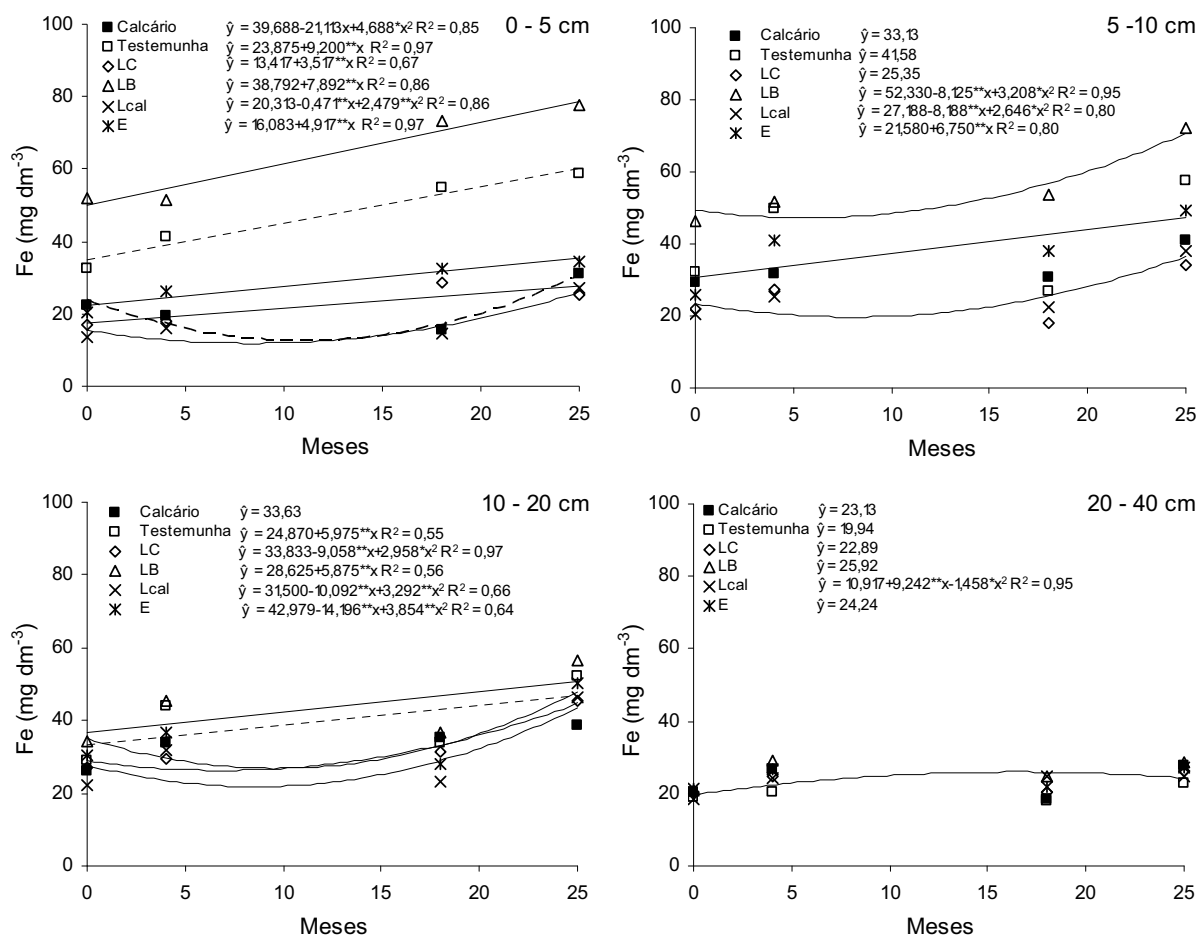


Figura 29. Dinâmica de ferro ( $\text{mg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

redução do teor de Fe no solo em todas as amostragens onde foi aplicado o Lcal, enquanto para LC e E esse mesmo efeito só foi observado aos 4 meses, onde para LB o comportamento foi quadrático. E na camada de 20-40 cm de profundidade o teor de Fe no solo comportou-se de maneira quadrática para todos os resíduos aos 25 meses da aplicação.

Assim como para o teor de Cu, para o Fe esse comportamento de redução dos teores deste no solo com o aumento das doses dos resíduos LC, Lcal e E foi proporcionado pela maior redução do pH do solo por estes materiais, pois em pH alto ocorre a

Tabela 23. Valores de ferro, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Épocas de amostragem															
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses						
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E				
<b>Fe</b>																
mg dm <sup>-3</sup>																
Profundidade 0 – 5 cm																
0	33	33	33	33	42	42	42	42	55	55	55	55	59	59	59	59
2	18 b	53 a	20 b	21 b	21 b	45 a	27 b	30 b	33 bc	60 a	18 c	39 ab	34 b	72 a	37 b	47 b
4	18 b	35 a	12 b	20 b	19 bc	45 a	10 c	27 b	41 ab	57 a	16 c	31 bc	18 b	63 a	30 b	30 b
8	15	67 a	8 c	20 b	15 bc	65 a	11 b	22 b	12 b	103 a	10 b	27 b	24 b	98 a	15 b	28 b
Média	21 bc	47 aq	19 c	23 b	24 b	49 a	22 b	30 b	35 bc	69 a	25 c	35 bc	34 b	73 a	35 b	41 b
Regressão	L**	L**	Q*	L*	Q**	L**	Q**	L**	L**	Q*	Q*	L*	Q**	L**	L**	L**
Calcário	22			19			16			31						
Profundidade 5 – 10 cm																
0	32	32	32	32	50	50	50	50	27	27	27	27	58	58	58	58
2	23 b	44 a	24 b	27 b	27 c	53 a	37 bc	45 ab	29 b	50 s	34 ab	44 bc	45 b	71 a	51 b	53 b
4	20 bc	40 a	18 c	27 b	32 b	47 a	23 b	45 a	17 c	52 a	20 bc	37 ab	27 c	69 a	41 bc	51 b
8	20 b	56 a	19 b	23 b	24 bc	56 a	17 c	33 b	9 c	60 a	13 c	33 b	31 bc	77 a	23 c	44 b
Média	25 b	43 a	23 b	27 b	33 c	51 a	32 c	43 b	20 c	47 a	24 c	35 b	40 c	69 a	43 c	51 b
Regressão	L*	L**	Q*	ns	ns	ns	L*	ns	L**	L**	ns	ns	Q*	L*	L**	ns
Calcário	30			32			31			41						
Profundidade 10 – 20 cm																
0	29	29	29	29	44	44	44	44	34	34	34	34	52	52	52	52
2	30	33	28	31	31 b	44 a	42 a	40 a	33	41	33	28	47	52	54	53
4	28 a	31 a	19 b	28 a	31 b	40 a	30 b	37 ab	39 a	35 a	17 b	30 ab	45	56	46	50
8	24 c	39 a	19 c	32 b	26 c	53 a	25 c	40 b	24 ab	36 a	20 b	27 ab	44 b	63 a	39 b	48 b
Média	28 b	33 a	24 c	30 ab	33 c	45 a	35 bc	39 b	32 ab	36 a	26 b	30 b	47 b	56 a	48 b	51 ab
Regressão	L**	L**	L**	ns	L**	Q*	L**	L*	ns	ns	L*	ns	ns	ns	L*	ns
Calcário	26			34			36			39						
Profundidade 20 – 40 cm																
0	19	19	19	19	21	21	21	21	18	18	18	18	23	23	23	23
2	21	19	19	21	23 b	30 a	30 a	27 ab	22 b	24 ab	33 a	19 b	27	28	25	29
4	21	20	17	20	26 ab	29 a	22 b	26 ab	23	25	23	26	29	31	29	29
8	19 c	25 a	20 bc	24 ab	26 ab	29 a	21 b	28 a	16	25	18	21	24 ab	28 a	21 b	24 ab
Média	20 ab	20 ab	19 b	21 a	24 b	27 a	23 b	25 ab	20	23	23	21	26 ab	27 a	24 b	26 ab
Regressão	ns	L**	ns	L*	ns	Q*	ns	L*	ns	ns	L*	ns	Q*	Q*	Q**	Q**
Calcário	20			27			18			28						

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

diminuição da solubilidade e absorção de Fe (MALAVOLTA, 2006; DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

Respostas significativas da reaplicação dos resíduos sobre o teor de Fe no solo ocorreram em todo o perfil. A aplicação de doses do lodo de esgoto LB mostrou efeito significativo sobre esta variável nos primeiros 10 cm de profundidade, e quando comparado aos demais resíduos e nas doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> apresentou os maiores teores disponíveis de Fe no solo em todas as amostragens. Nas camadas de 10-20 e de 20-40 cm de profundidade este mesmo efeito da aplicação de LB sobre os demais resíduos foi observado aos 4 meses, enquanto nas amostragens aos 18 e 25 meses foram observados na maior dose de LB, exceto aos 18 meses na camada de 20-40 cm de profundidade (Tabela 23).

Nas Figuras 30 e 31 verifica-se os efeitos da reaplicação dos resíduos e do calcário na dose recomendada sobre o teor de Fe disponível em todo o perfil avaliado. Quando comparadas as doses do lodo de esgoto LC e o calcário, observa-se após 4 meses de reação destes no solo, que nos primeiros 20 cm de profundidade os maiores teores disponíveis de Fe foram obtidos com a testemunha, após 18 e 25 meses de reação no solo. Na camada de 0-5 cm observou-se o mesmo comportamento. Como já citado anteriormente, este comportamento é explicado pelo fato deste resíduo ter a adição de cal virgem em sua composição, o que elevou o pH do solo, diminuindo assim a disponibilidade de Fe. Ocorre comportamento contrário quanto à disponibilidade de Fe quando aplicado o lodo de esgoto LB, onde nos primeiros 10 cm de profundidade a aplicação da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> deste proporcionou os maiores teores de Fe disponível no solo quando comparada a dose zero e a calagem.

Na comparação entre doses de Lcal e o calcário, observa-se efeito significativo entre estes em todo o perfil avaliado nas amostragens realizadas após a aplicação destes, com a testemunha proporcionando os maiores teores de Fe nos primeiros 5 cm de profundidade. Pôde-se observar no perfil, que nas amostragens realizadas após a reaplicação dos tratamentos, os menores teores de Fe no solo foram quando aplicada a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal. Comparando-se as doses de E e o calcário observa-se que na camada de 0-5 cm, após 4 e 18 meses de reação, a calagem proporcionou os menores teores de Fe disponíveis no solo quando comparada a dose zero, após 25 meses de reação, os menores teores de Fe foram obtidos quando aplicado o calcário e as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de E.

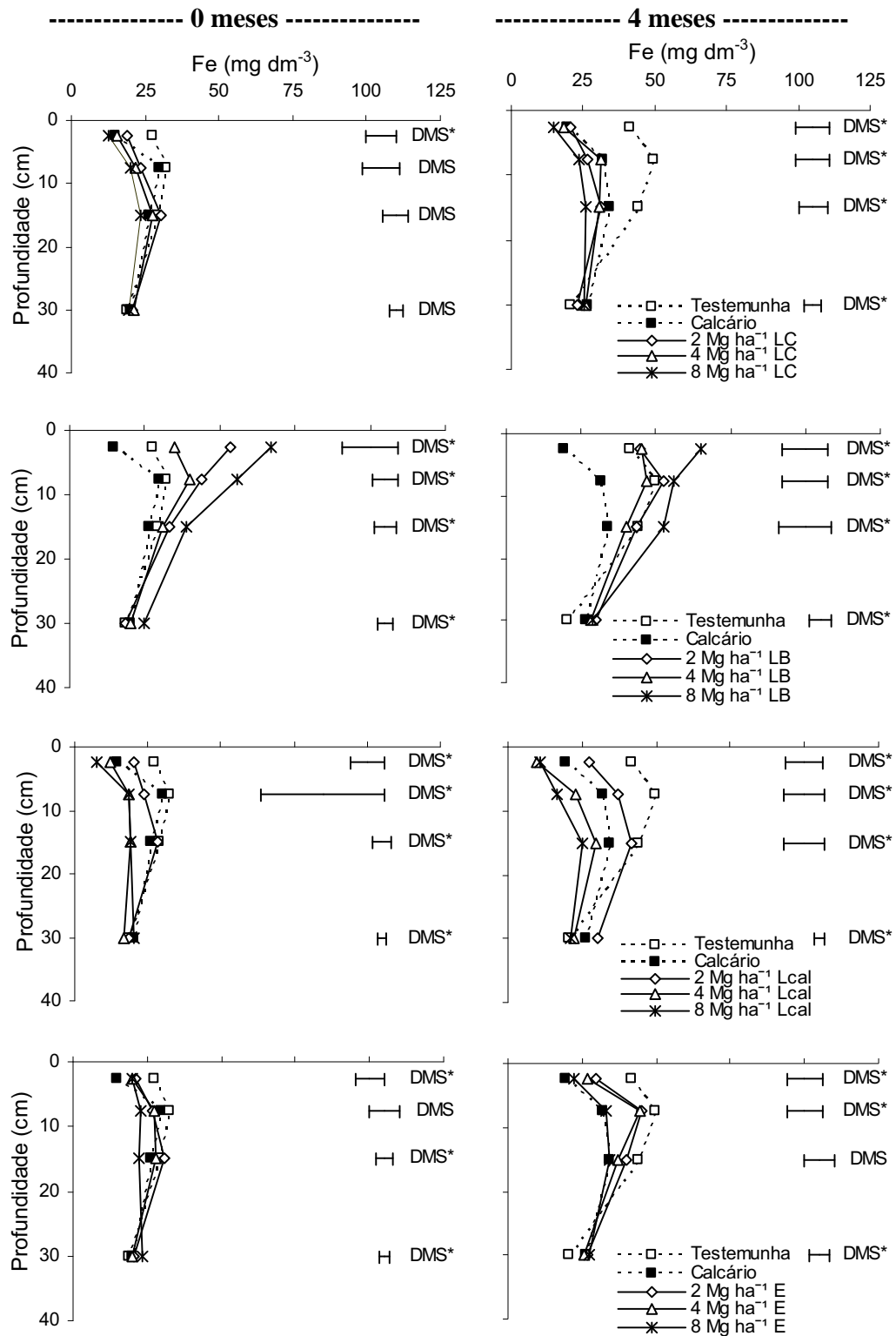


Figura 30. Dinâmica de ferro ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

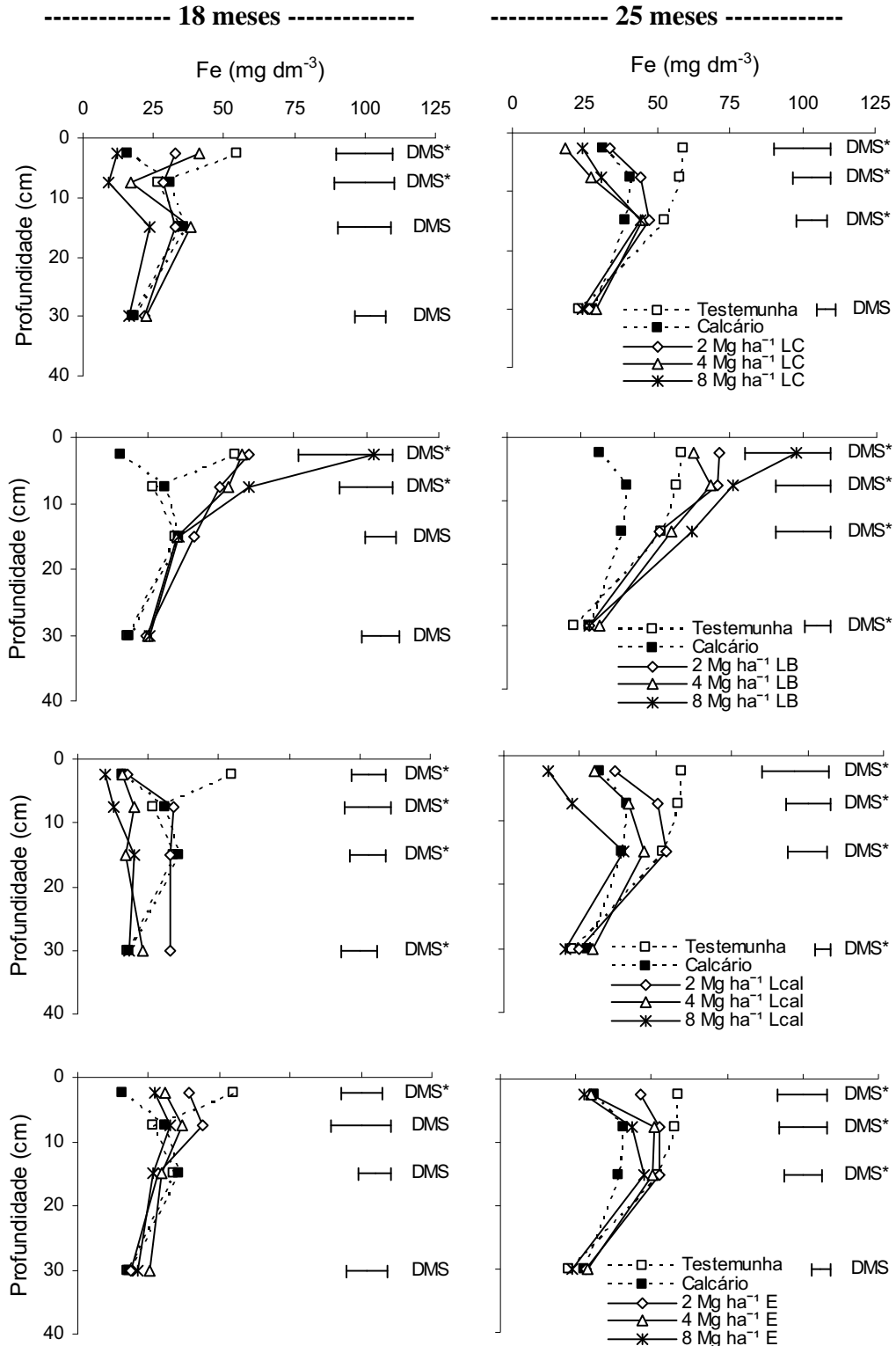


Figura 31. Dinâmica de ferro ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

#### 4.2.9.1.3 Manganês

Na análise de variância para o teor de Mn disponível no solo, pode-se observar efeito significativo de interação sobre o teor deste no solo decorrente da reaplicação dos resíduos em 2005 em SPD, até 20 cm de profundidade (Tabela 24). Os efeitos proporcionados pela calagem quando comparada às doses de cada um dos resíduos e, também, sobre o teor disponível de Mn no solo em função da aplicação dos resíduos e do calcário ao longo do tempo, são observados principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade.

Na Figura 32 pode-se observar o comportamento do teor de Mn disponível no perfil do solo decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário nas diferentes épocas de amostragem, onde ficam bem evidentes os efeitos dos tratamentos nos primeiros 10 cm de profundidade, já em profundidade os efeitos são reduzidos. Até 20 cm de profundidade e em todas as amostragens o teor de Mn foi maior no tratamento testemunha, seguido do lodo de esgoto LB (Figura32). Assim como para o teor de Cu e Fe o de Mn foi aumentado pela aplicação do lodo de esgoto LB.

Na Tabela 25 observa-se respostas significativas da reaplicação dos resíduos sobre o teor de Mn no solo em todo o perfil, porém mais evidentes nos primeiros 10 cm. Na camada superficial de 0-5 cm de profundidade houve comportamento quadrático para os resíduos LC e Lcal aos 4 meses e para LC, Lcal e E aos 18 e 25 meses, com tendência da redução do teor de Mn com o aumento das doses. Nesta camada, somente quando foi aplicado o resíduo LB não foi observado efeito significativo sobre teores disponível de Mn no solo, porém, neste tratamento foram observados os maiores valores, no entanto, à medida que a dose de LB foi aumentando ocorreu a redução dos teores de Mn, efeito que pode ter ocorrido pela complexação da matéria orgânica. Ocorrendo o mesmo comportamento na camada de 5-10 cm, porém com efeito significativo também para o resíduo LB e em todas as amostragens, sendo linear decrescente com o aumento das doses aos 4 e 25 meses e quadrático aos 18 meses. Na camada de 10-20 cm de profundidade houve efeito significativo sobre o teor de Mn somente para LC e Lcal aos 4 meses e para LC aos 25 meses e, também na camada de 20-40 cm de profundidade para Lcal aos 18 meses, apresentando comportamentos lineares e quadráticos, todos decrescentes para este micronutriente, respectivamente.

Com relação às doses aplicadas dos resíduos, vê-se na Tabela 25 que nos primeiros 5 cm e em todas as amostragens houve efeito significativo entre os resíduos nas

Tabela 24. Resumo da análise de variância para valores de manganês, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)															
	0				18				25							
	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25					
	Mn															
	0 - 5 cm				5 - 10 cm				10 - 20 cm				20 - 40 cm			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	**	**	**	**	ns	**	**	**	*	**	ns	*	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	ns	ns	**	ns	*	ns
R X D	ns	*	**	*	*	**	ns	**	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
Bloco	ns	ns	*	**	**	ns	ns	**	*	ns	*	**	**	ns	ns	**
CV (%)	23	28	26	22	41	20	41	21	29	23	59	27	40	36	52	54
DMS	3,14	2,57	2,31	2,80	4,88	1,69	4,11	1,87	2,95	1,92	5,29	1,93	2,45	1,58	2,96	2,87
LC <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	ns	**	**	**	**	**	ns	*	ns	ns	*	ns
CV	20	35	33	21	50	26	37	20	25	29	64	27	46	27	39	60
DMS	5,50	4,87	4,63	4,22	11,42	3,78	5,91	3,46	4,96	4,05	10,72	3,54	5,80	2,43	4,14	5,89
LB <sup>(2)</sup>	*	**	**	**	ns	**	*	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	24	28	26	21	39	16	45	21	34	22	56	33	51	35	42	55
DMS	7,63	6,74	6,34	6,54	10,90	3,16	12,48	4,65	7,66	6,60	11,54	5,33	7,16	3,59	4,80	6,19
Lcal <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	ns	**	**	**	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	26	36	34	22	46	31	31	21	30	36	69	25	46	27	62	37
DMS	6,09	5,23	4,67	4,63	10,52	4,95	5,07	3,67	5,55	5,55	10,97	3,25	5,81	2,32	7,43	3,94
E <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	ns	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	18	26	25	17	39	25	37	19	29	31	61	26	41	50	42	56
DMS	5,71	5,33	4,75	4,65	10,98	4,67	7,75	3,76	6,71	5,68	11,46	3,84	5,29	4,52	4,58	6,14
	F	CV	DMS	F	F	CV	DMS	F	F	CV	DMS	F	F	CV	DMS	F
LC <sup>(3)</sup>	**	27	1,81	**	27	1,72	ns	ns	ns	31	2,10	ns	ns	30	1,41	
LB <sup>(3)</sup>	*	21	2,89	ns	30	3,43	ns	ns	ns	30	2,90	ns	ns	33	1,88	
Lcal <sup>(3)</sup>	**	31	1,94	**	26	1,71	ns	ns	ns	35	2,31	ns	ns	49	2,49	
E <sup>(3)</sup>	**	20	2,78	**	35	5,52	ns	ns	ns	34	3,02	ns	ns	41	2,13	
Testemunha <sup>(3)</sup>	*	15	2,77	ns	26	2,56	ns	ns	ns	48	5,92	*	*	41	2,82	
Calcário <sup>(3)</sup>	**	18	1,42	*	27	2,42	ns	ns	ns	31	2,07	*	*	31	1,43	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luvarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e do calcário. <sup>(3)</sup> Regressão para valores médios de cada um dos resíduos (doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>), da testemunha (dose zero) e do calcário entre as amostragens (0, 4, 18 e 25 meses) \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

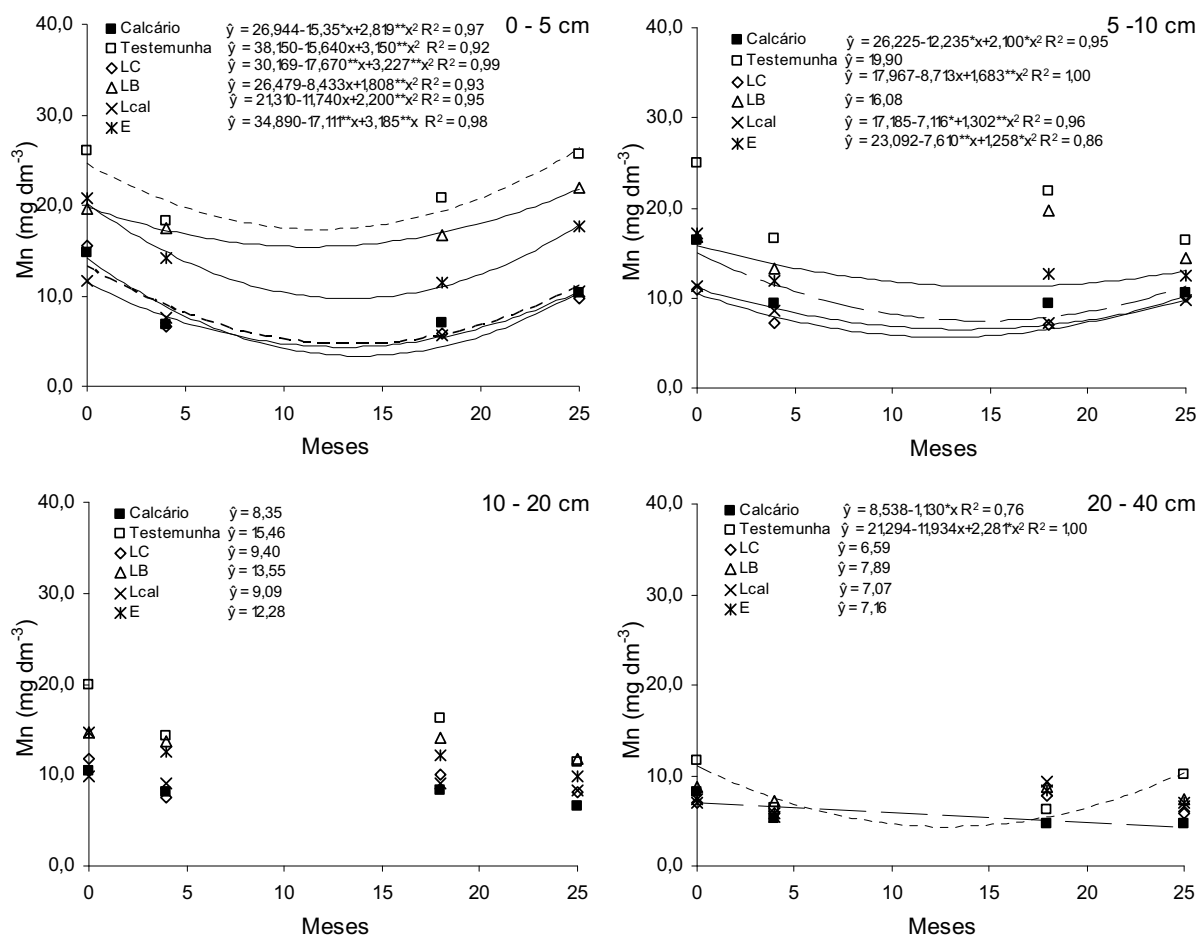


Figura 32. Dinâmica de manganês ( $\text{mg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

doses de 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , onde os maiores teores de Mn disponível no solo foram obtidos com a aplicação do LB, no entanto, aos 4 meses de reação não diferiu da aplicação de 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$  E, após 18 meses na dose de 2  $\text{Mg ha}^{-1}$  E e após 25 meses nas doses de 2 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$  E. efeitos para doses foram observados até 20 cm de profundidade, onde de maneira geral as doses do lodo de esgoto LB proporcionaram os maiores teores de Mn.

As Figuras 33 e 34 apresentam os efeitos da reaplicação dos resíduos e do calcário na dose recomendada sobre o teor de Mn disponível em todo o perfil avaliado, sendo bastante expressivos para o comportamento destes no solo nos primeiros 10 cm, com

Tabela 25. Valores de manganês, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem															
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses						
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E				
	<b>Mn</b> mg $\text{dm}^{-3}$															
	Profundidade 0 – 5 cm															
0	27,5	27,5	27,5	27,5	18,2	18,2	18,2	20,8	20,8	20,8	20,8	20,8	25,6	25,6	25,6	25,6
2	18,8	21,3	16,3	20,9	8,2 c	19,0 a	10,3 bc	13,7 b	9,1 bc	15,9 a	7,7 c	12,8 ab	13,3 bc	23,2 a	12,9 c	18,7 ab
4	15,6 ab	18,9 a	10,4 b	18,3 a	7,9 b	18,7 a	5,8 b	14,7 a	6,1 bc	17,6 a	5,3 c	11,3 b	8,1 c	21,8 a	10,4 bc	14,9 b
8	12,5 bc	17,8 ab	8,13 c	23,0 a	3,8 b	15,0 a	6,4 b	14,1 a	2,3 c	16,8 a	3,8 c	10,3 b	7,9 b	20,8 a	8,1 b	19,4 a
Média	18,2 b	21,7 a	15,7 b	22,5 a	9,5 b	17,7 a	10,2 b	15,2 a	9,6 c	17,8 a	9,4 c	13,8 b	13,7 c	22,8 a	14,3 c	19,6 a
Regressão	L**	L**	Q*	L*	Q**	ns	Q**	ns	Q**	ns	Q**	Q**	Q**	ns	Q**	Q**
Calcário		15,7			6,7			7,1							10,4	
	Profundidade 5 – 10 cm															
0	24,9	24,9	24,9	24,9	16,6	16,6	16,6	21,8	21,8	21,8	21,8	21,8	16,3	16,3	16,3	16,3
2	13,4	18,4	11,7	15,1	8,5 b	14,6 a	10,9 b	11,2 ab	12,1 b	26,3 a	10,2 b	12,7 b	11,9 bc	15,8 a	9,8 c	14,6 ab
4	106	17,3	10,7	16,4	8,2 b	15,3 a	9,1 b	11,1 b	5,2 b	23,5 a	5,9 b	9,6 b	9,3 b	15,4 a	9,2 b	11,1 b
8	8,8 b	14,7 ab	11,3 ab	19,8 a	5,2 b	10,2 a	5,7 b	13,3 a	3,5 b	9,4 ab	5,4 b	15,7 a	9,0	12,3	10,0	11,6
Média	14,4	18,8	14,7	19,0	9,6 b	14,2 a	10,6 b	13,0 a	10,7 c	20,2 a	10,8 bc	14,9 b	11,6 bc	15,0 a	11,3 c	13,4 ab
Regressão	L**	ns	Q*	ns	Q**	L**	L**	Q**	Q*	Q*	Q*	Q**	Q*	L*	Q**	L**
Calcário			16,4		9,3			9,3							10,6	
	Profundidade 10 – 20 cm															
0	19,8	19,8	19,8	19,8	14,3	14,3	14,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	11,4	11,4	11,4	11,4
2	14,5	14,8	11,2	13,5	9,8 b	14,8 a	12,3 ab	14,8 a	13,5	10,9	7,0	15,3	10,6	10,2	8,9	11,2
4	10,6 ab	15,9 a	8,4 b	11,9 ab	7,6 b	13,7 a	8,2 b	9,8 b	9,3	17,6	11,0	8,7	6,2 b	12,0 a	8,5 ab	8,9 ab
8	10,3 b	13,3 ab	10,1 b	18,6 a	5,4 b	12,7 a	6,7 b	13,0 a	7,5	13,8	9,4	12,5	7,7 b	13,0 a	7,4 b	9,6 ab
Média	13,8 ab	16,0 a	12,4 b	15,9 a	9,3 b	13,8 a	10,4 b	13,0 a	11,6	14,6	10,9	13,2	9,0 b	11,6 a	9,1 b	10,3 ab
Regressão	L**	ns	Q**	Q**	L**	ns	L**	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns	ns	ns
Calcário			10,4		8,1			8,3							6,6	
	Profundidade 20 – 40 cm															
0	11,7	11,7	11,7	11,7	6,5	6,5	6,5	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	10,0	10,0	10,0	10,0
2	7,7	8,7	7,4	7,6	5,7	8,2	5,3	11,4	6,3	12,0	10,5	10,5	5,9	7,5	5,4	9,1
4	7,3	8,9	5,4	6,7	6,7	6,4	4,8	6,3	10,3	10,2	7,3	7,3	6,5	7,4	8,1	6,3
8	5,9	8,6	8,1	8,0	5,0	6,8	6,2	5,8	9,4	5,8	7,0	7,0	5,0	7,4	6,3	5,9
Média	8,1	9,5	8,1	8,5	56,0	7,0	5,7	6,0	7,4	8,0	8,5	7,7	6,8	9,1	7,5	7,8
Regressão	L*	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário			8,2		5,3			4,8							4,6	

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

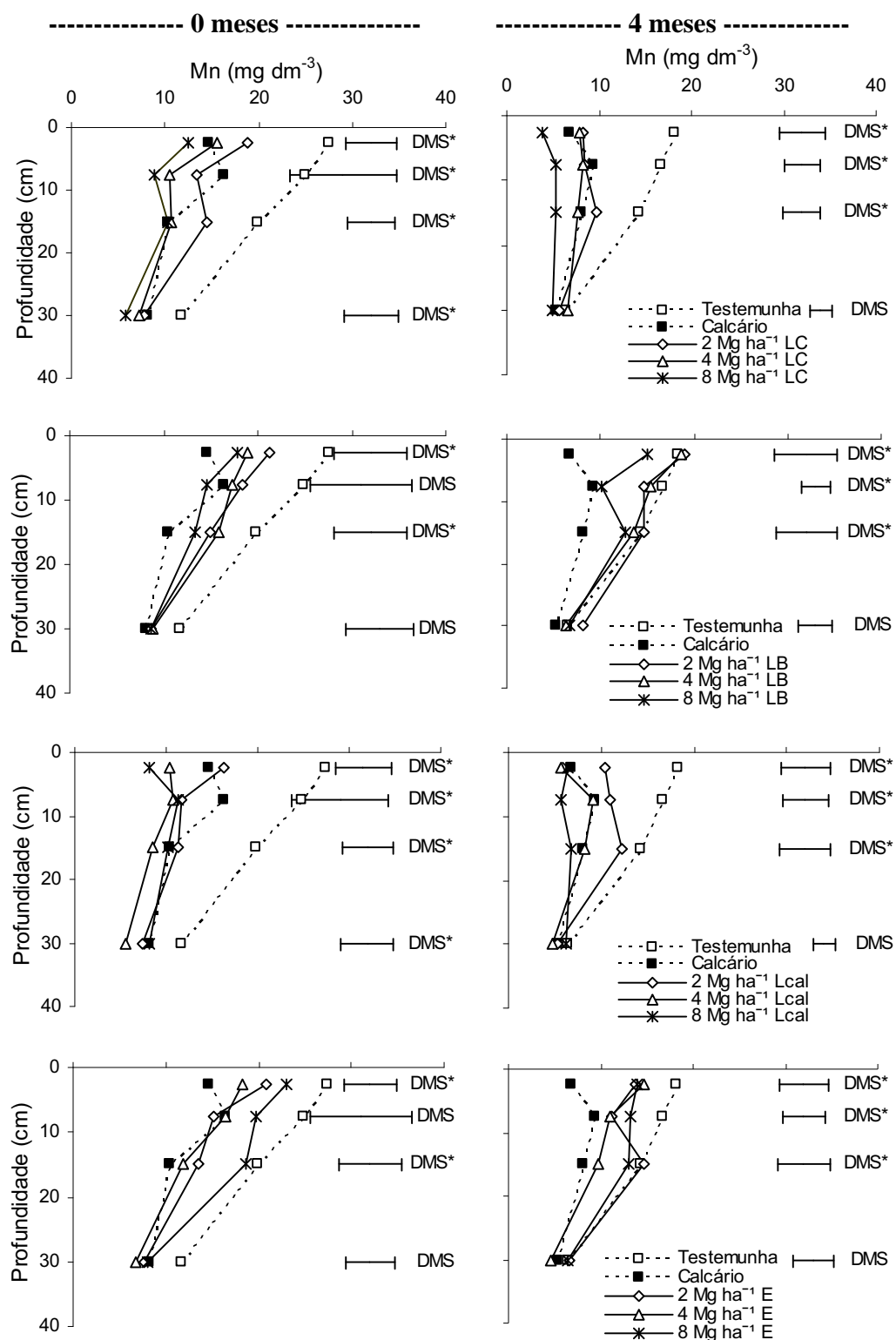


Figura 33. Dinâmica de manganês ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\* = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

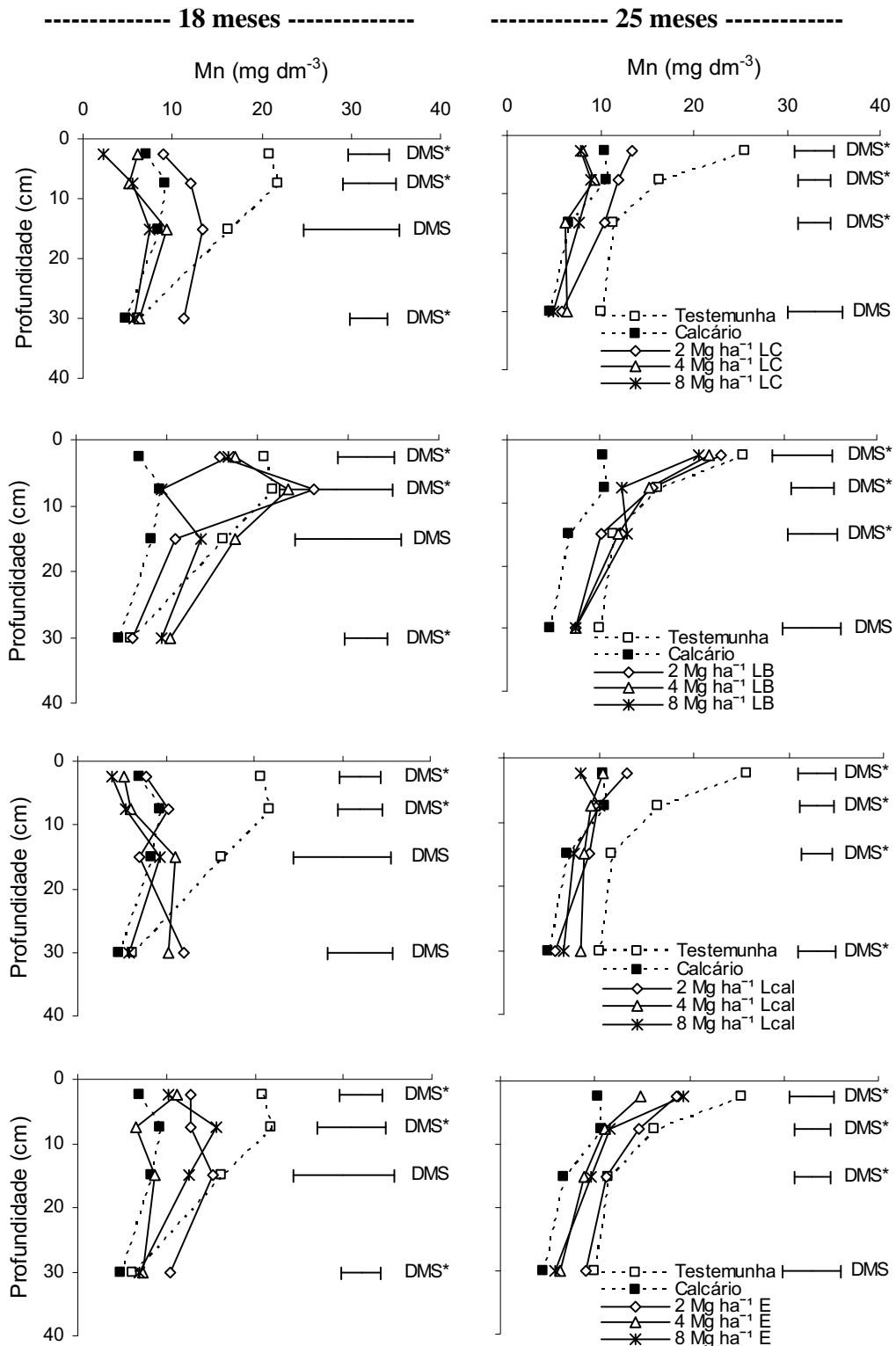


Figura 34. Dinâmica de manganês ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

efeitos significativos da comparação entre doses de cada resíduo e o calcário.

Esse comportamento sobre o teor disponível de Mn no solo decorrente da aplicação dos resíduos e o calcário já era esperado, uma vez que este elemento é bastante influenciado pelo aumento do pH do solo, que reduz sua disponibilidade no solo (MALAVOLTA 2006). Assim, o aumento do pH do solo proporcionado pela aplicação dos resíduos LC, Lcal e E e do calcário, diminuíram a disponibilidade do metal, ou seja, seu comportamento no solo é inversamente proporcional ao pH deste.

Diante disso, observa-se no perfil do solo comportamento semelhante quando aplicados os resíduos LC e Lcal, com os maiores teores de Mn encontrados no tratamento testemunha, sendo superior aos valores obtidos quando aplicadas as demais doses e o calcário, efeito este observado nos primeiros 10 cm de profundidade, após 4, 18 e 25 meses de reação destes no solo.

Quando aplicado escória estes efeitos foram menos evidentes quando comparado à testemunha por este resíduo apresentar alta concentração de Mn (Tabela 25). No entanto, apresentaram tendência de redução da disponibilidade deste em função do aumento do pH do solo proporcionado por este resíduo, porém menos evidentes quando comparados a LC e Lcal. Porém, quando aplicado o lodo de esgoto LB não ocorre esse efeito sobre a redução do pH do solo, e conseqüentemente sobre o teor de Mn disponível neste, assim, comparando-se o efeito da calagem sobre aplicação de LB observa-se na camada superficial efeito significativo da calagem sobre a redução do teor de Mn no solo.

Os resultados obtidos concordam com os encontrados por Borges e Coutinho (2004a), pois segundo eles, este comportamento pode estar relacionado com o aumento do pH do solo, o que foi proporcionado pelo aumento das doses dos resíduos LC, Lcal e E e da aplicação do calcário, diminuindo a disponibilidade do metal. Este feito também foi observado por Corrêa (2005) que trabalhou com os mesmos tratamentos e na mesma área experimental e para Malavolta (2006). De acordo com Borkert et al. (2001), o pH do solo é um dos principais fatores que controla a disponibilidade de Mn para as plantas, havendo redução do teor desse metal no tecido vegetal de espécies cultivadas em solo com pH superior a 5,5. Dechen e Nachtigall (2006) citam que o Mn é mais móvel no solo que o Fe e que freqüentemente se distribui no perfil do solo de forma diferente.

#### 4.2.9.1.4 Zinco

Na Tabela 26 encontra-se a análise de variância para o teor de Zn disponível no solo, onde pode-se observar efeito significativo de interação sobre o teor deste micronutriente no solo decorrente da reaplicação dos resíduos em 2005 em SPD em todo o perfil, exceto na amostragem aos 4 meses de reação na camada de 20-40 cm de profundidade.

Também pode-se observar na Figura 35 o comportamento do teor de Zn no solo em função da aplicação dos resíduos e do calcário ao longo do tempo, onde mais uma vez o lodo de esgoto LB proporcionou os maiores teores de Zn em todo o perfil avaliado e em todas as amostragens, no entanto, não apresentou diferença significativa entre as épocas de amostragem.

A aplicação do lodo de esgoto LB (Tabela 27), proporcionou efeitos quadráticos e lineares para o teor de Zn no solo após 4, 18 e 25 meses da reaplicação deste em todo o perfil estudado, com tendência de aumentar o teor de Zn no solo com o aumento das doses. A razão para o aumento dos teores de Zn no solo proporcionada pela aplicação de LB é pelo fato desse resíduo não ter nenhum efeito na neutralização da acidez do solo (Tabela 3), tornando assim, o Zn mais disponível na solução do solo e, portanto, mais passível de ser absorvido pelas culturas, além de estar presente na composição deste resíduo em grande quantidade (Tabela 27).

Nas Figuras 36 e 37 pode-se observar a distribuição do Zn no perfil do solo em todas as amostragens realizadas, antes e após a reaplicação dos tratamentos. Podem ser observados também, os efeitos significativos referente a comparação entre cada um dos resíduos e o calcário sobre o teor de Zn disponível no solo nas camadas avaliadas e em todas as amostragens, onde de maneira geral, os menores teores de Zn disponível foram observados nos tratamentos testemunha e com aplicação de calcário, e mais evidentes nos primeiros 10 cm de profundidade.

Considerando os efeitos significativos da comparação entre as doses do resíduo LC e o calcário, na camada de 0-5 cm os menores teores de Zn foram observados no tratamento com a calagem, em todas as amostragens, enquanto os maiores teores foram onde aplicada a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, exceto na amostragem após 25 meses, onde foi com as doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 37). Efeitos significativos entre doses do resíduo LB e a calagem podem ser observados em todo o perfil, em todas as amostragens, onde os maiores

Tabela 26. Resumo da análise de variância para valores de zinco, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, Botucatu, SP (2005-2007).

Causa de Variação	Amostragem (meses)											
	0			4			18			25		
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	0 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm			20 - 40 cm		
	0	4	18	25	0	4	18	25	0	4	18	25
Dose (D)	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
R X D	**	**	*	**	**	**	**	*	**	**	*	ns
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV (%)	81	47	64	64	65	34	61	56	75	36	48	80
DMS	2,30	1,00	2,12	1,79	1,06	0,42	1,11	1,03	0,61	0,32	0,42	0,65
LC <sup>(2)</sup>	*	**	**	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
CV	37	17	11	37	48	37	19	46	49	30	53	29
DMS	1,34	0,49	0,45	1,90	1,17	0,76	0,43	1,47	0,67	0,44	0,93	0,35
LB <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	**	**	**	**	*	**	*	*
CV	64	40	56	58	59	31	52	52	80	31	46	85
DMS	8,84	3,58	7,80	5,76	3,95	1,38	3,87	3,29	2,10	1,42	1,32	2,45
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	29	16	37	52	52	25	45	62	34	33	38	31
DMS	0,60	0,42	1,33	1,81	1,13	0,41	1,08	1,32	0,34	0,43	0,52	0,34
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	46	21	39	41	35	23	31	45	80	47	50	38
DMS	1,07	0,38	1,27	1,13	0,63	0,38	0,62	0,97	1,22	0,67	0,81	0,46
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72
F	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
CV	32	48	47	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50
F	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	48	47	45	45	44	48	58	42	27	19	19	19
DMS	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67	0,50	0,72	3,96	0,67</		

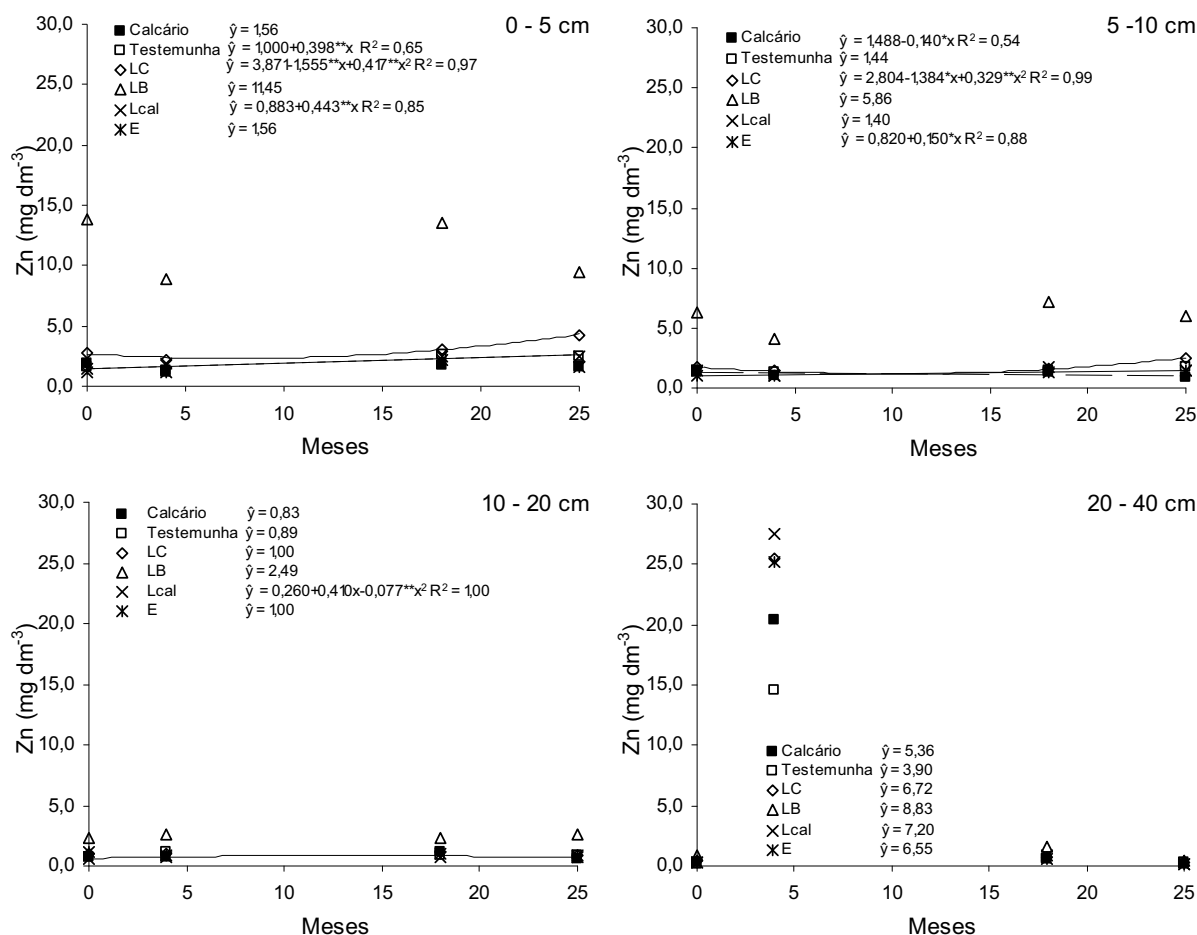


Figura 35. Dinâmica de zinco ( $\text{mg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades e épocas de amostragem (0, 4, 18 e 25 meses), decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E (média das doses 2, 4 e 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da testemunha e do calcário (2  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

teores de Zn foram obtidos na dose de 8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , diferindo tanto da testemunha quanto da calagem.

Para Lcal, na comparação com a calagem só foram observados efeitos significativos na amostragem inicial (zero meses) e após 4 meses da aplicação destes, onde na camada de 0-5 cm observa-se que na amostragem inicial os maiores teores de Zn foram observados na testemunha e na calagem, enquanto após os 4 meses da aplicação observa-se efeito contrário (Figura 36). Na comparação entre calcário e o resíduo escória, observam-se efeitos significativos para esta nos primeiro 5 cm de profundidade, onde após 18 e 25 meses

Tabela 27. Valores de zinco, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>Zn</b> mg $\text{dm}^{-3}$											
	Profundidade 0 – 5 cm											
0	1,6	1,6	1,6	1,6	1,3	1,3	1,3	1,3	2,6	2,6	2,6	2,6
2	1,9 b	8,4 a	1,2 b	1,8 b	1,1 b	6,3 a	1,7 b	1,1 b	3,0 b	10,3 a	2,6 b	3,6 b
4	3,1	5,8	1,2	1,2	1,2 b	7,1 a	2,1 b	1,2 b	2,3 b	14,5 a	2,2 b	1,6 b
8	3,4 b	27,5 a	1,0 b	1,3 b	1,0 b	13,2 a	2,2 b	1,0 b	4,1 b	16,0 a	2,3 b	1,2 b
Média	2,5 b	10,8 a	1,2 b	1,4 b	1,2 b	7,0 a	1,8 b	1,2 b	3,0 b	10,9 a	2,5 b	2,2 b
Regressão	ns	Q**	ns	ns	ns	L**	ns	ns	ns	Q**	ns	ns
Calcário		1,8				1,1				1,7		1,6
	Profundidade 5 – 10 cm											
0	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,4	1,4	1,4	1,4
2	1,8 b	4,9 a	1,0 b	1,5 b	1,1 b	2,7 a	1,1 b	1,0 b	1,8 b	4,8 a	1,3 b	1,4 b
4	1,7 ab	3,5 a	1,6 ab	0,8 b	1,7 b	2,7 a	0,9 b	1,2 b	1,3 b	6,9 a	1,8 b	1,2 b
8	1,7 b	10,6 a	1,8 b	0,9 b	1,6 b	6,7 a	1,1 b	0,9 b	1,6 b	9,8 a	2,1 b	1,2 b
Média	1,6 b	5,1 a	1,4 b	1,1 b	1,4 b	3,3 a	1,1 b	1,1 b	1,5 b	5,7 a	1,6 b	1,3 b
Regressão	ns	L**	ns	ns	ns	Q**	ns	ns	ns	L**	ns	ns
Calcário		1,4				1,0				1,3		0,9
	Profundidade 10 – 20 cm											
0	0,7	0,7	0,7	0,7	1,2	1,2	1,2	1,2	0,9	0,9	0,9	0,9
2	0,9	1,4	0,6	1,4	1,0 b	1,7 a	1,0 b	1,3 ab	1,3 ab	2,1 a	0,8 b	0,9 b
4	1,0	1,5	0,6	0,7	0,9	1,4	0,8	0,8	1,5 ab	2,1 a	0,8 b	1,2 b
8	1,2 b	4,3 a	0,6 b	1,6 b	1,0 b	4,7 a	0,6 b	0,7 b	0,8 b	3,0 a	0,8 b	1,1 b
Média	0,9 b	2,0 a	0,6 b	1,1 b	1,0 b	2,2 a	0,9 b	1,0 b	1,1 b	2,0 a	0,8 b	1,0 b
Regressão	ns	L**	ns	ns	ns	Q**	ns	ns	ns	L**	ns	ns
Calcário		0,7				0,7				1,2		0,6
	Profundidade 20 – 40 cm											
0	0,2	0,2	0,2	0,2	14,6	14,6	14,6	14,6	0,6	0,6	0,6	0,6
2	0,3	0,5	0,2	0,2	24,8	37,4	30,2	26,1	0,8	1,0	1,2	0,6
4	0,8 a	0,5 ab	0,2 b	0,3 b	26,2	30,0	25,3	28,9	0,7 b	1,4 a	0,7 b	0,6 b
8	0,3 b	1,5 a	0,3 b	0,3 b	25,5	30,0	27,2	20,7	0,6 b	2,3 a	0,6 b	0,5 b
Média	0,4 b	0,7 a	0,2 b	0,2 b	22,8	28,0	24,3	22,6	0,6 b	1,3 a	0,7 b	0,6 b
Regressão	Q*	L**	ns	ns	ns	Q*	ns	Q*	ns	L**	ns	ns
Calcário		0,2				20,5				0,6		0,2

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD); ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L = regressão linear e Q= regressão quadrática.

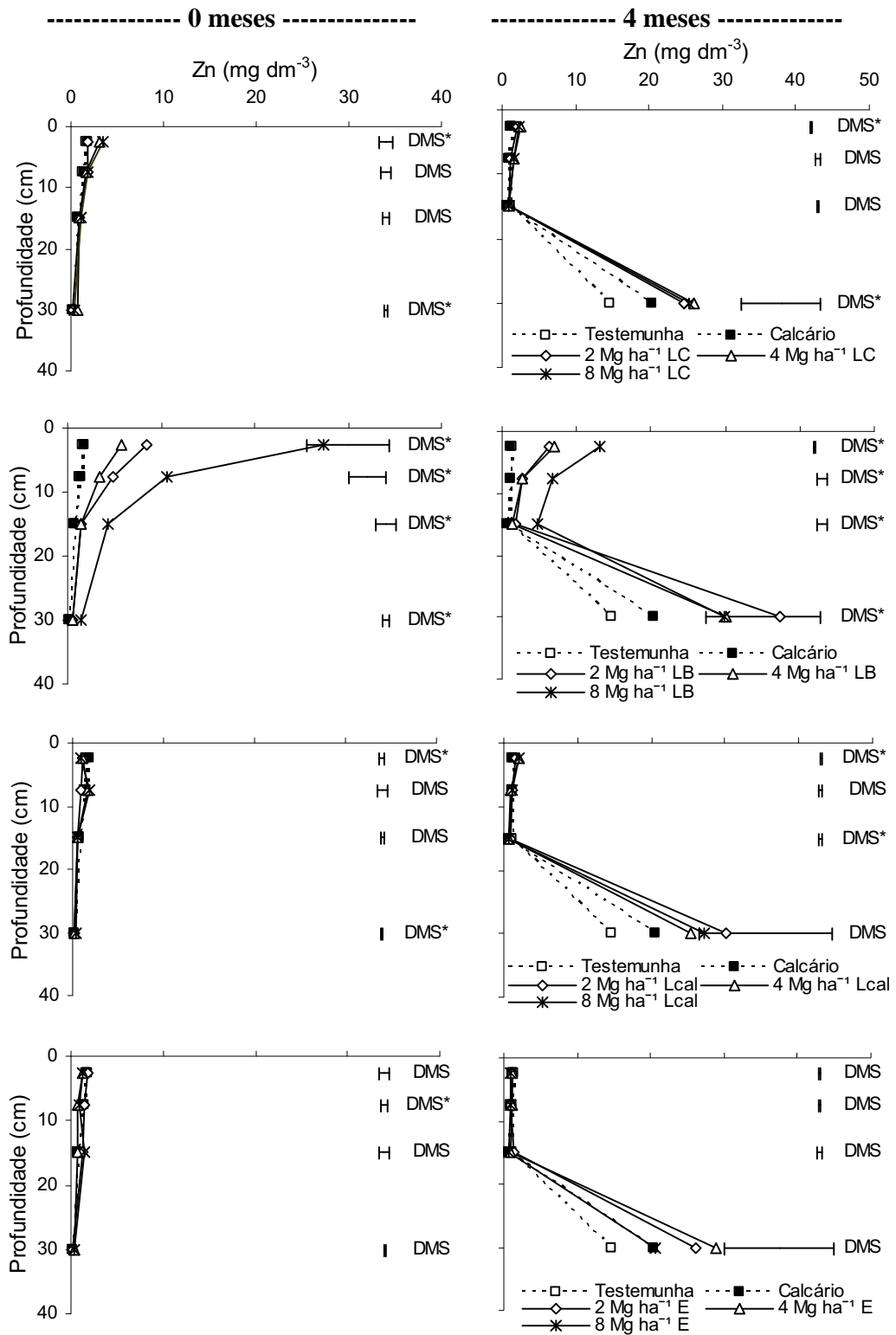


Figura 36. Dinâmica de zinco ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, zero e 4 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2005). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

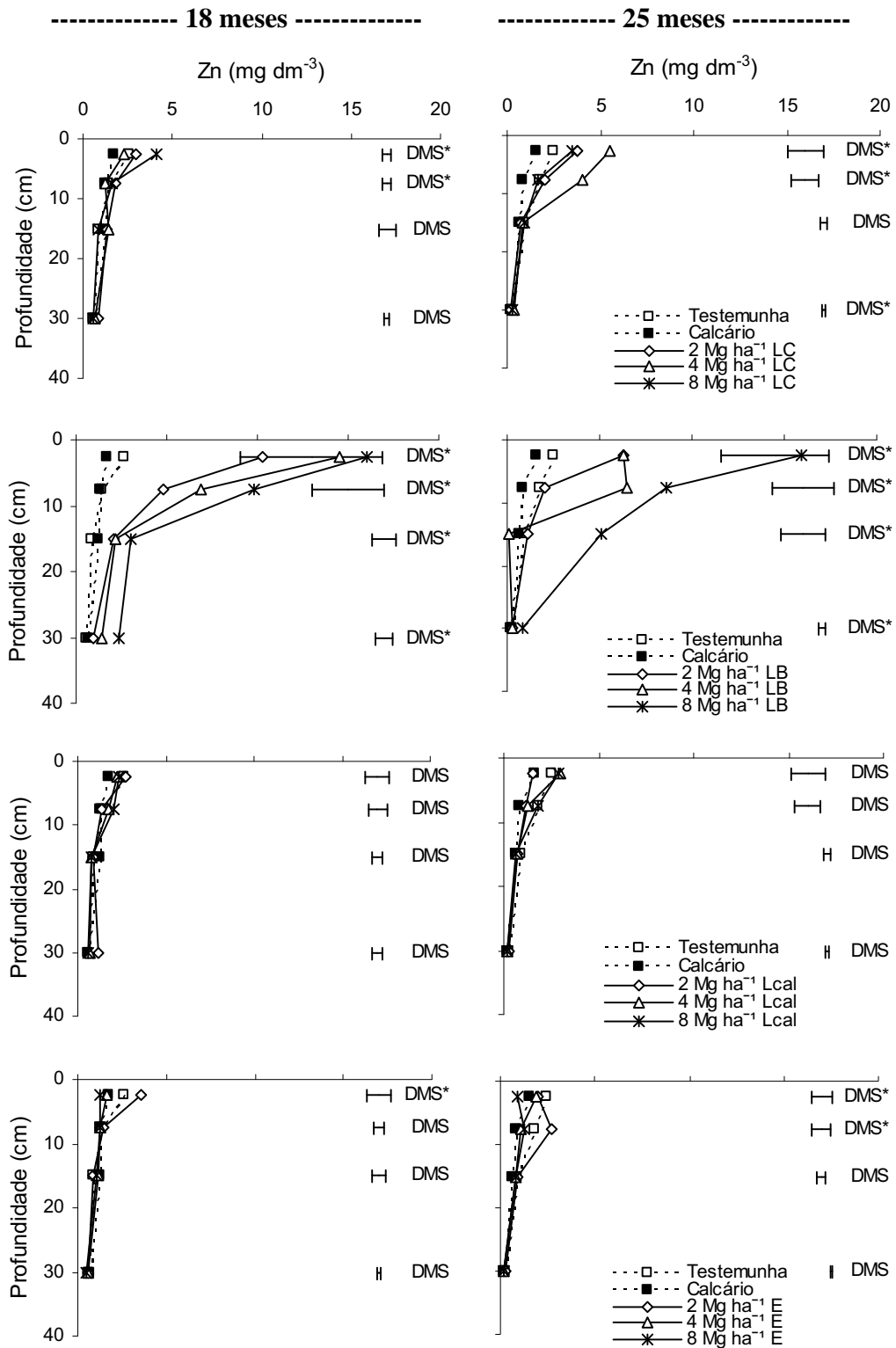


Figura 37. Dinâmica de zinco ( $\text{mg dm}^{-3}$ ) decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, 18 e 25 meses após a aplicação. Botucatu, SP (2006-2007). DMS\*= diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%.

da aplicação os menores teores foram observados com a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de escória, provavelmente pela elevação do pH proporcionado por esta dose em relação as demais (Tabela 5).

De acordo com pesquisadores como Souza e Lobato (2004), Malavolta (2006) dentre outros, com o aumento do pH do solo pode ocorrer redução na disponibilidade de micronutrientes como o Zn. Oliveira e Costa (2004) mencionaram pesquisadores que observaram que metais pesados como o Zn são relativamente mais móveis no solo, o que pode explicar o elevado teor de Zn na camada de 20-40 cm de profundidades após 4 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário (Figuras 36 e 37).

A adição do resíduo LB eleva os teores desse micronutriente (Zn) principalmente por este estar presente em sua composição (Tabela 2) em quantidades expressivas, porém dentro da legislação que regula a utilização deste tipo de resíduo (CONAMA, 2006). Com exceção dos elevados teores de Zn proporcionados pelo resíduo LB, todas as condições oferecidas pelos resíduos reaplicados até a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> traz benefícios ao desenvolvimento das plantas cultivadas.

#### **4.2.9.2 Os potencialmente tóxicos**

De acordo com teores de metais pesados presentes nos resíduos, e embasado na Legislação Brasileira, os lodos de esgoto LC e LB seguem a legislação imposta pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente por meio da Resolução nº 375 (CONAMA, 2006) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, CETESB através da Norma Técnica P4230 (CETESB, 1999), que regulamenta a aplicação de lodo de esgoto no estado de São Paulo, enquanto os resíduos Lcal e E seguem as normas de aplicação de resíduos sólidos imposta pela Associação Brasileira de Normas Técnicas pela norma NBR 10004 (ABNT, 1987 revisada em 2004). Os quatro resíduos apresentaram teores de metais pesados inferiores aos permitidos pela Legislação Brasileira, possibilitando sua utilização de forma racional e ecologicamente correta no solo, respeitando-se as normativas estabelecidas.

Com relação ao fornecimento de metais pesados ao solo por meio da aplicação dos lodos de esgoto utilizados (Tabela 2), aplicando-se 8 Mg ha<sup>-1</sup> dos lodos LC e LB, adicionou-se no solo aproximadamente 1,12 e 2,16 kg ha<sup>-1</sup> de As; nd. (não detectado) e 0,0008 kg ha<sup>-1</sup> de Cd, 0,32 e 1,52 kg ha<sup>-1</sup> de Cr; 0,56 e 14,4 kg ha<sup>-1</sup> de Ni e de 1,36 e 8,56 kg

ha<sup>-1</sup> de Pb, respectivamente de LC e LB, enquanto os teores de Hg não foram detectados pelo método analítico empregado.

Para tal, considerando-se o teor total de metais pesados presentes nos lodos de esgoto utilizados, sendo um centrifugado e tratado com cal virgem (LC) da ETE de São Jose dos Campos, SP e outro de biodigestor (LB) da ETE de Barueri, SP, apresentam teores totais de metais pesados abaixo do limite estabelecido pelas normas do CONAMA (2006) e da CETESB (1999) que regulamenta a utilização agrícola de lodo de esgoto no estado de São Paulo, permitindo sua utilização no meio agrícola. No entanto, para a utilização de lama cal (Lcal) e da escória de aciaria (E) até o momento não há uma regulamentação específica e vigente para a utilização destes quanto à presença de metais pesados, porém, com base na Norma NBR 10004 da ABNT que trata de resíduos em geral, pode-se inferir que a aplicação dos resíduos Lcal e E também não causaria problemas de poluição ambiental.

No Estado de São Paulo o método de extração mais estudado para a previsão da disponibilidade dos metais pesados no solo, é o que emprega os agentes quelantes DTPA. Atualmente, os laboratórios paulistas têm utilizado esse extrator como método oficial para a determinação de Fe, Cu, Mn, e Zn (CANTARELLA et al., 1995), os micronutrientes, entretanto, para os elementos com potencial tóxico como Cd, Cr, Ni e Pb, com resultados muito diferenciados, positivos e negativos, quando comparado a outros métodos como o Mehlich-1 e Mehlich 3, métodos estes que segundo Raij (1994) estão entre os extratores universais mais utilizados no diagnóstico de disponibilidade de metais pesados no solo.

Segundo Oliveira e Mattiazzo (2001) isso implica na definição de um extrator multielementar que inclua vários metais pesados e que o mesmo seja eficiente para diagnosticar sua disponibilidade às várias espécies vegetais cultivadas em vários tipos de solo, assim é difícil haver um extrator que tenha boa correlação com as quantidades disponíveis para todos os metais pesados no solo (MATTIAZZO et al., 2001), havendo necessidade de se padronizar os métodos de análises, a fim de maximizar os resultados obtidos em condições de solos ácidos.

Conforme Abreu et al. (2002) a determinação dos teores disponíveis de metais pesado no solo por extração com solução de DTPA em pH 7,3 (LINDSAY e NORVELL, 1978) é o método mais utilizado com o objetivo de extrair maiores quantidades dos teores lábeis dos teores de metais pesados, porém sem dissolver os não-lábeis. No entanto,

a avaliação da disponibilidade de metais pesados com potencial tóxico no solo é particularmente difícil, pois além das plantas absorverem quantidades relativamente pequenas, o comportamento químico destes no solo é bastante complexo, tornando difícil a escolha de soluções extratoras (ABREU et al., 2002). Deve-se considerar também, as características dos constituintes e a origem do material aplicado, no caso do trabalho os resíduos LC, LB, Lcal e E, além da seqüência de cultivos e culturas utilizadas.

De acordo com Pires et al. (2005), a melhor maneira de se estimar a fitodisponibilidades de metais pesados presentes no lodo de esgoto ainda é determinar as concentrações dos elementos absorvidos pelas plantas. Segundo estes, um método que estime o teor fitodisponível de metais pesados para as culturas ainda não foi amplamente padronizado e adotado. A principal dificuldade é a variação da eficiência dos extratores testados em função da concentração do metal no lodo, do processo de tratamento do esgoto, do tipo de solo, da presença de outras espécies químicas, da espécie vegetal e do metal em questão.

Segundo Abreu et al. (2002), uma das críticas quanto à utilização de extratores químicos seria de que estes não simulam as reações que ocorrem próximo às raízes, principalmente aquelas que ocorrem na rizosfera. O que segundo Berton (2000) é motivo para as baixas correlações obtidas pelos extratores químicos. Neste sentido, Pires et al. (2004) trabalhando com solução extratora composta por ácidos orgânicos encontrados na rizosfera foi eficiente em avaliar a disponibilidade de metais pesados.

Segundo Silva et al. (2006), há a necessidade do monitoramento das áreas de aplicação agrícola de lodo de esgoto, além do rigor sobre os limites de metais pesados presentes no lodo, não se pensando somente em reduzir os riscos de contaminação do solo com esses elementos, mas também a utilização de métodos adequados para a determinação dos metais pesados adicionados ao solo via lodo de esgoto.

A aplicação superficial de doses crescentes de resíduos como os lodos de esgoto (LC “calado” e LB “biodigestor”), escória de aciaria (E) e lama cal (Lcal), e do calcário na dose recomendada objetivando elevar o V% a 60 ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em área sob Sistema Plantio Direto (SPD), não promoveram alterações expressivas sobre os teores disponíveis de As, Cd, Cr, Hg, Ni e Pb no perfil do solo, em todas as amostragens, ou seja, antes e após 4, 18 e 25 meses da reaplicação dos tratamentos.

Os teores de metais pesados potencialmente tóxicos disponíveis no perfil do solo determinados por extração com solução de DTPA em pH 7,3 estão apresentados nas Tabelas 28, 29, 30, 31 e 32, respectivamente, As, Cd, Ni, Pb e V, cujos valores apresentam baixos teores, e em muitos casos, concentrações abaixo do limite de determinação do método analítico empregado, como ocorreu com o Cr e Hg. Neste sentido, afirmar que não há a presença desses metais pesados no solo é um tanto quanto inadequado, pois encontram-se em concentrações abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Os baixos teores disponíveis de metais pesados no solo podem estar associados ao fato de a área utilizada no experimento apresentar boa correção do solo, em função da aplicação dos resíduos LC, Lcal, E e do calcário, no que diz respeito ao pH, este por sua vez, quando em níveis altos no solo (igual ou maior do que 5) reduzem a disponibilidade de elementos como os metais pesados, fato observado por muitos pesquisadores, dentre eles, Mattiazzo e Gloria (1995) Mattiazzo e Barreto (1995), Borges e Coutinho (2004a), Hooda e Alloway (1996) citados por Mantovani et al. (2004), Corrêa et al. (2007). Segundo Melo et al. (2002), a elevação de pH do solo promove precipitação de metais pesados na forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos, e de complexos insolúveis com a matéria orgânica.

Bettiol e Camargo (2006) citam que a mobilidade dos metais pesados depende muito da reação do solo, ou seja, se ele é mais ou menos ácido, geralmente aconselha manter-se o pH acima de 5,5, para evitar que estes metais, potencialmente tóxicos, sejam absorvidos pelas plantas ou fiquem disponíveis no ambiente em quantidades que apresentem risco. A medida que aumenta o tempo de contato do lodo com o solo, diminui o perigo das plantas absorverem os metais pesados em excesso porque estes são fortemente retidos pelos colóides do solo, embora não possa ser generalizada para as mais variadas condições de solo.

Além do pH, atributos do solo com o teor de argila, matéria orgânica e conteúdo de óxidos (BORGES e COUTINHO, 2004a), exercem grande influência sobre o teor disponível de metais pesados no solo, sendo, talvez, a matéria orgânica a principal responsável pela complexação desses elementos tóxicos no solo, tornando-os indisponíveis às plantas.

De acordo com Oliveira et al. (2002), nem sempre a presença de elevados teores de metais pesados no solo implica em maior absorção desses elementos pelas plantas, pois o teor total não pode ser utilizado para prever a fitodisponibilidade do metal. Além do que, segundo Silva et al. (2006), as concentrações de metais nos tecidos das plantas

tendem alcançar um limite, mesmo após sucessivas aplicações de lodo no solo (“Teoria do platô” formulada por COREY et al., 1987). Cita ainda, que o aumento do teor de matéria orgânica do solo, pelo uso de lodo de esgoto, controla parcialmente a fitodisponibilidade dos metais pesados, em razão da adsorção desses metais em solos mais ricos em ligantes orgânicos. No entanto, à medida que a matéria orgânica se decompõe, é bastante provável que ocorra maior liberação de metais na solução do solo, o que aumenta as chances de as plantas acumularem em seus tecidos níveis mais elevados de metais pesados (“Teoria da bomba relógio” formulada por McBRIDE, 1985). Dessa forma, é de fundamental importância que haja a manutenção da matéria orgânica no solo para que essa possa complexar ou quelatizar os metais pesados no solo, o que pode ser conseguido com o SPD.

Inúmeros pesquisadores citam que o uso agrícola do lodo de esgoto foi e continua sendo pesquisado em todo mundo, onde seguindo todas as regulamentações existentes, até o momento não relatam o registro de nenhum efeito adverso sobre o ambiente no que diz respeito à poluição de metais pesados.

Pesquisadores como Andreoli e Pegorini (2000), Nascimento et al. (2004), Tranin et al. (2005) e muitos outros, tem demonstrando que a aplicação de lodo de esgoto permite valores bem abaixo dos considerados adequados dos estipulados pela legislação européia e americana, o que permite sua aplicação sem maiores riscos ao ambiente.

Corrêa et al. (2008), trabalhando na mesma área experimental e com os mesmos resíduos, constatou que a aplicação superficial até a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, assim como do calcário na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, em um solo sob SPD não causou problemas de poluição ambiental, considerando a presença dos metais pesados potencialmente tóxicos Cd, Cr, Hg, Pb, Ni e As disponíveis no solo, em um período de até 33 meses da aplicação.

De maneira geral, tem se observado o aumento da concentração de metais pesados em solos cultivados. No entanto, mesmo empregando-se altas doses de lodo, a concentração de metais pesados encontradas no solo não tem extrapolado os limites máximos aceitáveis de concentrações de metais pesados nos solos tratados com lodo de esgoto, estando então, aquém de proporcionar grandes preocupações quanto à contaminação do solo, e até mesmo, expressivas transferências destes para as plantas. Resultados estes que foram encontrados por Rangel et al. (2004), Trannin et al. (2005) e Silva et al. (2006) na cultura do

milho, Marques et al. (1999) em sorgo, por Silva et al. (1998) e Marques et al. (2006) na cultura de cana-de-açúcar e Corrêa et al. (2008) com soja, dentre outros.

De acordo com Berton e Ceolato (2005) comparado à água e ao ar, a dificuldade em se poluir o solo com metais pesados é maior em razão do poder tampão do solo (que é a sua resistência à variação de pH), portanto, a dificuldade de se poluir esse ambiente com metais pesados é maior. No entanto, esse mesmo poder tampão faz com que a recuperação de um solo contaminado seja muito mais difícil de ser realizada.

Neste sentido, para Corrêa et al. (2007) a aplicação de resíduos no SPD possivelmente possa proporcionar menores danos ao ambiente, uma vez que esse sistema proporciona aumento no teor da matéria orgânica e da CTC do solo, e conseqüentemente, eleva seu poder tampão. E mudanças no poder tampão poderão refletir-se na medida do pH, e na disponibilização de nutrientes no solo (BOEIRA, 2006)

Para pesquisadores como Berton e Ceolato (2005), o conhecimento do comportamento dos metais pesados presentes em solos tratados com resíduos urbanos é fundamental na avaliação do risco de entrada desses elementos potencialmente tóxicos na cadeia alimentar. Diante disso, é importante utilizar um método que estime eficientemente os teores fitodisponíveis desses elementos nos diversos solos e culturas que compõem o cenário agrícola brasileiro. Com base nessa informação, o agricultor pode tomar as medidas preventivas necessárias para que a entrada na cadeia alimentar ou mesmo a lixiviação dos metais para a água subterrânea não venha a ocorrer. Em geral, essas medidas referem-se à interrupção da aplicação do resíduo urbano ou à troca da cultura explorada.

A aplicação de doses crescentes dos resíduos LC, LB, Lcal e E não alterou a disponibilidade dos metais pesados Cd, Cr, Hg, Pb, Ni e V no solo. Em razão desses resultados é possível inferir que a utilização desses resíduos não promove contaminação ao solo, muito menos a maior absorção pelas plantas cultivadas nessas condições. Podendo, portanto, ser aplicados sobre a superfície do solo em SPD, desde que utilizadas doses de até 8 Mg ha<sup>-1</sup>.

No entanto, mesmo que os teores de metais pesados encontrados nos resíduos LC, LB, Lcal e E estejam abaixo do limite, ou seja, de acordo com o permitido pela legislação, permitindo seu uso na agricultura, tornam-se pertinentes estudos de diferentes doses deste resíduo aplicadas no solo.

Deve-se ter em mente que os metais presentes no lodo de esgoto ou em outros resíduos passíveis de serem utilizados na agricultura, como a lama cal e a escória, quando aplicados no solo, contribuem para a reserva já existente naturalmente, além do que, outras fontes antropogênicas, incluindo emissões industriais, efluentes, fertilizantes, condicionadores de solo e pesticidas, podem contribuir para o aumento da concentração desses elementos nos solos. A longo prazo, entretanto, o aumento das concentrações de metais pesados no solo resultante da aplicação de lodo de esgoto, torna-se uma preocupação justificada, pois se não adequadamente controlada, pode ameaçar a cadeia trófica.

Tabela 28. Valores de arsênio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem															
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses						
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E				
<b>As</b> $\text{mg dm}^{-3}$																
Profundidade 0 – 5 cm																
0	0,661	0,661	0,661	0,661	3,657	3,657	3,657	3,657	0,061	0,061	0,061	0,061	nd	nd	nd	nd
2	0,563	0,537	0,850	0,608	nd	3,556	4,456	1,469	0,061	0,241	0,293	0,053	nd	0,750	0,364	0,415
4	0,900	nd	1,012	nd	3,352	2,779	1,698	1,177	0,309	0,094	nd	0,281	0,254	0,221	nd	0,066
8	1,675	0,926	nd	0,455	3,355	0,885	1,168	4,325	0,054	nd	nd	0,252	0,261	0,354	0,124	nd
Calcário	0,547			2,551			0,05			0,070						
Profundidade 5 – 10 cm																
0	0,357	0,357	0,357	0,357	3,585	3,585	3,585	3,585	0,172	0,172	0,172	0,172	0,050	0,050	0,050	0,050
2	0,089	0,550	1,065	0,160	2,678	nd	3,446	1,854	0,092	0,089	nd	0,095	0,113	0,216	nd	nd
4	0,335	0,392	0,958	0,565	4,732	2,558	nd	1,355	0,176	0,018	nd	0,078	0,069	nd	0,455	0,949
8	0,436	1,006	0,995	nd	1,445	nd	3,254	3,86	nd	nd	0,133	nd	0,313	0,0204	nd	0,194
Calcário	0,606			1,587			nd			0,149						
Profundidade 10 – 20 cm																
0	0,288	0,288	0,288	0,288	1,845	1,845	1,845	1,845	0,131	0,131	0,131	0,131	nd	nd	nd	nd
2	0,072	0,236	1,744	0,164	0,935	2,085	2,136	2,225	0,154	nd	nd	nd	nd	0,028	nd	0,088
4	0,306	0,224	nd	0,231	1,125	nd	2,554	0,935	nd	nd	nd	0,086	nd	nd	nd	nd
8	0,044	0,893	0,707	nd	2,447	2,855	nd	1,887	nd	nd	nd	0,021	0,121	nd	nd	nd
Calcário	0,505			1,564			0,075			nd						
Profundidade 20 – 40 cm																
0	nd	nd	nd	nd	4,562	4,562	4,562	4,562	0,121	0,121	0,121	0,121	0,253	0,253	0,253	0,253
2	0,335	0,259	1,388	0,944	0,381	4,321	1,452	2,455	0,045	nd	nd	0,247	nd	nd	0,108	nd
4	0,543	nd	2,063	0,291	0,652	1,865	2,688	nd	nd	0,100	0,327	0,234	nd	nd	0,110	nd
8	0,612	0,993	0,982	0,521	0,988	1,011	3,025	1,215	0,221	0,253	nd	0,108	0,056	nd	nd	0,179
Calcário	0,890			3,565			0,088			0,481						

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwart Celulose papel), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005); nd= valor abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Tabela 29. Valores de cádmio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>Cd</b> $\text{mg dm}^{-3}$												
Profundidade 0 – 5 cm												
0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,050	0,050	0,050	0,050
2	nd	0,026	0,028	nd	nd	nd	nd	nd	0,037	0,024	0,103	0,034
4	nd	0,025	nd	nd	nd	0,025	nd	nd	0,045	0,037	0,027	0,059
8	nd	0,020	0,072	0,015	nd	nd	nd	nd	0,026	0,102	nd	nd
Calcário	nd			nd			nd			0,039		
Profundidade 5 – 10 cm												
0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,021	0,021	0,021	0,021
2	nd	nd	0,048	0,027	nd	nd	nd	nd	0,037	0,047	0,018	0,056
4	nd	nd	nd	nd	nd	0,015	0,019	nd	0,012	0,037	0,062	0,055
8	0,029	0,07	nd	0,018	nd	nd	0,019	nd	0,110	0,115	0,030	0,024
Calcário	nd			nd			nd			0,039		
Profundidade 10 – 20 cm												
0	0,016	0,016	0,016	0,016	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2	nd	0,018	0,027	nd	nd	nd	nd	nd	0,020	nd	0,021	0,026
4	0,015	0,018	nd	0,018	nd	nd	nd	nd	0,037	nd	0,017	nd
8	0,022	0,042	0,033	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,018	nd
Calcário	0,025			nd			nd			0,021		
Profundidade 20 – 40 cm												
0	nd	nd	nd	nd	nd	0,017	0,017	0,017	nd	nd	nd	nd
2	nd	0,021	nd	0,035	nd	0,036	nd	0,042	nd	0,024	0,024	nd
4	nd	nd	0,023	nd	nd	nd	0,019	0,076	nd	0,024	nd	nd
8	nd	nd	nd	0,036	nd	nd	0,029	nd	0,028	nd	0,017	0,015
Calcário	0,024			nd			nd			nd		

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwart Celulose papel), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005); nd= valor abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Tabela 30. Valores de níquel, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>Ni</b>												
$\text{mg dm}^{-3}$												
Profundidade 0 – 5 cm												
0	nd	nd	nd	nd	0,819	0,819	0,819	0,819	0,151	0,151	0,151	0,151
2	nd	0,174	0,222	nd	0,395	0,279	0,074	0,093	0,148	0,361	0,415	0,233
4	nd	0,111	nd	nd	0,229	0,285	0,068	0,120	0,126	0,319	0,239	0,78
8	nd	0,099	nd	0,059	0,058	0,382	0,065	0,375	nd	0,988	0,268	0,234
Calcário	0,158			nd	0,056			0,066				
Profundidade 5 – 10 cm												
0	0,072	0,072	0,072	0,072	0,132	0,132	0,132	0,132	0,085	0,085	0,085	0,085
2	nd	0,105	0,105	0,125	0,073	0,215	nd	0,067	0,270	0,198	0,269	0,132
4	0,187	0,067	nd	0,193	0,063	0,268	nd	0,093	0,159	0,355	0,197	0,419
8	nd	0,143	nd	nd	nd	0,225	0,065	0,078	0,183	0,772	0,099	0,218
Calcário	0,178			nd	0,083			0,140				
Profundidade 10 – 20 cm												
0	nd	nd	nd	nd	0,061	0,061	0,061	0,061	0,123	0,123	0,123	0,123
2	0,169	0,093	0,165	0,110	0,125	0,090	0,090	0,092	0,080	0,089	0,078	0,168
4	0,202	0,193	0,219	nd	0,116	0,106	0,069	0,083	0,137	0,089	0,097	0,160
8	nd	0,175	0,066	nd	nd	0,086	0,105	0,065	nd	0,182	0,070	0,086
Calcário	0,062			nd	0,061			0,074				
Profundidade 20 – 40 cm												
0	nd	nd	nd	nd	0,107	0,107	0,107	0,107	0,078	0,078	0,078	0,078
2	nd	nd	0,101	0,233	0,080	0,073	0,181	0,106	0,064	0,110	nd	0,067
4	0,122	nd	0,082	0,122	0,066	0,104	0,132	0,268	nd	0,054	nd	0,053
8	0,165	0,050	0,150	nd	0,050	0,086	0,067	0,091	0,078	0,086	nd	nd
Calcário	0,092			nd	0,132			0,053				

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwart Celulose papel), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005); nd= valor abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Tabela 31. Valores de chumbo, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal, E e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem																			
	0 meses					4 meses					18 meses					25 meses				
	LC	LB	Lcal	E		LC	LB	Lcal	E		LC	LB	Lcal	E		LC	LB	Lcal	E	
<b>Pb</b>																				
mg $\text{dm}^{-3}$																				
Profundidade 0 – 5 cm																				
0	0,270	0,270	0,270	0,270	nd	nd	nd	nd	0,491	0,491	0,491	0,491	0,491	0,491	0,906	0,906	0,906	0,906	0,906	
2	2,359	2,802	1,143	nd	nd	nd	nd	nd	0,511	0,517	0,400	0,418	0,418	0,418	0,464	0,711	0,627	0,734	0,734	
4	0,809	1,292	0,373	0,889	nd	nd	nd	nd	0,456	0,629	0,315	0,447	0,447	1,058	0,812	0,390	0,464	0,464	0,464	
8	0,907	1,780	0,944	2,513	nd	nd	nd	nd	0,395	0,533	0,299	0,400	0,400	0,997	1,320	0,951	0,373	0,373	0,373	
Calcário	1,788				nd	0,284				0,812										
Profundidade 5 – 10 cm																				
0	0,437	0,437	0,437	0,437	nd	nd	nd	nd	0,427	0,427	0,427	0,427	0,427	0,662	0,662	0,662	0,662	0,662	0,662	
2	1,627	2,151	3,213	2,514	nd	nd	nd	nd	0,303	0,381	0,345	0,431	0,431	1,214	1,277	0,665	0,890	0,890	0,890	
4	3,823	1,945	0,61	1,946	nd	nd	nd	nd	0,306	0,449	0,359	0,325	0,325	1,079	1,224	0,985	1,070	1,070	1,070	
8	0,626	1,871	0,479	3,592	nd	nd	nd	nd	0,379	0,427	0,310	nd	nd	0,677	1,366	0,643	0,788	0,788	0,788	
Calcário	2,323				nd	0,377				1,394										
Profundidade 10 – 20 cm																				
0	0,354	0,354	0,354	0,354	nd	nd	nd	nd	0,408	0,408	0,408	0,408	0,408	0,623	0,623	0,623	0,623	0,623	0,623	
2	0,958	2,288	0,951	1,542	nd	nd	nd	nd	0,310	0,431	0,304	0,398	0,398	0,754	0,675	0,738	0,694	0,694	0,694	
4	1,188	1,304	2,601	2,302	nd	nd	nd	nd	0,411	0,411	0,277	0,319	0,319	0,620	0,729	0,512	0,563	0,563	0,563	
8	1,977	1,003	1,687	4,183	nd	nd	nd	nd	0,331	0,329	0,291	0,327	0,327	0,510	0,509	0,591	1,375	1,375	1,375	
Calcário	3,377				nd	0,543				0,476										
Profundidade 20 – 40 cm																				
0	0,477	0,477	0,477	0,477	nd	nd	nd	nd	0,496	0,496	0,496	0,496	0,496	0,340	0,340	0,340	0,340	0,340	0,340	
2	1,283	1,916	1,478	1,648	nd	nd	nd	nd	0,706	0,359	0,761	0,556	0,556	0,344	0,374	0,455	0,396	0,396	0,396	
4	4,366	3,267	1,94	1,028	nd	nd	nd	nd	0,362	0,325	0,839	1,226	1,226	0,383	0,374	0,424	0,365	0,365	0,365	
8	1,075	1,440	2,615	1,806	nd	nd	nd	nd	0,296	0,616	0,268	0,396	0,396	0,370	0,486	nd	0,356	0,356	0,356	
Calcário	2,996				nd	0,317				0,517										

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwart Celulose papel), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005); nd= valor abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

Tabela 32. Valores de vanádio, em diferentes profundidades e amostragens, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal, E e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Épocas de amostragem											
	0 meses			4 meses			18 meses			25 meses		
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
V												
$\text{mg dm}^{-3}$												
Profundidade 0 – 5 cm												
0	0,107	0,107	0,107	0,107	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2	0,120	0,204	0,351	0,899	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4	0,407	0,172	0,116	0,075	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
8	0,162	0,506	0,722	0,197	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Calcário	0,533			nd			nd			nd		
Profundidade 5 – 10 cm												
0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,234	0,234	0,234	0,234
2	0,076	0,230	0,570	0,273	nd	nd	nd	nd	0,189	0,208	0,217	0,247
4	0,153	nd	0,457	0,176	nd	nd	nd	nd	0,169	0,216	0,206	0,198
8	0,134	nd	0,083	nd	nd	nd	nd	nd	0,213	0,238	0,234	0,229
Calcário	0,646			nd			0,236			nd		
Profundidade 10 – 20 cm												
0	nd	nd	nd	nd	nd	0,137	0,137	0,137	0,500	0,500	0,500	0,500
2	0,524	nd	0,511	0,080	nd	nd	nd	0,152	0,284	0,311	0,342	0,384
4	0,077	0,354	0,153	0,224	nd	nd	nd	0,037	0,418	0,272	0,303	0,243
8	0,860	0,382	0,069	0,289	nd	nd	nd	0,155	0,344	0,420	0,385	0,309
Calcário	0,829			nd			0,154			0,445		
Profundidade 20 – 40 cm												
0	0,115	0,115	0,115	0,115	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2	nd	0,125	1,101	0,491	nd	nd	nd	0,058	0,065	nd	nd	nd
4	0,105	0,092	0,055	0,187	nd	nd	nd	0,067	0,046	nd	0,076	nd
8	0,140	0,393	nd	0,572	nd	nd	nd	0,091	nd	0,186	nd	nd
Calcário	nd			nd			nd			nd		

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwart Celulose papel), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005); nd= valor abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

### **4.3 Propriedades físicas do solo**

O solo quando submetido ao cultivo tende a perder sua estrutura original devido o fracionamento dos agregados maiores em unidades menores, ocasionando a redução da macroporosidade e aumento da microporosidade e da densidade (CARPENEDO e MIELNICZUK, 1990). Desta forma, um sistema agrícola que adote menor ou nenhum revolvimento de solo como o sistema plantio direto (SPD), juntamente com adição de resíduos como lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria, podem diminuir em grande parte a redução da qualidade da estrutura de solos cultivados, bem como promover a recuperação daqueles já degradados.

Neste sentido foram determinadas algumas características físicas do solo com o objetivo de se avaliar o efeito dos resíduos LC, LB, Lcal e E, além de um tratamento com calcário, após a reaplicação destes em superfície no Sistema Plantio Direto (SPD). Para tal, por meio do estudo da agregação solo determinou-se índices de estabilidade de agregados (DMP e IEA) aos 4 e 25 meses da reaplicação e, também, a porosidade (macro, micro e porosidade total) e a densidade do solo aos 25 meses.

#### **4.3.1 Agregação do solo**

O estado de agregação do solo é definido como sendo a porcentagem de agregados em uma dada massa de solo, e pode ser uma limitação para o desenvolvimento das plantas. A agregação sofre alterações devido a fenômenos naturais e ao sistema de manejo em que o solo é submetido (Freire, 1972 citado por SIQUEIRA, 2002). Ou seja, o estado de agregação do solo é de grande importância para as atividades agrícolas, uma vez que está relacionado com a aeração do solo, desenvolvimento radicular, suprimento de nutrientes, resistência mecânica do solo a penetração, retenção e armazenamento de água.

Dufranc et al. (2004) cita em sua revisão que um solo com boa estabilidade estrutural está menos sujeito a compactação e a erosão. Segundo ele, os atributos do solo que determinam a estabilidade estrutural estão ligados a textura, a mineralogia das argilas, a matéria orgânica, ao material inorgânico não-cristalino, a composição dos fluidos do meio poroso, as plantas e organismos do solo e a profundidade do perfil.

Os agregados do solo são formados pela união das partículas de areia, silte, argila e matéria orgânica (CASTRO FILHO, 2002). A distribuição dos agregados em classes de tamanho (diâmetro) reflete o comportamento dos agregados no solo e serve como um instrumento indicador de qualidade do solo. Sabe-se que um solo bem agregado favorece a penetração das raízes das plantas, a aeração, a infiltração e o armazenamento de água (CASTRO FILHO, 2002; FILIZOLA et al., 2006).

Segundo Filizola et al. (2006), para haver a formação dos agregados no solo são necessárias duas condições: que haja uma força mecânica qualquer para promover a aproximação das partículas do solo, como o movimento de raízes e de animais, expansão e contração do solo ou práticas agrícolas, e após o contato entre as partículas, deve existir um agente cimentante que mantenha essa união, formando assim um agregado. A matéria orgânica juntamente com os minerais de argila são os dois agentes cimentantes que mais contribuem para a agregação do solo.

A agregação do solo foi obtida por amostragem fracionada do perfil do solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, aos 4 e 25 meses da reaplicação dos resíduos avaliados. Neste período foram conduzidas duas safras com a cultura da soja (ano agrícola 2005/2006 e 2006/2007), intercaladas com adubação verde de inverno com aveia preta (inverno 2005 e 2006), assim sendo, uma amostragem ocorreu após a aveia preta cultivada no inverno de 2005 e outra após a soja cultivada na safra de 2006/2007. Para tal utilizou-se o tamisamento a seco, composto por um conjunto de peneiras de malha 4,00 – 2,00 mm, 2,00 – 1,00 mm, 1,00 – 0,50 mm, 0,50 – 0,25 mm, 0,25 – 0,05 mm e < 0,05 mm, separando-se os agregados em classes de tamanho (Tabelas 33 e 34).

Na classe de agregados com tamanho entre 4,00 e 2,00 mm (Tabela 33), a maior classe avaliada, observa-se que nos primeiros 5 cm de profundidade houve um aumento na porcentagem dos agregados nesta classe de tamanho, da primeira para a segunda amostragem, aos 4 e 25 meses da reaplicação, respectivamente, resultados também observados para a testemunha. Fato este, que pode ser atribuído ao longo período de condução da área experimental sob este sistema de manejo, iniciado em 2002, e se tratar de uma reaplicação dos tratamentos em 2005, período em que foram conduzidos dois cultivos com aveia preta e dois com soja, provavelmente em função do manejo em SPD ter proporcionado boa estabilidade a este solo. No SPD há o acúmulo de material vegetal na superfície, este pode certamente

Tabela 33. Porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 4,00 - 2,00, 2,00 - 1,00 e 1,00 - 0,50 mm em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a replicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Peneira 4,00 - 2,00 mm				Peneira 2,00 - 1,00 mm				Peneira 1,00 - 0,50 mm			
	4 meses		25 meses		4 meses		25 meses		4 meses		25 meses	
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- % de partículas retidas na peneira -----											
	----- % de partículas retidas na peneira -----											
0	48	48	48	48	56	56	56	56	19	19	19	11
2	49	37	53	43	50	56	66	50	17	18	17	11
4	36	51	54	46	52	78	73	63	18	16	16	17
8	35	43	60	37	55	58	65	55	19	16	16	16
Média	42	45	54	43	53	62	65	56	18	17	17	12
Calcário	58	58	58	58	69	69	69	69	16	16	16	9
	Profundidade 0 - 5 cm											
0	48	48	48	48	32	32	32	32	12	12	12	14
2	41	45	64	56	32	28	36	32	14	13	11	10
4	43	47	58	60	31	29	35	31	11	11	10	12
8	51	58	70	42	31	29	43	28	13	12	8	13
Média	46	49	60	51	32	29	36	31	12	12	10	12
Calcário	41	41	41	41	35	35	35	35	14	14	14	14
	Profundidade 5 - 10 cm											
0	37	37	37	37	30	30	30	30	16	16	16	11
2	30	39	39	50	24	29	33	31	17	16	16	16
4	32	40	49	47	29	30	35	31	17	14	14	20
8	24	30	48	40	30	32	37	30	15	16	14	19
Média	31	37	43	43	28	30	34	31	16	15	15	18
Calcário	33	33	33	33	30	30	30	30	16	16	16	11
	Profundidade 10 - 20 cm											
0	37	37	37	37	30	30	30	30	16	16	16	11
2	30	39	39	50	24	29	33	31	17	16	16	16
4	32	40	49	47	29	30	35	31	17	14	14	20
8	24	30	48	40	30	32	37	30	15	16	14	19
Média	31	37	43	43	28	30	34	31	16	15	15	18
Calcário	33	33	33	33	30	30	30	30	16	16	16	11
	Profundidade 20 - 40 cm											
0	52	52	52	52	33	33	33	33	10	10	10	11
2	50	46	50	48	33	32	40	33	8	10	9	12
4	51	45	49	49	35	32	33	42	10	10	13	10
8	45	48	55	47	33	34	34	35	10	9	9	9
Média	50	48	52	49	33	32	35	36	9	10	10	10
Calcário	49	49	49	49	35	35	35	35	8	8	8	8

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria.

Tabela 34. Porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 0,50 - 0,25 e 0,25 - 0,05 mm e de partículas < 0,05 mm (fundo) em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Peneira 0,50 - 0,25 mm				Peneira 0,25 - 0,05 mm				Peneira < 0,05 mm			
	4 meses		25 meses		4 meses		25 meses		4 meses		25 meses	
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- % de partículas retidas na peneira -----											
	----- % de partículas retidas na peneira -----											
	----- % de partículas no fundo -----											
0	14	14	14	14	14	14	14	14	8	8	8	9
2	14	18	13	17	17	14	10	15	8	11	7	9
4	20	14	13	16	15	6	8	10	11	7	6	9
8	19	17	9	19	14	12	10	15	10	9	5	12
Média	17	16	12	16	15	11	10	13	9	9	6	9
Calcário	11	11	11	11	9	9	9	9	6	6	6	5
	Profundidade 0 - 5 cm											
0	17	17	17	17	23	23	23	23	11	11	11	12
2	20	18	10	14	23	24	21	23	10	11	6	7
4	20	18	13	11	23	25	22	22	11	11	8	7
8	15	13	9	21	23	27	21	25	9	7	5	10
Média	18	17	12	16	23	25	22	23	10	10	8	9
Calcário	19	19	19	19	21	21	21	21	10	10	10	11
	Profundidade 5 - 10 cm											
0	20	20	20	20	27	27	27	27	12	12	12	13
2	22	19	16	14	29	26	22	24	12	12	9	15
4	22	20	16	16	26	26	23	24	12	12	8	13
8	24	22	15	15	26	27	23	24	16	15	9	11
Média	22	20	17	16	27	26	24	25	13	12	10	11
Calcário	20	20	20	20	26	26	26	26	13	13	13	13
	Profundidade 10 - 20 cm											
0	16	16	16	16	23	23	23	23	9	9	9	12
2	19	18	17	16	22	25	18	22	10	12	10	14
4	16	20	16	15	23	24	23	19	11	11	9	10
8	18	18	15	18	23	23	21	22	11	10	9	11
Média	17	18	16	16	23	24	21	21	10	11	9	10
Calcário	18	18	18	18	21	21	21	21	11	11	11	12
	Profundidade 20 - 40 cm											
0	16	16	16	16	23	23	23	23	7	7	7	12
2	19	18	17	16	22	25	18	22	7	9	8	14
4	16	20	16	15	23	24	23	19	8	8	7	11
8	18	18	15	18	23	23	21	22	9	8	7	10
Média	17	18	16	16	23	24	21	21	8	8	7	11
Calcário	18	18	18	18	21	21	21	21	9	9	9	12

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria.

proporcionar maior teor de matéria orgânica nessa camada em relação às demais, como pode ser observado pelos resultados obtidos, onde a partir dos primeiros 5 cm até 40 cm de profundidade houve uma diminuição da porcentagem de agregados para esta classe da primeira para a segunda amostragem, e em profundidade.

Nos primeiros 5 cm de profundidade pode-se observar o efeito da calagem sobre a agregação do solo, resultando na maior porcentagem de agregados de tamanho entre 4,00 e 2,00 mm em relação à testemunha e valores médios de cada um dos resíduos, aos 4 e 25 meses da reaplicação destes.

O valor reduzido dos agregados com tamanho  $< 0,05$  mm (Tabela 34), nos primeiros 5 cm de profundidade evidencia os efeitos proporcionados pelo manejo sob SPD, mediante o não revolvimento do solo, onde há acúmulo de restos vegetais em superfície, proporcionando maior teor de matéria orgânica neste solo, motivo pelo qual não sejam evidentes os efeitos da aplicação dos resíduos e do calcário nesta camada.

O resíduo industrial Lcal proporcionou os melhores resultados quanto a distribuição dos agregados no perfil do solo, de acordo com o tamanho destes, com a maior porcentagem de agregados na malha de 4,00 – 2,00 mm e a menor na  $< 0,05$  mm, nas duas amostragens, merecendo destaque em relação aos demais resíduos e ao calcário, evidenciando ser um bom condicionador de solo por proporcionar a melhoria da agregação, que por sua vez, influencia as demais propriedades físicas do solo.

De acordo com os resultados obtidos quanto à distribuição dos agregados por classe de tamanho no perfil do solo, onde o ideal seria ter a maior porcentagem de agregados na classe de 4,00 – 2,00 mm e a menor de agregados  $< 0,05$  mm, assim, era de se esperar que a aplicação dos lodos de esgoto LC e LB se comportasse dessa maneira, no entanto, essa evidência não foi constatada, por mais que possuam em sua composição elevado teor de matéria orgânica, 26 e 50% (matéria seca), respectivamente, quando comparados aos demais resíduos utilizados, apesar de terem proporcionado seu aumento no solo.

Na tentativa de explicar alguns efeitos sobre a agregação do solo, inúmeros pesquisadores citam a matéria orgânica presente no solo como o principal fator para agregação deste, no caso deste trabalho, a aplicação dos resíduos e do calcário, além de aumentar no teor de matéria orgânica, proporcionaram aumento do pH do solo.

Neste sentido, Catro Filho (2002) citando Castro Filho e Logan (1998) inferem que quando se faz a calagem podem ocorrer alguns mecanismos de agregação, que envolvem os cátions presentes no solo e seu poder de floculação, o comportamento do Al em função do pH, a mineralogia deste solo, a atividade microbiológica, os ácidos orgânicos presentes na MO, além da interação entre argilas, cátions polivalentes e a matéria orgânica.

De acordo com Catro Filho (2002), quando se faz a calagem, num primeiro momento ocorre a dissociação dos ácidos orgânicos presentes na matéria orgânica, liberando cargas negativas, promovendo a dispersão, que é o primeiro passo para a diminuição da agregação, pré-dispondo o solo a erosão. No entanto, a medida que o pH sobe, há a tendência da neutralização destes ácidos dissociados pelo Al. Em valores de pH acima de 5,4 quando há pouco  $Al^{3+}$ , o Ca e o Mg podem dominar o complexo de troca, aumentando novamente a agregação.

Porém, a longo prazo, estão envolvidos outros mecanismos, como a atividade microbiológica, que inicialmente degrada a MO, começa a produzir hifas (fungos) e polissacarídeos (bactérias), que funcionam como agentes cimentantes, aumentando a agregação. Com aumento de pH ocorre a precipitação e a polimerização do Al, sendo que a consequência dessa polimerização é a redução do Al na solução do solo e a aderência destes polímeros às partículas do solo de maneira não trocável, aumentando portanto a agregação do solo. Citam ainda, que com o aumento de pH também ocorre maior ionização dos grupos funcionais carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica, onde suas cargas negativas são dependentes de pH, e que essas cargas através das pontes de cátions, principalmente o Ca, podem se ligar aos colóides do solo, aumentando assim a agregação do solo. Além do Ca, outros cátions como Mg, Fe, Al, Mn, Zn e Cu formam pontes que ligam os polímeros de argila carregados negativamente com a superfície dos colóides de argila, também carregados negativamente. Dessa forma, os resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, em função de aumentar o pH do solo estariam favorecendo a agregação do solo.

Dufranc et al. (2004) cita Edwards e Bremer (1967) onde apontam os cátions polivalentes como cruciais para unir a fração orgânica e os minerais de argila, sem essa união, as frações argila e orgânica se dispersam, pois ambas possuem cargas negativas permanentes. Segundo Stevenson (1982) citado por Castro Filho (2002) o poder de floculação dos cátions obedece a seguinte ordem  $Fe^{3+} > Al^{3+} > H^+ > Ca^{2+} > Sr^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+ >$

$\text{Li}^+$ . Assim, quanto maior a valência e menor o raio de hidratação, maior o poder de floculação que é o primeiro passo para a agregação do solo.

Segundo Baver (1952) citado por Dufranc et al. (2004), em solos ácidos o efeito do Ca na agregação não é tão importante, porque solos saturados com  $\text{H}^+$  floculam mais que solos saturados por  $\text{Ca}^{2+}$ . Porém em solos alcalinos, pode-se observar efeito do Ca, pois este ocupa o lugar do Na no complexo de troca, que é reconhecidamente um agente dispersante.

O efeito sobre o pH do solo proporcionado pela aplicação dos resíduos LC, Lcal, E e pelo calcário, atuando também sobre a agregação pode certamente ter minimizado os efeitos da adição de matéria orgânica ao solo por meio da aplicação de lodo de esgoto, principalmente o lodo LB, que apresenta alto teor de MO em sua composição (Tabela 2), mesmo sendo um manejo conduzido em SPD a mais de 5 anos, caracterizado por ser um preparo conservacionista, com revolvimento restrito a linha de cultivo, mantendo os resíduos vegetais na superfície, em função das culturas, fornecendo continuamente matéria orgânica ao solo, outro ponto importante é a atividade microbiana do solo que também exerce efeito sobre a agregação, estes em conjunto proporcionam efeitos consideráveis sobre as propriedades físicas do solo.

Os resíduos, com destaque para Lcal, e o calcário aplicados em superfície sob SPD favoreceram a agregação do solo, apesar de apresentar pouca variação nos resultados, como apresentado nas Tabelas 33 e 34. Segundo Wohlenberg et al. (2004), as variações na porcentagem dos agregados por classe de tamanho são dinâmicas, resultantes da interação contínua e simultânea de fatores químicos, físicos e biológicos, e dependentes do tipo de sucessão de culturas. Cita que a matéria orgânica e o desenvolvimento das raízes são os principais agentes responsáveis pela formação de agregados maiores.

Wohlenberg et al. (2004) cita Baver et al. (1973), onde relatam que a estabilidade dos agregados do solo pode ser resultado da ação de união mecânica por células e hifas dos organismos, da ação cimentante dos produtos derivados da síntese microbiana ou da ação estabilizadora dos produtos de decomposição que podem agir individualmente ou em conjunto. Segundo Campos et al. (1999), a agregação pode sofrer alterações permanentes ou temporárias, evidenciando haver variação cíclica provocada pelas práticas de manejo do solo e das culturas. Fato observado por Wohlenberg et al. (2004), que trabalhando com solo em

campo nativo, sob rotação e sucessão de culturas, e solo descoberto, onde concluíram que a seqüência das culturas influencia diretamente a agregação do solo, sendo dependente da época do ano e do tempo de estabelecimento dos sistemas de manejo.

De posse dos dados referente a distribuição dos agregados por classe de tamanho, por tamisamento a seco, pôde-se determinar índices de agregação do solo, dentre eles, o diâmetro médio ponderado (DMP) e o índice de estabilidade dos agregados (IEA).

#### **4.3.1.1 Diâmetro médio ponderado (DMP)**

O diâmetro médio ponderado (DMP) do solo foi obtido a partir da determinação da distribuição dos agregados por classe de tamanho, por tamisamento a seco, como apresentado anteriormente no item 4.3.1, considerando as classes de tamanho de agregados de 4,00 - 2,00 mm; 2,00 - 1,00 mm; 1,00 - 0,50 mm; 0,50 - 0,25 mm; 0,25 - 0,05 mm e < 0,05 mm.

Os resultados apresentados na Tabela 35 expressam o resumo da análise de variância para o DMP dos agregados em um solo sob SPD, decorrente da aplicação de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário, na superfície, obtidos mediante amostragem fracionada do perfil do solo (0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm), aos 4 e 25 meses da reaplicação dos tratamentos. Conforme os resultados somente houve efeito significativo de interação sobre a variável DMP para o resíduo Lcal na camada de 10-20 cm de profundidade aos 25 meses. Também pode-se observar efeitos significativos para a variável DMP entre os resíduos e quando da comparação destes com a calagem realizada, nas duas épocas de amostragem e em todo o perfil.

Os maiores valores de DMP foram obtidos nos primeiro 5 cm de profundidade (Tabela 36). Apresenta também um pequeno aumento do DMP da primeira para a segunda amostragem, variando de 1,35 a 2,07 mm e de 1,82 a 2,51 mm, aos 4 e 25 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário, apontando para um provável efeito do desenvolvimento do sistema radicular e pelo acúmulo de resíduos vegetais na superfície proporcionados pelas culturas da aveia preta e da soja. Lembrando que a área experimental vem sendo manejada sob SPD desde o ano de 2002, o que confere a este solo adequado nível de material orgânico (Tabela 9), além de proporcionar maior qualidade, sustentabilidade e capacidade de boa produção agrícola, como cita a literatura.

Tabela 35. Resumo da análise de variância para Diâmetro Médio Ponderado (DMP), em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP. (2005-2007).

Causa de Variação	Diâmetro médio ponderado (DMP)							
	Meses após a aplicação							
	4		25		4		25	
	0 – 5 cm		5 – 10 cm		10 – 20 cm		20 – 40 cm	
	----- mm -----							
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	*	*	ns	*	*	*	*	*
Dose (D)	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
R X D	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Bloco	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV (%)	13	15	18	13	17	10	11	10
DMS	0,17	0,21	0,24	0,13	0,19	0,09	0,14	0,10
LC <sup>(2)</sup>	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	13	19	21	14	19	12	12	8
DMS	0,33	0,56	0,55	0,30	0,42	0,22	0,32	0,18
LB <sup>(2)</sup>	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	14	11	25	11	15	9	13	10
DMS	0,39	0,38	0,69	0,23	0,36	0,18	0,35	0,22
Lcal <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	*
CV	8	14	21	14	18	7	9	6
DMS	0,25	0,46	0,60	0,24	0,47	0,14	0,26	0,13
E <sup>(2)</sup>	*	*	*	*	*	ns	ns	*
CV	12	11	14	9	15	10	10	9
DMS	0,33	0,36	0,39	0,18	0,37	0,20	0,28	0,21

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*=  $P < 0,05$ , \*\*=  $P < 0,01$  e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

A aplicação de doses crescentes do resíduo Lcal e de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  de calcário no SPD favoreceram a agregação das partículas com tamanho entre 4,00 e 2,00 mm na camada de 0-5 cm de profundidade, conferindo maiores valores de DMP. Conforme a Tabela 36, para Lcal o DMP passou de 1,87 para 2,20 mm, enquanto para o calcário passou de 2,07 e 2,27 mm, respectivamente, aos 4 e 25 meses. Nesta camada, a aplicação do lodo de esgoto LC proporcionou o menor valor médio de DMP quando comparado aos demais resíduos, nas duas amostragens, sendo que este variou de 1,62 para 1,90 mm, aos 4 e 25 meses, respectivamente. No entanto, esse aumento do DMP nos primeiros 5 cm de profundidade, da primeira para a segunda amostragem, 4 e 25 meses, respectivamente, não foi

observado a partir desta camada até 40 cm de profundidade, após 25 meses (Tabela 36).

Tabela 36. Diâmetro Médio Ponderado (DMP), em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP. (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Diâmetro médio ponderado (DMP)							
	4 meses após a aplicação				25 meses após a aplicação			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- mm -----								
profundidade de 0 - 5 cm								
0	1,71 B	1,71 AB	1,71 B	1,71 BC	1,96	1,96 B	1,96	1,96 AB
2	1,86 abAB	1,64 bB	2,07 aA	1,85 abAB	1,82	1,98 B	2,22	1,8 4B
4	1,35 bC	2,03 aAB	1,82 aB	1,80 aABC	1,86 b	2,51 aA	2,39 a	2,17 abAB
8	1,56 abBC	1,81 abAB	1,87 aAB	1,49 bC	1,94	2,05 B	2,22	1,95 AB
Média	1,62 b	1,80 a	1,87 a	1,71 ab	1,90c	2,12 ab	2,20 a	1,98 bc
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,07 A	2,07 A	2,07 A	2,07 A	2,27	2,27 AB	2,27	2,27 A
profundidade de 5 - 10 cm								
0	1,89	1,89	1,89	1,89 AB	1,40	1,40	1,40	1,40 AB
2	1,71	1,72	2,14	1,76 AB	1,36	1,29	1,50	1,38 AB
4	1,56	1,98	1,67	2,02 A	1,36	1,29	1,45	1,35 AB
8	1,79	1,97	2,15	2,07 A	1,35 b	1,29 b	1,61 a	1,27 bB
Média	1,74	1,89	1,96	1,94	1,37 ab	1,32 b	1,49 a	1,35 b
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,57	1,57	1,57	1,57 B	1,47	1,47	1,47	1,47 A
profundidade de 10 - 20 cm								
0	1,65	1,65	1,65	1,65 AB	1,28	1,28	1,28 C	1,28
2	1,27 b	1,36 ab	1,66 a	1,65 aAB	1,15 b	1,27 ab	1,35 aBC	1,34 a
4	1,43 b	1,66 ab	1,67 ab	1,82 aA	1,28	1,30	1,43 AB	1,34
8	1,38	1,63	1,75	1,41 B	1,30 b	1,32 b	1,51 aA	1,29 b
Média	1,43 b	1,57 ab	1,68 a	1,63 a	1,25 b	1,29 b	1,39 a	1,31 ab
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns
Calcário	1,66	1,66	1,66	1,66 AB	1,30	1,30	1,30 BC	1,30
profundidade de 20 - 40 cm								
0	1,73	1,73	1,73	1,73	1,36	1,36	1,36 B	1,36 B
2	1,71 ab	1,58 b	1,82 ab	1,93 a	1,36 ab	1,32 b	1,54 aA	1,36 abB
4	1,76	1,76	1,67	1,76	1,43b	1,35b	1,39 bB	1,63 aA
8	1,70	1,72	1,78	1,85	1,37	1,40	1,43 AB	1,45 AB
Média	1,72	1,70	1,75	1,82	1,38	1,36	1,43	1,45
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,86	1,86	1,86	1,86	1,43	1,43	1,43 AB	1,43 AB

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Observando-se o comportamento dos dois lodos de esgoto utilizados, LC e LB, verifica-se os maiores valores médios de DMP pela aplicação de LB, aos 4 meses da reaplicação, até 20 cm de profundidade, também foi superior na camada de 0-5 cm aos 25 meses. Filizola et al. (2006) trabalhando com aplicações sucessivas de lodos de esgoto da ETE de Franca e da ETE de Barueri, num total de 3 aplicações, observaram em todos os tratamentos com lodo que houve diminuição do DMP em relação a testemunha, indicando um efeito negativo sobre a estrutura do solo. No entanto, a literatura cita inúmeros pesquisadores que obtiveram efeitos positivos da aplicação de lodo de esgoto sobre a agregação e estrutura do solo, como Jorge et al. (1991), Marciano et al. (2001), Melo et al. (2001, 2004), Souza et al. (2005), Corrêa (2005), Macedo et al. (2006).

Os lodos de esgoto são considerados condicionadores do solo por proporcionarem maior estabilidade dos agregados, retenção de água, porosidade e aeração além de diminuição da densidade, por meio da adição de matéria orgânica ao solo (JORGE et al., 1991; MELO e MARQUES, 2000; MELO et al., 2004).

Os maiores valores médios de DMP foram obtidos com a aplicação do resíduo alcalino Lcal, até 20 cm de profundidade, nas duas amostragens (Tabela 36). Observando-se as amostragens realizadas aos 4 e 25 meses da aplicação, nos primeiros 5 cm de profundidade o DMP passou de 1,87 para 2,20 mm. Na camada de 20-40 cm este somente apresentou valor médio menor de DMP em relação ao proporcionado pela escória. A aplicação do resíduo industrial Lcal promove o incremento do DMP (Figura 38), com comportamento linear crescente na camada de 10-20 cm, como observado aos 25 meses da aplicação deste. Na camada de 20-40 cm, nas duas amostragens, mesmo não diferindo estatisticamente dos resíduos LC, LB e Lcal, a aplicação de escória proporcionou o maior valor médio de DMP.

O resíduo Lcal, devido ao baixo custo de aquisição, tem sido utilizado por agricultores próximos a indústrias de celulose, como corretivo da acidez do solo, pois possuem a capacidade de elevar o pH em função da presença de hidróxido, no entanto, apresenta o sódio em sua constituição, na forma de NaOH. Segundo Albuquerque et al. (2002), a aplicação deste resíduo pode acarretar problemas de dispersão da argila, e como consequência a diminuição da estabilidade dos agregados, além de causar desbalanço de nutrientes no solo, comprometendo dessa forma, algumas propriedades físicas e químicas.

Os resultados obtidos demonstram não haver efeito negativo pela aplicação de Lcal no solo devido a presença de Na em sua constituição. No entanto, por este ser considerado um agente dispersante era de se esperar um efeito negativo sobre a estabilidade dos agregados determinada pelo DMP. Albuquerque et al. (2002) trabalhando com este mesmo tipo de resíduo alcalino também não observou efeito negativo da aplicação deste sobre o DMP como parâmetro de estabilidade dos agregados. Com base em pesquisas, este cita que a adição de resíduo alcalino favorece a dispersão da argila pelo aumento do teor de Na, do pH e pela neutralização do Al trocável, no entanto, a elevação da concentração eletrolítica e a adição de Ca e Mg podem amenizar o efeito dispersante.

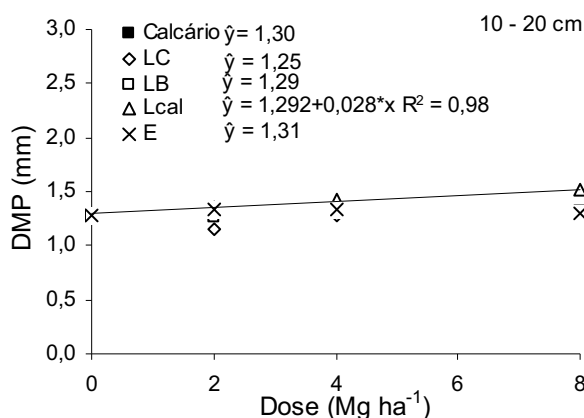


Figura 38. Diâmetro Médio Ponderado (DMP), 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Segundo Silva e Mielniczuk (1997), as raízes, apesar de representarem uma pequena fração dos constituintes orgânicos do solo, exercem grande influência na formação e estabilidade dos agregados do solo.

Berton et al. (2004) cita que a estabilidade da estrutura varia com as características intrínsecas do solo e com os sistemas de manejo e cultivo. O DMP dos agregados é um dos índices que indica a estabilidade da estrutura frente à ação de degradação da água, podendo indicar o grau de susceptibilidade do solo a erosão hídrica. No entanto, segundo ele, um agregado com elevado DMP nem sempre apresenta adequada distribuição de tamanho de poros no seu interior, o que implica na qualidade estrutural.

O DMP é um índice que traduz a estabilidade dos agregados (Dufranc et al., 2004). Segundo Kiehl (1979) não se conhecem números absolutos para interpretar, através dos resultados da análise de agregados, quando um solo pode ser considerado de boas ou más propriedades físicas. De maneira geral, aceita-se como sendo de baixa estabilidade, os solos com índice de agregação (DMP) abaixo de 0,5 mm. Considerando este valor de DMP proposto por Kiehl (1979), pode-se inferir que os valores de DMP proporcionados pela aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal, E e, também, pelo calcário no SPD representam efeito positivo sobre a qualidade estrutural do solo com o passar dos anos.

#### **4.3.1.2 Índice de estabilidade de agregados (IEA)**

Assim como para o diâmetro médio ponderado (DMP), o índice de estabilidade de agregados (IEA) foi determinado a partir da obtenção da distribuição dos agregados por classe de tamanho, por tamisamento a seco.

A análise de variância presente na Tabela 37 expressa os resultados estatísticos referentes ao IEA dos agregados em um solo sob SPD decorrente da aplicação de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário, na superfície, obtidos mediante amostragem fracionada do perfil do solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, aos 4 e 25 meses da reaplicação dos tratamentos. Conforme os resultados houve efeito significativo para interação entre dose e resíduos para o IEA dos agregados somente na camada de 0-5 cm, na amostragem realizada após 4 meses da aplicação da escória. Podem-se observar efeitos significativos para a variável IEA entre os resíduos e quando da comparação destes com a calagem nas duas épocas de amostragem e em todo o perfil, exceto na camada de 5-10 cm de profundidade aos 25 meses.

Seguindo o comportamento observado para DMP, observou-se comportamento semelhante para IEA, visto que ambos foram obtidos a partir da mesma determinação. Os maiores valores médios de IEA foram obtidos nos primeiro 5 cm de profundidade (Tabela 38), proporcionando a maior estabilidade de agregados na camada superficial, o que segundo a literatura, é característico de sistemas conservacionistas como o SPD. Da primeira para a segunda amostragem, 4 e 25 meses da reaplicação dos tratamentos, os valores de IEA na camada de 0-5 cm foram pouco modificados, com valores médios variando de 85 para 87%, de 87 para 90%, de 88 para 91%, de 85 para 88%, da primeira para a

segunda amostragem, respectivamente para os resíduos LC, LB, Lcal e E, enquanto para a calagem o valor médio foi de 91% nas duas amostragens. A partir desta camada até os 40 cm de profundidade o IEA apresentou uma gradual diminuição no perfil e da primeira para a segunda amostragem.

Como pode ser visualizado na Figura 39, somente foi observado efeito significativo para dose quando aplicado o resíduo escória na camada de 0-5 cm de profundidade, na amostragem realizada aos 4 meses apresentou comportamento linear decrescente em função do aumento das doses.

Tabela 37. Resumo da análise de variância para Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP. (2005-2007).

Causa de Variação	Índice de estabilidade de agregados (IEA)							
	Meses após a aplicação							
	4		25		4		25	
	0 – 5 cm		5 – 10 cm		10 – 20 cm		20 – 40 cm	
	mm							
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	*	*	ns	ns	**	*	ns
Dose (D)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
R X D	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Bloco	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
CV (%)	4	5	5	5	7	4	4	5
DMS	2,49	3,32	3,13	2,70	3,95	2,39	2,02	2,72
LC <sup>(2)</sup>	**	ns	ns	ns	*	ns	ns	*
CV	4	7	5	5	6	4	4	4
DMS	5,58	9,61	5,74	6,51	6,98	4,45	5,13	4,42
LB <sup>(2)</sup>	*	*	ns	ns	*	ns	*	ns
CV	4	5	7	4	6	5	4	6
DMS	5,71	6,67	8,75	5,08	7,31	5,67	4,84	5,59
Lcal <sup>(2)</sup>	*	*	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV	2	5	6	3	7	5	3	6
DMS	2,93	6,23	7,25	3,82	8,36	6,13	4,00	6,68
E <sup>(2)</sup>	*	ns	*	ns	ns	ns	*	*
CV	4	4	4	5	8	4	3	4
DMS	5,35	5,63	5,39	5,72	10,18	4,99	3,86	4,90

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

Tabela 38. Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), em diferentes profundidades, 4 e 25 meses após a reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP. (2005-2007).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Índice de estabilidade de agregados (IEA)							
	4 meses após a aplicação				25 meses após a aplicação			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- mm -----								
profundidade de 0 - 5 cm								
0	86 AB	86 AB	86 B	86 AB	87	87 B	87 B	87
2	89 aAB	84 bB	90 aA	88 abA	86	88 AB	91 AB	86
4	77 bC	91 aA	87 aB	86 aAB	87 b	95 aA	94 aA	91 ab
8	84 abBC	87 aAB	88 aAB	81 bB	88	89 AB	92 AB	89
Média	85 b	87 ab	88 a	85 ab	87 b	90 ab	91 a	88 ab
Regressão	ns	ns	ns	L*	ns	ns	ns	ns
Calcário	91 A	91 A	91 A	91 A	91	91 AB	91 AB	91
profundidade de 5 - 10 cm								
0	85	85	85	85 AB	83	83	83	83
2	84 ab	82 b	89 a	81 bB	79	79	83	81
4	81	85	83	87 A	81	80	82	79
8	84	88	88	87 A	79	81	84	80
Média	83	85	86	85	80	80	83	80
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	82	82	82	82 AB	82	82	82	82
profundidade de 10 - 20 cm								
0	83 AB	83 AB	83	83	79	79	79 AB	79
2	77 B	78 B	82	84	77	79	76 B	80
4	81 AB	80 AB	85	88	79	80	81 AB	79
8	80 AB	82 AB	86	79	80 ab	80 ab	84 aA	77 b
Média	80 b	81 ab	84 a	84 a	80	79	80	79
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	85 A	85 A	85	85	79	79	79 AB	79
profundidade de 20 - 40 cm								
0	82	82 A	82	82 AB	79 AB	79	79	79 B
2	82 a	77 bB	83 a	84 aA	76 B	78	80	78 B
4	80	81 AB	82	80 B	82 A	81	80	85 A
8	81	81 AB	82	82 AB	79 AB	80	81	82 AB
Média	81	80	82	82	79	79	80	81
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	82	82 A	82	82 AB	79 AB	79	79	79 B

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

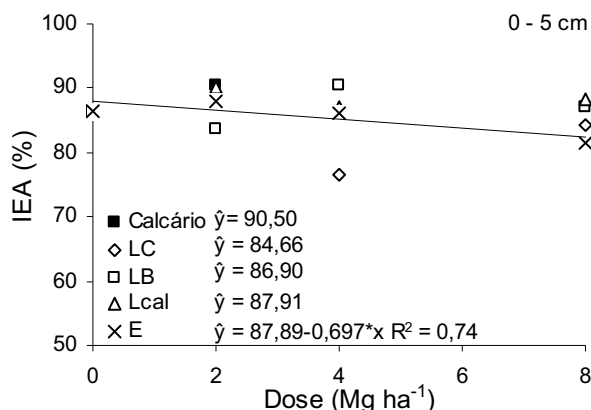


Figura 39. Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), 4 meses após a reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2005-2007).

Além dos processos já citados que ocorrem no solo para que ocorra a agregação das partículas, dentre eles, o teor de matéria orgânica presente no solo, os microorganismos, o pH, além dos cátions presentes, deve-se destacar que a cobertura vegetal também exerce grande influência sobre a agregação do solo.

Estudos indicam que as gramíneas proporcionam efeitos benéficos na agregação do solo, merecendo destaque para as rotações de culturas efetuadas no sistema plantio direto, que além de proteger o solo do impacto direto das gotas da chuva, proporcionam redução da desagregação e do transporte de partículas de solo.

Siqueira (2002) cita em sua revisão que o IEA e o DMP aumentam do preparo convencional para a escarificação e deste para o sistema plantio direto. Nos sistemas com maior mobilização do solo ocorrem menor agregação e estabilidade de agregados do solo, em contrapartida, no SPD, decorrente do aumento do tempo de cultivo, há acréscimo nos valores de agregação e estabilidade de agregados. Cita ainda, que a maior agregação do solo pode ser conseguida com a manutenção da palha das culturas sobre a superfície, em relação a sua incorporação ou eliminação. Aponta também, que o aumento da agregação pode ser conseguido por meio da rotação de culturas, utilizando adubos verdes.

Segundo Basso e Reinert (1998), as plantas de cobertura do solo levam a uma variação temporal da estabilidade estrutural de agregados no inverno e aumentam a estabilidade estrutural do solo no verão, na cultura do milho sob SPD. Assim, verifica-se que as seqüências das culturas influenciam na agregação do solo diferencialmente, dependendo da

época do ano e da cobertura vegetal. Neste sentido, Campos et al. (1999) trabalhando com plantas de cobertura de inverno e manejos de solo, constataram que a aveia preta proporcionou maiores valores de estabilidade estrutural durante o ciclo das culturas de inverno, o que é atribuído ao sistema radicular das gramíneas criando assim ambiente favorável a agregação, cobertura do solo, fornecimento de material orgânico e conservação da umidade favorável a ação dos microrganismos, enquanto o tremoço azul proporcionou maiores valores durante o ciclo do milho.

Wohlenberg et al. (2004) observaram a ação direta das culturas na formação e estabilização dos agregados, apresentando maior estabilidade nos sistemas de cultivo que aportam boas quantidades de material orgânico e que cubram o solo durante todo o ano, e demonstraram que as seqüências de culturas com sucessão de gramíneas com leguminosas apresentam maior agregação, além destas influenciarem diferenciadamente na agregação do solo, dependendo da época do ano e tempo de estabelecimento dos sistemas de culturas.

Segundo Kiehl (1979), a estabilidade e a distribuição relativa de tamanho de agregados e de poros do solo são variáveis que servem para avaliar indiretamente a qualidade de sua estrutura. Pois sabe-se que a estrutura exerce papel fundamental na retenção, infiltração e armazenamento de água, na permeabilidade e erodibilidade do solo e na erosão hídrica. Em geral, um solo com estrutura de boa qualidade apresenta boa capacidade de retenção, infiltração, permeabilidade e armazenamento de água no seu interior, o que, como um todo, irá refletir em menor erodibilidade do solo.

#### **4.3.2 Porosidade do solo**

O uso intensivo do solo tem causado a deterioração de suas propriedades físicas, em decorrência da erosão e da degradação da estrutura do solo, ocasionado principalmente por modificações na densidade e na porosidade do solo, que podem variar consideravelmente, dependendo da textura, do teor de matéria orgânica do solo e da frequência de cultivos (ARAUJO et al., 2004). Dessa forma, diferentes sistemas de manejo resultam em mudanças na composição e arranjo dos constituintes do solo, que em alguns casos podem prejudicar a conservação do solo e reduzir a produtividade das culturas.

No SPD em função do não revolvimento do solo ocorre o adensamento da camada superior do perfil do solo, tornando-a mais compactada, com maior densidade e maior resistência a penetração das raízes (SIQUEIRA, 2002), decorrente em grande parte da diminuição do volume de macroporos na camada superficial (STONE e SILVEIRA, 1999, BERTOL et al., 2001), quando comparado ao sistema convencional de cultivo onde há grande mobilização do solo.

Na agricultura, a porosidade regula as relações entre as fases sólida, líquida e gasosa do solo. Neste sentido, é imprescindível o conhecimento da distribuição do tamanho de poros no solo, proporção de macro e microporos, pois estes condicionam o comportamento físico-hídrico do solo (KLEIN e LIBARDI, 2002). A presença de uma rede ideal de poros, com ampla variação de diâmetros, é um fator-chave na fertilidade do solo que influi na produtividade das culturas (REZENDE, 1997). Sua importância se deve ao armazenamento e movimento de água e ar do solo, no desenvolvimento do sistema radicular das plantas, no fluxo e retenção de calor e na tenacidade oferecida as máquinas agrícolas utilizadas para o preparo do solo (KIEHL, 1979).

Objetivando avaliar o comportamento da porosidade de um solo manejado sob SPD a mais de 5 anos, decorrente da aplicação em superfície dos resíduos LC, LB, Lcal, E e também do calcário, em 2002 (CORRÊA, 2005) e em 2005 (reaplicação dos tratamentos), coletou-se amostras indeformadas, obtidas com anel volumétrico, e determinou-se a porosidade pelo método da mesa de tensão com potencial de 0,006 MPa, obtendo assim, a macroporosidade, microporosidade e porosidade total. Para tal, a amostragem foi realizada aos 25 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário, portanto, após a colheita da soja cultivada na safra de 2006/2007, mediante fracionamento do perfil do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Lembrando que no período compreendido entre a reaplicação e a amostragem foram conduzidas duas safras com a cultura da soja, intercaladas com adubação verde de inverno com aveia preta.

#### **4.3.2.1 Macroporosidade do solo**

De acordo com os resultados obtidos, pode-se observar nas Tabelas 39 e 40 que a macroporosidade do solo em SPD não foi alterada significativamente pela aplicação de doses crescentes dos lodos de esgoto, LC da ETE de São Jose dos Campos, SP e LB da

ETE de Barueri, SP, nem pelos resíduos industriais, lama cal (Lcal) e escória (E), o que também foi observado com relação à comparação entre estes e a calagem.

Segundo Bertol (1989), os macroporos são os primeiros e os mais afetados pelo processo de compactação do solo. Segundo este, verificou o aumento da densidade do solo cultivado, ocasionando a redução da macroporosidade, quando comparado à condição natural.

Nos macroporos a água drena e o ar se move livremente, é referida também como a porosidade de aeração, porque é a porosidade encontrada no solo na capacidade de campo, isto é, depois do solo ter sido saturado com água, e ter ocorrido a percolação da maior parte da água gravitacional, momento em que o ar passa a ocupar os poros não capilares ou macroporos. (KIEHL, 1979).

Para Kiehl (1979), um solo ideal para a produção agrícola, com um desenvolvimento radicular satisfatório, deve apresentar  $0,50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  de porosidade total, o que equivale a 50% do espaço poroso, sendo 1/3 de macroporos e 2/3 de microporos. Erickson (1982) citado por Klein e Libardi (2002), cita que para a maioria das culturas deve-se ter um volume mínimo de espaço poroso livre de água, os macroporos, em torno de  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . No entanto, citam que esses valores servem apenas como referência, pois a taxa de difusão gasosa no solo depende da profundidade e da densidade do sistema radicular, da temperatura do solo, da tortuosidade do espaço poroso, dentre outros.

Diante dos resultados obtidos, como apresentado nas Tabelas 39 e 40, mesmo não havendo efeito significativo sobre a macroporosidade do solo aos 25 meses da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, estes proporcionaram aumentos no volume dos macroporos até 10 cm de profundidade, quando comparados a testemunha, exceto no tratamento com  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  de escória na camada de 5-10 cm que manteve o mesmo valores apresentado pela testemunha, que nesta camada foi de  $0,018 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . No entanto, também foram observados ao longo do perfil, mas em menores proporções.

Na camada superficial, a aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, considerando as doses de 2, 4 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , proporcionaram incrementos de macroporos de  $0,035 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  (testemunha) para 0,070, 0,048, 0,042 e  $0,043 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ , respectivamente.

Com relação aos resíduos avaliados, os lodos de esgoto LC e LB proporcionaram os maiores valores de macroporos no solo, o que pode ser atribuído à adição

Tabela 39. Resumo da análise de variância para macro, micro e porosidade total, e densidade do solo, 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP.

Causa de Variação	Macro	Micro	PT	DS	Macro	Micro	PT	DS
	----- $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ -----				-- $\text{kg dm}^{-3}$ --			
	Profundidade 0 – 5 cm				Profundidade 5 – 10 cm			
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	ns	*	*	ns	ns	**	ns	ns
R X D	ns	ns	*	*	ns	ns	*	ns
Bloco	**	**	*	ns	**	**	**	**
C.V.	69	12	10	6	71	8	8	4
DMS	0,023	0,032	0,030	0,13	0,012	0,018	0,019	0,048
LC <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV	48	11	10	6	52	6	6	5
DMS	0,044	0,062	0,066	0,135	0,021	0,029	0,032	0,115
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	8	ns	ns	*	*	ns
CV	97	13	11	5	54	8	7	3
DMS	0,067	0,072	0,065	0,106	0,021	0,039	0,039	0,078
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	63	13	9	5	93	8	9	4
DMS	0,040	0,069	0,054	0,104	0,038	0,041	0,048	0,093
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns
CV	48	12	9	5	51	7	8	4
DMS	0,031	0,037	0,058	0,113	0,017	0,036	0,044	0,092
	Profundidade 10 – 20 cm				Profundidade 20 – 40 cm			
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	ns	**	**	ns	ns	**	*	ns
R X D	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
Bloco	**	**	ns	ns	**	**	**	ns
C.V.	66	11	10	4	68	10	10	6
DMS	0,012	0,05	0,05	0,09	0,013	0,024	0,027	0,067
LC <sup>(2)</sup>	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV	56	8	9	5	66	10	11	9
DMS	0,024	0,041	0,047	0,110	0,027	0,050	0,058	0,207
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	*	*	ns	*	ns	ns
CV	84	13	11	5	54	9	10	6
DMS	0,038	0,064	0,061	0,119	0,024	0,047	0,053	0,146
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	70	11	12	5	59	11	11	8
DMS	0,029	0,058	0,065	0,118	0,022	0,060	0,061	0,179
E <sup>(2)</sup>	ns	*	*	ns	ns	*	ns	ns
CV	70	10	10	4	91	9	11	6
DMS	0,029	0,049	0,053	0,095	0,037	0,043	0,060	0,147

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

Tabela 40. Macro e microporosidade do solo ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), em diferentes profundidades, 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Macroporosidade				Microporosidade			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ -----				----- $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ -----			
	Profundidade 0 - 5 cm							
0	0,035	0,035	0,035	0,035	0,390	0,390 A	0,390	0,390
2	0,068	0,035	0,035	0,035	0,343	0,338 AB	0,350	0,353
4	0,078	0,045	0,050	0,053	0,373	0,318 B	0,345	0,353
8	0,065	0,063	0,040	0,040	0,348	0,353 AB	0,340	0,375
Média	0,061	0,044	0,040	0,041	0,363	0,349	0,356	0,368
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	Q*	ns	ns
Calcário	0,048	0,048	0,048	0,048	0,353	0,353 AB	0,353	0,353
	Profundidade 5 - 10 cm							
0	0,018	0,018	0,018	0,018	0,353 A	0,353 A	0,353	0,353 A
2	0,025	0,020	0,020	0,023	0,320 B	0,333 AB	0,333	0,325 AB
4	0,033	0,025	0,043	0,025	0,325 AB	0,303 B	0,333	0,305 B
8	0,028	0,038	0,025	0,018	0,318 B	0,338 AB	0,315	0,318 AB
Média	0,026	0,025	0,026	0,021	0,329	0,331	0,333	0,325
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	Q*	L*	Q*
Calcário	0,028	0,028	0,028	0,028	0,320 B	0,320 AB	0,320	0,320 AB
	Profundidade 10 - 20 cm							
0	0,023	0,023	0,023	0,023	0,370 A	0,370 A	0,370	0,370 A
2	0,030	0,020	0,025	0,025	0,310 B	0,300 B	0,350	0,325 AB
4	0,030	0,045	0,023	0,033	0,325 abB	0,290 bB	0,345 a	0,308 abB
8	0,020	0,025	0,028	0,018	0,320 B	0,328 AB	0,313	0,308 B
Média	0,026	0,028	0,024	0,024	0,331	0,322	0,344	0,328
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	Q**	L*	L*
Calcário	0,035	0,035	0,035	0,035	0,325 B	0,325 AB	0,325	0,325 AB
	Profundidade 20 - 40 cm							
0	0,025	0,025	0,025	0,025	0,360	0,360 A	0,360	0,360 A
2	0,033	0,028	0,018	0,020	0,313	0,310 B	0,353	0,313 B
4	0,028	0,028	0,025	0,038	0,320	0,310 B	0,348	0,308 B
8	0,020	0,040	0,030	0,025	0,320	0,338 AB	0,335	0,323 AB
Média	0,026	0,030	0,024	0,027	0,328	0,329	0,349	0,326
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	Q*	ns	Q*
Calcário	0,025	0,025	0,025	0,025	0,343	0,343 AB	0,343	0,343 AB

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*=  $P < 0,05$  e \*\*=  $P < 0,01$ ; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

de material orgânico por estes, pois apresentam em sua constituição 26 e 50% de MO, respectivamente. Onde nos primeiros 10 cm os maiores valores de macroporos no solo foram proporcionados pelo lodo de esgoto LC, e desta até 40 cm foi no tratamento LB.

Melo et al. (2004) observou aumento da macroporosidade do solo até 10 cm de profundidade a partir da dose de 47,5 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto no Latossolo Vermelho distrófico e de 50,0 Mg ha<sup>-1</sup> no Latossolo Vermelho eutroférico argiloso.

Constatou-se pelos resultados obtidos que todos os tratamentos apresentaram macroporosidade inferior ao valor mínimo de 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, considerado como ideal por pesquisadores. No entanto, pode-se observar nos primeiros 5 cm de profundidade que tanto a aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, nas doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, como a calagem na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionaram o aumento da macroporosidade do solo, mesmo não ultrapassando este volume mínimo. Resultados que demonstram haver efeitos positivos sobre a macroporosidade decorrente da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E em cobertura no SPD.

Com relação à calagem, tomando-se por base os valores de macroporos obtidos no tratamento testemunha, que foi de 0,035 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> na camada superficial, de 0,018, 0,023 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> nas camadas subseqüentes, de 5-10, 10-20 cm, mesmo não sendo significativamente diferentes, pode-se observar o efeito positivo da aplicação de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário sobre a melhoria da macroporosidade do solo até 20 cm de profundidade, tendo seus valores aumentados para 0,048, 0,028 e 0,035 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, respectivamente, enquanto na camada de 20-40 cm o valor obtido nos dois tratamentos foi de 0,025 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>.

Em todo o perfil avaliado, os valores de macroporosidade observados em todos os tratamentos estiveram abaixo do que preconiza Erickson (1982), onde afirma ser necessário, no mínimo 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> de macroporos para o desenvolvimento da maioria das culturas. Valores estes que indicam possíveis problemas de infiltração de água, circulação de oxigênio e, conseqüentemente, o desenvolvimento das raízes das culturas (KLEIN e LIBARDI, 2002; BERTOL et al., 2004). Enquanto Hillel (1970) citado por Klein e Libardi (2002), afirma que para o bom desenvolvimento das plantas, há necessidade de no mínimo entre 0,06 e 0,20 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> de macroporos, dependendo do tipo de solo.

Como é sabido, o uso e o manejo do solo alteram a densidade do solo, e conseqüentemente a porosidade total e os macroporos. Diante disso, Tormena et al. (1998) estudaram as alterações ocorridas na porosidade de aeração (macroporos) no SPD, onde observaram que ao longo do tempo, mesmo sem mobilizar o solo, houve aumento da porosidade total e de macroporos, que segundo eles, foi devido à ação do sistema radicular da

aveia preta como adubação verde. Enquanto outros pesquisadores, como Stone e Silveira (1999) e Bertol et al. (2001) observaram que no SPD em função do não revolvimento do solo promove a compactação e a diminuição do volume de macroporos na camada superficial. Araújo et al (2004) trabalhando com um Latossolo Vermelho distrófico observaram em uma área cultivada maiores valores de densidade do solo e menores valores de porosidade total e macroporosidade do solo comparado com o solo sob mata nativa, com o SPD apresentando valores intermediários.

Com relação à macroporosidade do solo, esta apresenta baixos valores em todo o perfil, os quais, segundo pesquisadores, podem acarretar em problemas quanto à limitação do desenvolvimento radicular das culturas, cujos valores indicam uma provável compactação do solo na área experimental. No entanto, este possível efeito negativo sobre o desenvolvimento das plantas, que poderia acarretar em menor produção de grãos, como no caso, a cultura da soja, não foi observado no decorrer do experimento, o que pode ser atribuído ao manejo da área experimental, por estar sendo conduzida em SPD a mais de 5 anos.

#### **4.3.2.2 Microporosidade do solo**

O resultado da análise de variância referente à microporosidade do solo, apresentado na Tabela 39, aponta para efeitos significativos decorrentes da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e também, quanto à comparação destes com a calagem, aos 25 meses de reação destes em um solo sob SPD, em todo o perfil avaliado.

Os microporos são definidos como os poros de armazenamento de água para as plantas, portanto, responsáveis pela retenção de água por capilaridade. Segundo Silva e Kay (1997) citados por Araújo et al. (2004), a microporosidade do solo é fortemente influenciada pela textura, teor de carbono orgânico e muito pouco influenciada pelo aumento da densidade do solo, originada do tráfego de máquinas, implementos, etc.

Em todo o perfil avaliado, ou seja, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, o maior volume de microporos no solo foi observado no tratamento testemunha, sendo, respectivamente, de 0,390, 0,353, 0,370 e 0,360 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, reduzindo em profundidade, como apresentado na Tabela 40, como provável efeito da menor macroporosidade presente nestes tratamentos. Na camada superficial, primeiros 5 cm de profundidade, os valores médios de microporos decorrente da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, considerando as doses

de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, foram de 0,355, 0,336, 0,345 e de 0,360 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, respectivamente, enquanto na camada de 5-10 cm estes valores foram de 0,321, 0,325, 0,327 e de 0,316 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>. Dos 10-20 cm os valores médios de microporos no solo foram de 0,318, 0,306, 0,336, 0,317 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> e de 20-40 cm foram de 0,318, 0,319, 0,345 e 0,315 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, respectivamente, para LC, LB, Lcal e E (sem considerar a dose zero). De posse dos resultados, constata-se que o maior volume de microporos foi obtido no tratamento onde aplicado o resíduo Lcal, exceto na camada de 0-5 cm que foi decorrente da aplicação de escória.

Mediante comparação entre o lodo de esgoto LC e a calagem (Tabela 40), pode-se observar nas camadas de 5-10 e 10-20 cm de profundidade, que o valor de microporos do solo obtido no tratamento testemunha foi significativamente superior ao proporcionado pela calagem (2 Mg ha<sup>-1</sup>) e pelas doses de 2 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC. Considerando o lodo LB, em comparação com o calcário, os maiores valores de microporos do solo foram obtidos no tratamento testemunha, com este sendo superior a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> até 10 cm de profundidade e superior às doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> dos resíduos LB dos 10 até 40 cm de profundidade. No entanto, tanto a testemunha como as doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LB não diferiram da calagem quanto ao valor de microporos em todo o perfil amostrado.

Como pode ser visto na Tabela 40, em todo o perfil avaliado não houve efeito significativo para valor de microporosidade do solo em razão da comparação entre as doses do resíduo Lcal e o calcário.

Considerando a aplicação dos resíduos LB e escória, o maior volume de microporos foi observado no tratamento testemunha, sendo observado em todo o perfil avaliado. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 40, observa-se que em todo o perfil avaliado o maior volume de microporos foi observado no tratamento testemunha, porém, não diferiu do tratamento com calcário, exceto para escória na camada de 0-5 cm que não houve diferença estatística entre as doses de E e o calcário.

A aplicação do resíduo LB promoveu respostas significativas sobre o teor de microporos no solo em todo o perfil avaliado, apresentando comportamento quadrático em todas as camadas, efeito este proporcionado em razão da dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> ter proporcionado os menores teores médios de microporos no solo aos 25 meses da aplicação deste. Este mesmo comportamento foi observado nas camadas de 5-10 e de 20-40 cm quando aplicado o resíduo E, enquanto na camada de 10-20 cm os valores comportaram-se de forma

linear decrescente. Quanto ao resíduo Lcal, pode-se observar efeito significativo nas camadas de 5-10 e 10-20 cm, onde apresentou diminuição da microporosidade do solo de forma linear decrescente, ou seja, o volume de microporos reduziu à medida que a dose de Lcal foi aumentada, fato também observado na camada superficial e na de 20-40 cm de profundidade, porem não foram significativos.

Como apresentado na Figura 40 somente a aplicação das doses de LC não promoveu efeito significativo sobre a microporosidade do solo.

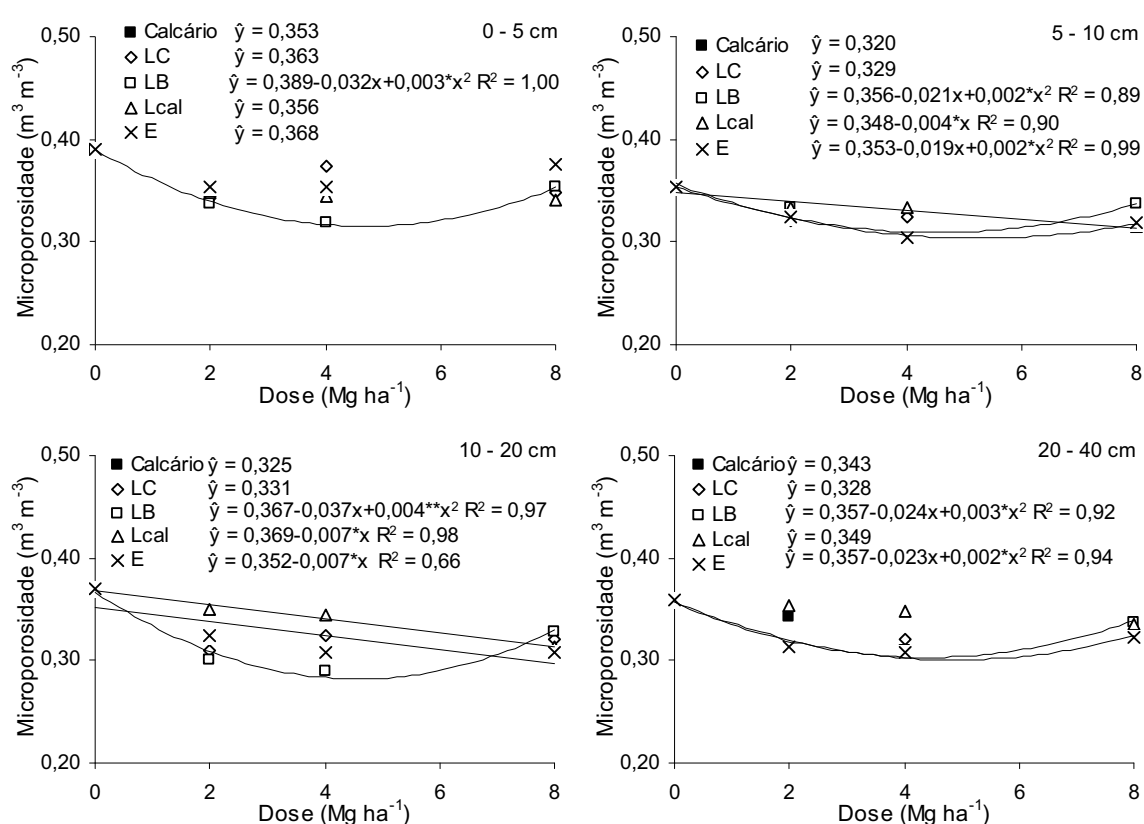


Figura 40. Microporosidade do solo, 25 meses após a reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Oliveira et al. (2004) trabalhando em um Latossolo Vermelho distrófico no Distrito Federal, em situação de Cerrado, SPD e aração com disco, observaram no SPD maior microporosidade nos primeiros 5 cm, o que segundo ele, seria benéfico em termos de retenção de água, portanto maior disponibilidade de água. Segundo os autores, em

comparação ao Cerrado, o solo cultivado sofreu redução da macroporosidade e aumento na microporosidade.

Usando escarificador com o objetivo de descompactar o solo cultivado com cana-de-açúcar, com conseqüente aumento da macroporosidade de um Latossolo Vermelho, Paulino et al. (2004) não tiveram o efeito esperado, houve predominância de microporos em relação aos macroporos, confirmando a compactação da área, pois segundo Borges et al. (1999), a compactação causa incremento da quantidade de poros menores.

Já Resende et al. (1999) dizem que os Latossolos mais intemperizados, com baixa capacidade de armazenamento de água para as plantas, a compactação do solo poderia ser benéfica em termos de retenção de água, pela transformação de parte dos macroporos em microporos. Silva et al. (1986) e Klein e Libardi (2002) também observaram a transformação de macroporos em microporos, no entanto, decorrente da compactação do solo.

Com relação à utilização de lodo de esgoto, Melo et al. (2004) trabalhando com um Latossolo Vermelho distrófico e um Latossolo Vermelho eutroférico argiloso observou que aplicação de até 50,0 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto não alterou a microporosidade do solo nos dois solos. Jorge et al. (1991) também não observaram diferença na microporosidade com a aplicação de 20 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho argiloso.

#### **4.3.2.3 Porosidade total do solo**

A porosidade é a fração volumétrica do solo ocupada com ar e, ou, água, representando o local onde circulam a solução do solo (água e nutrientes) e o ar, sendo, portanto, o espaço em que ocorrem os processos dinâmicos do ar e solução do solo (Hillel, 1970 citado por KLEIN e LIBARDI, 2002). E segundo Kiehl (1979) a porosidade do solo depende principalmente da textura e da estrutura do solo, assim, um solo bem estruturado, ou seja, com boa agregação, sem sombra se dúvida pode apresentar boa porosidade. Visto que, a distribuição do diâmetro dos poros condiciona o seu comportamento físico-hídrico, sendo expresso pela agregação, e índices como DMP e IEA, todos discutidos anteriormente.

Os resultados de porosidade total sofreram interação significativa entre os fatores até a profundidade de 40 cm, como pode ser visto na Tabela 39. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 41, tomando-se por base o tratamento testemunha, observa-

Tabela 41. Porosidade total ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e densidade do solo ( $\text{kg dm}^{-3}$ ), em diferentes profundidades, 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Porosidade total				Densidade			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ -----				----- $\text{kg dm}^{-3}$ -----			
	Profundidade 0 – 5 cm							
0	0,425	0,425 A	0,425	0,425	1,390	1,390	1,390	1,390 AB
2	0,410	0,375 AB	0,388	0,388	1,315 b	1,423 ab	1,483 a	1,463 aA
4	0,450 a	0,360 bB	0,395 ab	0,405 ab	1,310 b	1,448 a	1,453 a	1,400abAB
8	0,413	0,415 AB	0,373	0,418	1,388 ab	1,438 ab	1,475 a	1,348 bB
Média	0,424 a	0,394 b	0,365 b	0,409 ab	1,351 b	1,424 a	1,450 a	1,400 ab
Regressão	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,400	0,400 AB	0,400	0,400	1,443	1,443	1,443	1,443 AB
	Profundidade 5-10 cm							
0	0,370	0,370 A	0,370	0,370	1,535	1,535	1,535 AB	1,535
2	0,345	0,355 AB	0,353	0,348	1,558	1,558	1,545 AB	1,523
4	0,363 ab	0,328 bB	0,375 a	0,330 b	1,558 ab	1,568 ab	1,480 bB	1,595 a
8	0,345 ab	0,375 aA	0,343 ab	0,333 b	1,518	1,525	1,598 A	1,555
Média	0,356	0,357	0,360	0,345	1,542	1,546	1,539	1,552
Regressão	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,348	0,348 AB	0,348	0,348	1,540	1,540	1,540 AB	1,540
	Profundidade 10-20 cm							
0	0,395 A	0,395 A	0,395	0,395 A	1,518	1,518 AB	1,518	1,518
2	0,343abB	0,318 bB	0,375a	0,350abAB	1,518 ab	1,568 aA	1,475 b	1,510 ab
4	0,358 AB	0,335 AB	0,370	0,343 AB	1,533	1,543 AB	1,503	1,460
8	0,338 B	0,355 AB	0,343	0,328 B	1,530	1,573 A	1,505	1,515
Média	0,358	0,351	0,371	0,354	1,524 ab	1,550 a	1,500 b	1,501 b
Regressão	ns	Q*	L*	L*	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,365 AB	0,365 AB	0,365	0,365 AB	1,443	1,443 B	1,443	1,443
	Profundidade 20-40 cm							
0	0,383	0,383	0,383	0,383	1,483	1,483	1,483	1,483
2	0,348	0,338	0,368	0,333	1,545	1,460	1,508	1,498
4	0,345	0,335	0,378	0,348	1,530	1,500	1,510	1,488
8	0,343	0,383	0,365	0,340	1,473	1,508	1,448	1,505
Média	0,354	0,359	0,373	0,351	1,508	1,488	1,487	1,493
Regressão	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,365	0,365	0,365	0,365	1,430	1,430	1,430	1,430

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*=  $P < 0,05$  e \*\*=  $P < 0,01$ ; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

se que a aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E não proporcionaram aumento na porosidade total do solo, e sim, a diminuição desta, embora não tenha sido significativo em todos os casos.

Em todo o perfil avaliado, considerando-se as doses dos resíduos e a calagem, a maior porosidade total do solo, embora não significativa em todos os casos, foi observada no tratamento testemunha, cujos valores foram de 0,425, 0,370, 0,395 e 0,383 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, respectivamente, exceto para a aplicação de 4 Mg ha<sup>-1</sup> do lodo de esgoto LC, que na camada de 0-5 cm de profundidade proporcionou volume de porosidade total do solo de 0,450 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>, ou seja, foi o único tratamento em que a porosidade total foi maior do que na testemunha, porém não significativo.

O tratamento com calcário não apresentou diferença significativa sobre a porosidade total do solo quando comparado à testemunha, bem como, em relação às doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de cada um dos resíduos utilizados.

Considerando o lodo LB, em comparação com o calcário, os maiores valores de microporos do solo foram obtidos no tratamento testemunha, porém não diferiram da calagem quanto ao valor de porosidade total. A porosidade total do solo proporcionada pela aplicação do lodo de esgoto LB apresentou resposta em todas as camadas avaliadas, ambas com comportamento quadrático decrescente, proporcionado pelos menores valores de porosidade obtidos em decorrência da aplicação das doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB.

Como pode ser visto na Tabela 41, em todo o perfil avaliado não houve efeito significativo para valor de porosidade total do solo em razão da comparação entre as doses do resíduo Lcal e o calcário. No entanto, na camada de 10-20 cm de profundidade, a porosidade total do solo reduziu linearmente a medida que se aumentou a dose de Lcal, como pode ser visto na Figura 41.

Mediante a comparação entre o resíduo E e a calagem (Tabela 41), houve efeito significativo para esta somente na camada de 10-20 cm de profundidade, no entanto, o valor de porosidade total do solo obtido no tratamento testemunha mesmo superior não diferiu da calagem. Quanto às doses aplicadas de E, houve efeito significativo entre estas, somente na camada de 10-20 cm, apresentando-se de forma linear decrescente (Figura 41).

Diante dos resultados pode-se inferir que não foi observado o efeito esperado quanto à porosidade total do solo, nem ao menos mediante a aplicação dos lodos de esgoto LB e LC, por meio dos quais estamos adicionando matéria orgânica ao solo, sendo esta de grande importância para a agregação do solo e por conseqüência sua estrutura. Nesse sentido, Marciano et al. (2001) dizem que quando o solo originalmente possui boa estrutura,

podem não ocorrer melhoria nos atributos físicos, mesmo aplicando-se grande quantidade de lodos de esgoto.

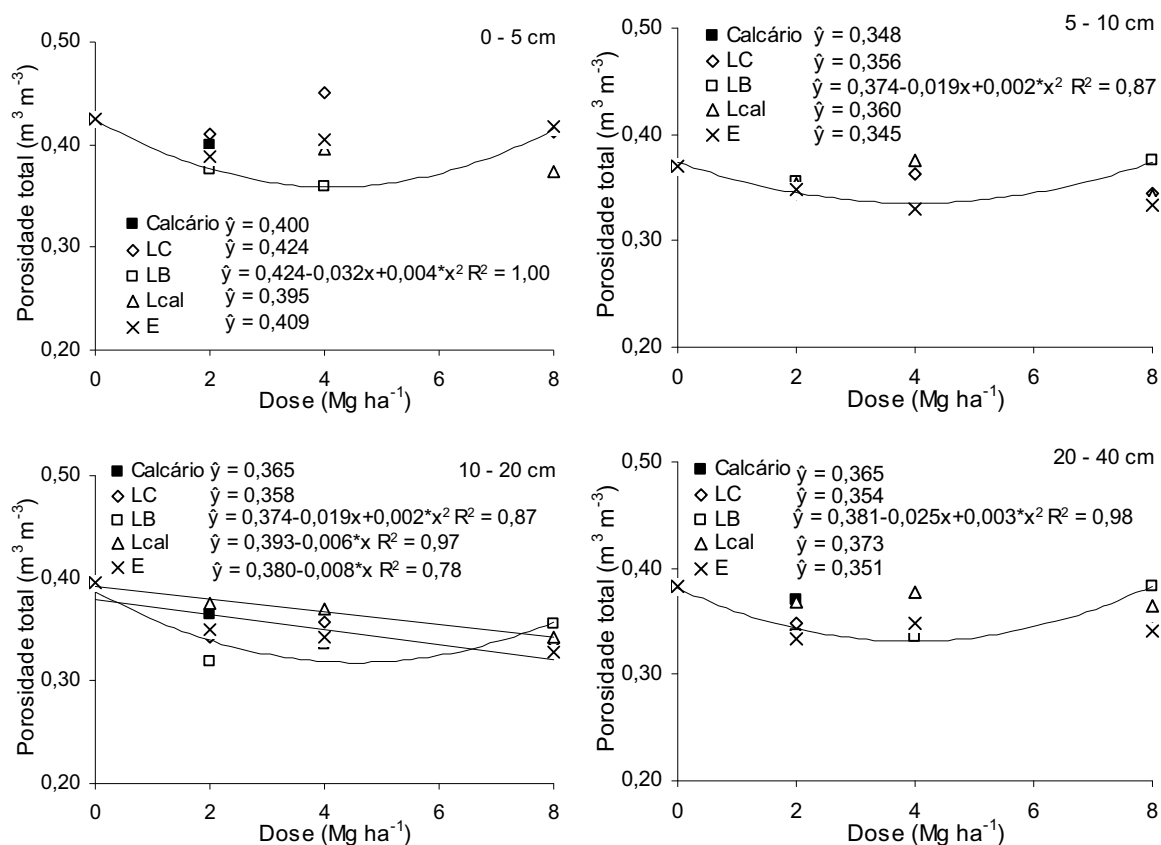


Figura 41. Porosidade total do solo, 25 meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Melo et al. (2004) não encontraram respostas para porosidade total em função da aplicação de até  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto em dois Latossolos, entretanto Navas et al. (1998) obtiveram incremento da porosidade total de  $0,38 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  para  $0,49 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ , quando foram aplicados  $320 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo de esgoto.

Marcolan et al. (2006) observaram em um Argissolo Vermelho sob SPD (4, 8 e 12 anos), onde a menor densidade foi observada nos primeiros 2,5 cm de profundidade, com 8 e 12 anos de SPD teve maior porosidade total na camada superficial, e

com maior proporção de microporos, e concluíram que ao longo do tempo melhorou a qualidade física do solo em profundidade.

Segundo Bertol et al. (2002), o menor volume de macroporos e total de poros, em detrimento do maior volume de microporos na superfície do solo, na semeadura direta, podem proporcionar redução da taxa de infiltração de água neste sistema de manejo em relação ao preparo convencional. Isso indica que no SPD podem ocorrer perdas de água por erosão hídrica, quando submetido a chuvas de grande volume, principalmente se o solo já estiver úmido e, ou, se a cobertura do solo não for suficiente para controlar o escoamento, podendo apresentar também, perdas de solo.

#### **4.3.3 Densidade do solo**

A densidade do solo é definida por Kiehl (1979) como sendo a relação entre a massa e o volume do solo, e segundo ele, é variável para um mesmo solo, alterando-se de acordo com a estrutura. Geralmente a densidade do solo aumenta com a profundidade do perfil, pois as pressões exercidas pelas camadas superiores sobre as subjacentes, em grande parte pelo tráfego de máquinas agrícolas, ocasionando a compactação, e como conseqüência, reduzindo a porosidade. Assim como a movimentação de material fino dos horizontes superiores para os inferiores, por eluviação, também concorre para reduzir os espaços porosos e aumentar a densidade dessas camadas.

A densidade do solo é afetada por cultivos que alteram a estrutura e, por conseqüência, o arranjo e volume de poros. Essas alterações influem em propriedades físico-hídricas importantes, como a porosidade de aeração, a retenção de água no solo, a disponibilidade de água para as plantas e a resistência do solo a penetração das raízes (TORMENA et al., 1998).

Neste sentido, a adoção do SPD torna a camada superior do solo mais compacta com maior densidade e com maior resistência a penetração das raízes, quando comparada ao preparo convencional do solo, ocorrendo o inverso nas camadas inferiores (FALLEIRO et al., 2003; BERTOL et al., 2004; FREITAG, 2004). No entanto, esse aumento de densidade não é considerado limitante para o desenvolvimento radicular das culturas (SIQUEIRA, 2002).

Pesquisadores observaram que no SPD apesar de ter aumentado a densidade do solo na superfície como consequência da redução do volume de macroporos (BERTOL et al., 2001), esta não tem prejudicado a infiltração de água (PETRERE e ANGHINONE, 2001). Segundo Stone e Silveira (1999), a densidade do solo influencia a retenção de água por influenciar na porosidade total e distribuição de poros.

No SPD nem sempre ocorre aumento da densidade do solo, podendo inclusive diminuí-la e aumentar a porosidade e o diâmetro dos agregados com o passar do tempo de cultivo (CAMPOS et al., 1995). Isto se deve em grande parte ao menor revolvimento, que mantém, parcial ou totalmente, os resíduos vegetais na superfície e aporta continuamente matéria orgânica ao solo, a qual é responsável pela manutenção e melhoria das propriedades físicas do solo (CASTRO FILHO et al., 1998), aumentando a estabilidade dos agregados na superfície (COSTA et al., 2003), refletindo em boa qualidade do solo em relação ao preparo convencional e ao campo nativo (D'ANDREA et al., 2002).

O resultado da análise de variância referente à densidade do solo decorrente da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário, aplicados em superfície no SPD (Tabela 39) expressam que em todo o perfil avaliado que não houve efeito significativo sobre a densidade do solo em função do aumento das doses dos resíduos. No entanto, houve efeito da comparação entre resíduo e calcário e também entre resíduos até 20 cm de profundidade.

Verifica-se na Tabela 41 os valores médios de densidade do solo obtidos aos 25 meses da aplicação dos tratamentos, pelo método do anel volumétrico. Constatou-se em todo o perfil avaliado, que os valores médios da densidade do solo não diferiram em decorrência do aumento das doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E. Na camada 0 – 5 cm os valores médios foram de 1,338, 1,436, 1,470 e 1,404 kg dm<sup>-3</sup>, respectivamente, para LC, LB, Lcal e E (sem considerar a dose zero), onde aplicado o calcário a densidade do solo foi de 1,443 kg dm<sup>-3</sup> e no tratamento testemunha a densidade foi de 1,390 kg dm<sup>-3</sup>. De acordo com os resultados, mesmo não havendo diferença significativa, a aplicação dos resíduos LB, Lcal e E proporcionaram valores médios de densidade do solo maiores do que os obtidos no tratamento testemunha,

Observando a densidade do solo ao longo do perfil constatou-se que esta aumentou da camada de 0-5 cm para a de 5-10 cm, alcançando valores de 1,535 kg dm<sup>-3</sup>

no tratamento testemunha, de  $1,540 \text{ kg dm}^{-3}$  onde aplicado calcário, e de 1,545, 1,550, 1,541 e  $1,558 \text{ kg dm}^{-3}$ , respectivamente para LC, LB, Lcal e E, cujos valores diminuíram gradativamente a partir desta camada até 40 cm de profundidade. Fato semelhante foi relatado por Siqueira (2002), onde cita trabalho de Ros et al., (1996) em um Latossolo Vermelho escuro onde observou que o SPD afetou a densidade do solo na profundidade de 7-14 cm, com relação ao tempo de cultivo em SPD, encontrou valores inferiores para 1 ano quando comparado a 6 e a 9 anos de cultivo, que foram semelhantes entre si. Lembrando que na área do experimento o SPD foi iniciado no ano de 2002, portanto, 5 anos de cultivo neste sistema de manejo.

Considerando a calagem, na camada de 0-5 cm, somente houve efeito significativo entre esta e as doses quando aplicado o resíduo E, onde a densidade proporcionada pela dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  foi superior a de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , e na camada de 5-10 cm, somente houve efeito quando aplicado Lcal, onde a densidade proporcionada pela dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  foi superior a de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , sendo que nestas duas camadas a calagem não diferiu das doses dos resíduos E e Lcal. Enquanto na camada de 10-20 cm esse efeito foi observado no tratamento com o lodo de esgoto LB, onde a menor densidade do solo foi observada no tratamento com calcário, que diferiu das doses de 2 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LB. Não havendo diferenças significativas para a densidade do solo na camada de 20-40 cm de profundidade.

Aos 25 meses da reaplicação dos lodos de esgoto LC e LB, os resultados de densidade do solo apresentados na Tabela 41 mostraram que a aplicação de lodo não promoveu alterações significativas sobre este atributo físico, o que contrapõe a maior parte da literatura a cerca do assunto. Visto que os resultados descritos na literatura sobre efeitos da aplicação de resíduos orgânicos no solo (MACEDO et al., 2006), relatam que a adição de MO ao solo promove uma melhoria na sua estrutura e como consequência um redução da densidade. O que também foi constatado por Boeira e Souza (2007), pois verificaram que a aplicação de doses crescentes de dois tipos de lodo de esgoto (de origem urbana ou urbano-industrial) causou diminuição na densidade do solo até a profundidade de 40 cm. Pressupõe-se então, que os menores valores de densidade deveriam ter ocorrido no tratamento com o lodo LB, pois esta possui em sua composição 50% de matéria orgânica, quando comparado ao lodo LC que possui 26%, no entanto, observa-se o contrário, LC

proporcionou a redução da densidade em relação à testemunha, enquanto para LB aumentou, apesar de não significativo nos dois casos.

Normalmente já se espera que no SPD a camada superficial seja mais adensada, que segundo Kochhann (1996) é característica do sistema, mas pode ser atenuada pelo uso de rotação de culturas e uso de culturas com diferentes sistemas radiculares. Neste sentido, Siqueira (1999) observou no SPD que a aveia preta como cultura de inverno reduziu a densidade do solo na camada superficial. Diante disso, pode-se inferir que a cultura da aveia preta utilizada como planta de cobertura no inverno pode ter contribuído para reduzir a densidade do solo nos primeiros 5 cm, o que pode ter mascarado o efeito que era esperado para a redução da densidade do solo pela aplicação dos lodos de esgoto LC e LB.

#### **4.4 Propriedades microbiológicas do solo**

Sistemas conservacionistas de exploração agrícola como o SPD tem como princípio manter e ou aumentar o teor de matéria orgânica no solo, o que tem sido observado por muitos pesquisadores, quando comparado ao manejo convencional. Cujo aumento da matéria orgânica é atribuído à proteção química e física desta, decorrente da manutenção dos resíduos na superfície, alterações da estrutura do solo e pela rotação de culturas, resultando no aumento da fauna e da biomassa microbiana do solo. No SPD, com a permanência dos resíduos na superfície, sua mineralização ocorre de forma gradual, podendo promover o aumento no teor de carbono.

A biomassa microbiana do solo foi definida por Jenkinson e Ladd (1981) como a parte viva da matéria orgânica do solo, sendo composta por fungos, bactérias, microfauna e algas, excluindo-se as raízes e organismos maiores do que  $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ , e contém em média, entre 2 a 5% do carbono orgânico (JENKINSON e LADD, 1981) e de 1 a 5% do nitrogênio total do solo (SMITH e PAUL, 1990), conforme citam pesquisadores como D'Andrea et al. (2002), Cardoso (2004), Souza et al. (2006), dentre outros. É considerada de grande importância por controlar a decomposição e o acúmulo da matéria orgânica, ou transformações envolvendo os nutrientes minerais (TÓTOLA e CHAER, 2002). Conseqüentemente, solos que mantêm alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não

somente de estocar mais nutrientes, mas também de ciclar mais nutrientes através do sistema (STENBERG, 1999).

O funcionamento do ecossistema do solo é governado pela dinâmica da microbiota, cujo componente biológico é responsável pela formação do húmus, ciclagem de nutrientes, estrutura física e por muitas outras funções (BETTIOL et al., 2006). A biomassa microbiana do solo constitui um meio de transformação para todos os materiais orgânicos do solo, e atua como reservatório de nutrientes disponíveis às plantas, com participação fundamental nos ciclos biogeoquímicos de interesse para a produtividade agrícola, sendo a principal responsável pela decomposição de resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo (MOREIRA e MALAVOLTA, 2004). O seu acompanhamento reflete possíveis modificações no solo, podendo ser considerado um bom indicador das alterações resultantes do manejo (MOREIRA e MALAVOLTA, 2004, SOUZA et al., 2006). No entanto, deve-se ter em mente que a biomassa microbiana do solo não é uma estimativa da atividade dos microrganismos, mas da massa microbiana viva total (DE-POLLI e GUERRA, 1997; AQUINO et al., 2005).

Conforme Bettiol et al. (2006) o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo. Neste sentido, a aplicação de resíduos como o lodo de esgoto pode estimular a atividade microbiana do solo devido ao aumento de carbono e nutrientes disponíveis, ou inibir devido à presença de metais pesados e outros elementos poluentes (PONTES, 2002). O estudo da biomassa microbiana e sua atividade no solo têm implicações importantes na agricultura, pois quanto maior a biomassa microbiana no solo, maior será a imobilização temporária de carbono(C), nitrogênio (N) e outros nutrientes e, conseqüentemente, menor perda de nutrientes no sistema solo-planta (ALVAREZ et al., 1995).

Diante do exposto, o resumo do quadro de análise de variância apresentado na Tabela 42 expressa que houve efeito significativo de interação sobre os teores de carbono e nitrogênio microbiano do solo, nas camadas avaliadas, de 0-5 e de 5-10 cm de profundidade, após 11 meses da reaplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, aplicados em superfície no SPD.

Tabela 42. Resumo da análise de variância para valores de Carbono e Nitrogênio microbiano do solo, em diferentes profundidades, após 11 meses da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2006).

Causas da Variação	Carbono Microbiano		Nitrogênio Microbiano	
	Profundidade			
	---- 0 – 5 cm ----	---- 5 – 10 cm ----	---- 0 – 5 cm ----	---- 5 – 10 cm ----
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	**	**	**	**
Dose (D)	**	**	**	**
R X D	**	**	**	**
Bloco	**	*	*	*
CV	25	26	17	13
DMS	7,65	1,34	11,36	6,39
LC <sup>(2)</sup>	**	**	*	**
CV	18	25	23	10
DMS	14,20	2,35	36,62	10,45
LB <sup>(2)</sup>	*	**	**	**
CV	21	36	15	13
DMS	14,84	4,15	19,40	15,37
Lcal <sup>(2)</sup>	**	**	**	**
CV	22	39	10	13
DMS	14,48	3,02	13,47	14,09
E <sup>(2)</sup>	ns	**	**	**
CV	48	27	7	9
DMS	26,90	3,00	9,12	11,32

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

#### 4.4.1 Carbono microbiano do solo

Os resultados permitem observar que houve aumento da população microbiana do solo decorrente da aplicação em superfície dos resíduos e do calcário, sendo demonstrado em razão do incremento dos teores de carbono microbiano do solo.

Os valores de carbono microbiano do solo variaram significativamente com as doses dos resíduos LC e E nas duas camadas avaliadas, de 0-5 e de 5-10 cm de profundidade (Tabela 43), e para LB na camada de 5-10 cm, apresentando comportamento quadrático em todos os casos, como apresentado na Figura 42. Enquanto para aplicação de Lcal não foi observado efeito significativo sobre o carbono microbiano do solo decorrente do aumento de suas doses nas duas camadas avaliadas.

Tabela 43. Valores de Carbono microbiano do solo ( $\text{g kg}^{-1}$ ), em diferentes profundidades, após 11 meses da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2006).

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Carbono Microbiano do Solo			
	Resíduo			
	LC	LB	Lcal	E
----- $\text{g kg}^{-1}$ de solo -----				
Profundidade 0 – 5 cm				
0	34,02 C	34,02 B	34,02 BC	34,02
2	59,27 aAB	36,33 bB	58,20 aA	36,47 b
4	66,20 aA	56,62 abA	27,21 cC	42,79 ab
8	50,55 aB	53,64 aA	44,45 aAB	21,89 b
Média	52,51 a	45,15 ab	40,97 bc	33,79 c
Regressão	Q**	ns	ns	Q*
Calcário	48,68 B	48,68 AB	48,68 A	48,68
Profundidade 5 – 10 cm				
0	1,36 D	1,36 B	1,36 B	1,36 D
2	8,06 abAB	10,18 aA	7,64 abA	8,99 bBC
4	10,11 aA	9,09 aA	5,73 bA	9,16 aB
8	5,99 bBC	12,14 aA	5,77 bA	13,05 aA
Média	6,38 bc	8,20 a	5,13 c	7,64 ab
Regressão	Q**	Q**	ns	Q**
Calcário	4,89 C	4,89 B	4,89 A	4,89 C

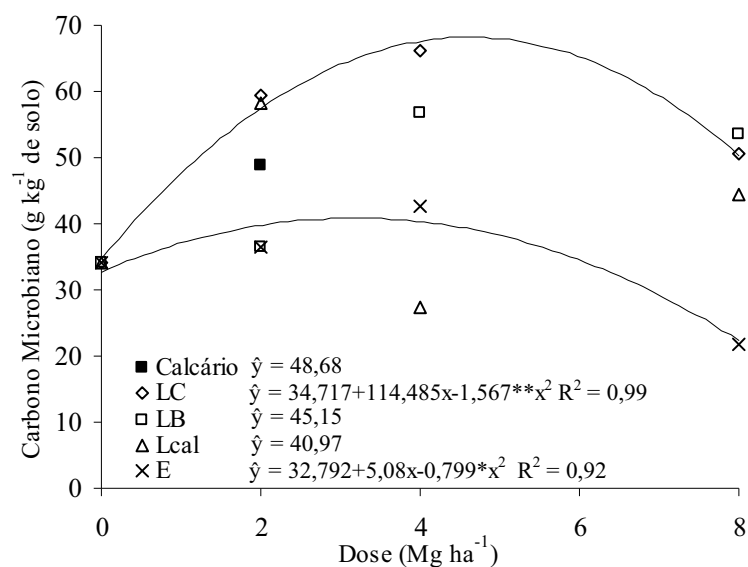
LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem “calado” (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*=  $P < 0,05$  e \*\*=  $P < 0,01$ ; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Na camada de 0-5 cm de profundidade os melhores resultados quanto a carbono microbiano do solo foram proporcionados pela aplicação dos lodos de esgoto, com o lodo LC proporcionando os maiores aumento do C microbiano (Tabela 43). Nesta camada, o valor de carbono microbiano proporcionado pela aplicação de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LC e Lcal foi superior ao da mesma dose de LB e E. Já na dose de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , onde aplicado o lodo LC o valor de C microbiano foi superior a aplicação de E e este a de Lcal, enquanto na dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  o menor teor foi obtido com a aplicação de escória.

Os teores de carbono microbiano obtidos na camada de 5-10 cm demonstram a grande redução da população microbiana em relação à camada acima, concordando com os resultados obtidos por Ferreira et al. (2007). Os resultados apontam para a superioridade do lodo de esgoto LB (Tabela 43). Na camada de 5-10 cm, houve diferença

significativa na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, com destaque para LB que foi superior a E, quando aplicada a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> o menor valor de carbono microbiano foi observado para Lcal, enquanto na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> os resíduos LB e E proporcionaram os melhores resultados.

----- **Profundidade 0 - 5 cm** -----



----- **Profundidade 5 - 10 cm** -----

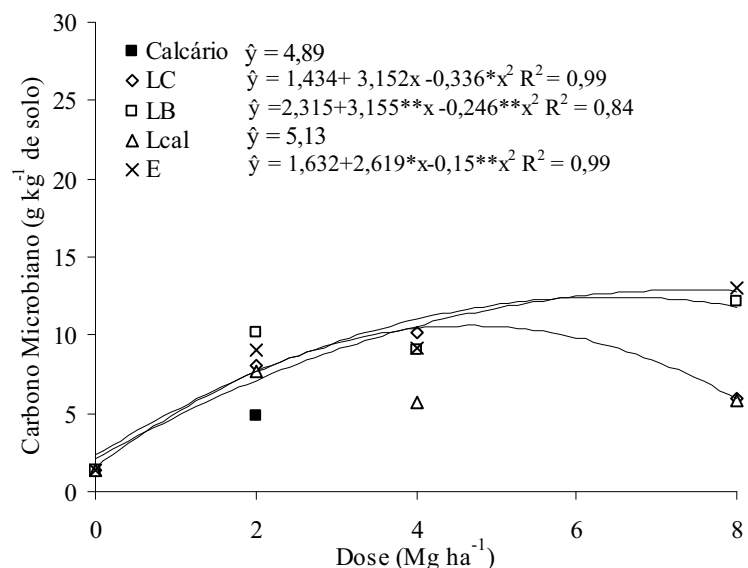


Figura 42. Valores de Carbono Microbiano do solo (g kg<sup>-1</sup>), em diferentes profundidades, após 11 meses da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2006).

A aplicação de calcário favoreceu a população microbiana do solo, como pode ser observado pelos valores de C microbiano, que aumentou nas duas camadas avaliadas (Tabela 43), onde foi maior do que o obtido no tratamento testemunha. Mediante à comparação do calcário com os resíduos LC, LB, Lcal e E, em todos os tratamentos a calagem proporcionou os maiores valores de C microbiano do solo em relação a testemunha, exceto para LB na camada de 0-5 cm, que apesar de ser maior não diferiu e para escória onde não houve diferença significativa para carbono microbiano do solo, este mesmo comportamento foi observado na camada de 5-10 cm, porém nesta, a aplicação de calcário superou a testemunha no tratamento com escória.

Em sua revisão D'Andréa et al. (2002) citam que além da função catalisadora das transformações bioquímicas do solo, a biomassa microbiana representa um compartimento lábil de muitos nutrientes, que são reciclados rapidamente. Segundo estes, o carbono contido na biomassa microbiana é o destino inicial do carbono em transformações no solo e funciona como energia armazenada para processos microbianos e, por apresentar respostas rápidas às alterações no solo, pode ser utilizada como indicador de alterações na matéria orgânica e assim, indicar a qualidade do solo.

Balota et al. (1998) avaliando sistemas de preparo, observaram aumento nos teores de carbono microbiano em área sob SPD em relação a áreas convencionais de plantio, isso com 16 anos de duração, portanto a longo prazo, o que não foi observado em trabalhos com SPD de 2 anos (Mendes et al., 1999 citado por D'ANDRÉA et al. 2002). Neste sentido, Vasconcellos et al. (1999) cita que a biomassa microbiana imobiliza mais carbono quando resíduos vegetais são deixados na superfície, com isso é possível esperar que com o decorrer do tempo de cultivo, áreas sob SPD apresentem aumento nos valor de carbono microbiano, principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade.

Bettiol et al. (2006) trabalhando com lodo de esgoto da ETE de Barueri observaram que os teores de carbono da biomassa microbiana aumentaram com a adição de lodo, onde trabalhando com dose de até 8 vezes a quantidade de N fornecida pela adubação mineral não observaram efeito inibitório. Este efeito deve ter ocorrido porque, provavelmente, a atividade dos metais pesados foi neutralizada pela matéria orgânica existente no lodo. Outros pesquisadores também observaram resultados semelhantes, dentre eles, Carmo (2001), Lorenzi e Lambais (2001) e Lopes (2001).

Entretanto, Fortes Neto (2000) e Pontes (2002), trabalhando com lodo de esgoto da ETE de Barueri, previamente tratado com cal, observaram diminuição dos valores de biomassa microbiana com aplicação de altas doses de lodo. Segundo estes autores, esta queda nos valores da biomassa microbiana pode estar ligada à incorporação de elevadas quantidades de sódio e/ou de metais pesados no solo, nas doses mais altas de lodo, os quais podem afetar os microorganismos, prejudicando sua ação na decomposição dos resíduos. No entanto, o efeito tóxico dos metais sobre os microorganismos, em muitos casos, pode ser minimizado com a presença de matéria orgânica (LAMBALIS e SOUZA, 2000) e minerais de argila, pela formação de quelatos (Eivazi e Tabatai, 1998 citado por BETTIOL et al., 2006).

Trannin et al. (2007) trabalhando com lodo de esgoto gerado por uma indústria de fibras e resinas PET, observaram que a aplicação de doses superiores a  $12 \text{ Mg ha}^{-1}$ , os valores de C e N da biomassa microbiana superaram os obtidos no tratamento com adubação mineral e os da área adjacente, sendo os menores valores observados no controle. Esses aumentos refletem o estímulo à microbiota do solo causado pelo fornecimento de substratos orgânicos e nutrientes e os baixos teores de metais pesados deste resíduo, assim, os resultados obtidos indicam que o lodo de esgoto não apresentou efeito adverso e estimulou o crescimento e a atividade microbiana. De fato, Trannin et al. (2005) quando fizeram a avaliação agrônômica desse lodo industrial aplicado por dois anos consecutivos observaram melhoria na fertilidade do solo, no estado nutricional e na produtividade do milho e, mesmo na maior dose, não causou toxicidade à cultura.

Por sua vez, Valsecchi et al. (1995) citados por Trannin et al. (2007), observaram que a aplicação de lodos de esgoto ricos em metais pesados teve efeito adverso sobre a comunidade microbiana de 16 solos, provocando aumento do quociente metabólico (razão entre o  $\text{C-CO}_2$  da respiração basal e o C da biomassa microbiana) e acúmulo de C orgânico, pela diminuição da eficiência microbiana na transformação da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes.

Diante do exposto e de acordo com os resultados obtidos observa-se que a aplicação dos lodos de esgoto LC e LB não apresentou efeito adverso e estimulou o crescimento da população microbiana, favorecendo a melhoria da fertilidade do solo. Sendo assim, os lodos de esgoto utilizados apresentam potencial de uso como condicionador da qualidade do solo, devido ao seu elevado conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes e ao

baixo teor de metais pesados, características estas que estimulam a ativação de processos bioquímicos, que melhoram a fertilidade do solo e, conseqüentemente, favorecem a produtividade das culturas.

Quanto à distribuição do carbono microbiano no perfil avaliado, a população microbiana está concentrada na camada mais superficial, primeiros 5 cm de profundidade, sendo justificado em função da aplicação superficial dos resíduos e do calcário, portanto, sem incorporação, e também pelo aporte de resíduos vegetais na superfície do solo. O mesmo efeito foi observado por Ferreira et al. (2007), onde em solo sob SPD o teor de carbono microbiano decresceu no perfil do solo.

Com relação aos resíduos Lcal e E, estes também proporcionaram aumento da população microbiana do solo, porém em menor proporção quando comparados aos lodos de esgoto LC e LB, principalmente pelo fato destes lodos apresentarem em sua composição altos teores de matéria orgânica, 26 e 50%, respectivamente.

Considerando o exposto, é importante ressaltar a importância da matéria orgânica, pois esta afeta diretamente as características biológicas do solo, propiciando ambiente edafoclimático mais favorável aos microrganismos em razão de atuar como fonte de carbono, energia e nutrientes para os organismos quimioheterotróficos, como para os quimioautotróficos, além de atuar sobre fatores indiretos como umidade, temperatura, aeração (BAYER e MIELNICZUK, 1999). E também, que a população microbiana do solo sofre acentuada influência do ambiente, podendo inibir em até 100% os microrganismos ou seus processos, por diversos fatores estressantes, como a deposição de metais pesados (SIQUEIRA et al., 1994).

Neste sentido, Andréa e Hollweg (2004) citam que o aumento da população de organismos edáficos aumenta a ciclagem de nutrientes necessários para o crescimento das plantas, além de atuar na manutenção das condições físico-químicas e na fertilidade do solo, onde o manejo como a rotação de culturas também interfere na microbiota do solo, enfatizando para a importância da adoção do SPD. Diante dos resultados obtidos, podem-se observar os prováveis benefícios da adoção do SPD, bem como da aplicação dos lodos de esgoto LC e LB, da lama cal, da escória e também do calcário.

De um modo geral, pode-se dizer que os resíduos, bem como a calagem, aplicados em superfície no SPD contribuíram para o aumento da população microbiana do solo demonstrado pelos resultados de carbono microbiano.

#### 4.4.2 Nitrogênio microbiano do solo

De acordo com os resultados obtidos após 11 meses da aplicação dos resíduos e do calcário para nitrogênio microbiano do solo (Tabela 44, Figura 43), observa-se que estes variaram significativamente nas duas camadas avaliadas, de 0-5 e de 5-10 cm de profundidade. Na camada de 0-5 cm houve efeito significativo sobre o nitrogênio microbiano do solo quando da aplicação de LB, que apresentou comportamento quadrático, e para Lcal foi linear crescente, já na camada de 5-10 cm para LC, Lcal e E esse aumento foi de forma linear crescente e para LB foi quadrático. Resultados que demonstram haver aumento da população microbiana do solo, em razão do incremento dos teores de N microbiano, valores estes que aumentaram com o aumento das doses dos resíduos aplicados em superfície e também pela calagem.

Assim como para o carbono microbiano, os maiores valores de nitrogênio microbiano foram observados nos primeiros 5 cm de profundidade, esse efeito já era esperado por se tratar de SPD, além dos resíduos e do calcário aplicados em superfície, portanto, sem revolvimento para a incorporação dos mesmos no solo. Na camada de 0-5 cm de profundidade os melhores resultados quanto a nitrogênio microbiano do solo determinado após 11 meses da aplicação foram proporcionados pela aplicação do lodo de esgoto LC (Tabela 44). Nesta camada, o valor de nitrogênio microbiano proporcionado pela aplicação de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de LC e Lcal foi superior a LB e E. Já na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> o valor de N microbiano para LC foi superior a do tratamento com escória, e este superior a LB e Lcal, enquanto na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> o pior resultados para N microbiano no solo foi obtido com a aplicação de escória, resultados estes, semelhantes aos obtidos para carbono microbiano.

Na camada de 5-10 cm o maior valor médio de nitrogênio microbiano foi obtido quando aplicado E, que diferiu dos demais resíduos (Tabela 44). Na camada de 5-10 cm, houve efeito na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, com destaque para E que foi superior a LC e LB, quando aplicada a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> os tratamentos com E e Lcal foram superiores a LC e LB,

enquanto na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> o resíduo LB proporcionou valores de nitrogênio microbiano superiores aos demais.

Tabela 44. Valores de Nitrogênio Microbiano do solo (mg kg<sup>-1</sup>), em diferentes profundidades, após 11 meses da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2006).

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Nitrogênio Microbiano do Solo			
	Resíduo			
	LC	LB	Lcal	E
----- mg kg <sup>-1</sup> de solo -----				
Profundidade 0 – 5 cm				
0	82,98 B	82,98 B	82,98 B	82,98 B
2	83,66 aB	51,85 bC	83,59 aB	49,07 bC
4	142,55 aA	79,32 cB	87,83 cB	116,93 bA
8	119,37 aAB	120,05 aA	114,75 aA	83,68 bB
Média	107,14 a	83,55 b	82,29 b	83,16 b
Regressão	ns	Q**	L**	ns
Calcário	85,12 B	85,12 B	85,12 B	85,12 B
Profundidade 5 – 10 cm				
0	50,93 C	50,93 C	50,93 C	50,93 D
2	51,76 bcC	43,55 cC	57,70 abBC	65,65 aC
4	55,76 bC	44,74 bC	69,54 aB	79,25 aB
8	77,84 cB	144,08 aA	69,77 cB	117,67 bA
Média	58,93 c	70,82 b	61,99 c	78,37 a
Regressão	L**	Q**	L**	L**
Calcário	110,08 A	110,08 B	110,08 A	110,08 A

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem “calado” (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Considerando o efeito da comparação entre as doses de cada um dos resíduos com a calagem, pode-se observar na Tabela 44 que houve efeito significativo em todos os tratamentos e nas duas camadas avaliadas. De acordo com os resultados, a aplicação de calcário mostrou-se eficiente no aumento da atividade microbiana para o nitrogênio microbiano na camada de 5-10 cm de profundidade, no entanto, na camada de 0-5 cm este não diferiu do tratamento testemunha.

De acordo com a Tabela 44, nos primeiros 5 cm de profundidade o lodo de esgoto LC foi o resíduo que mais proporcionou o aumento do N microbiano, no

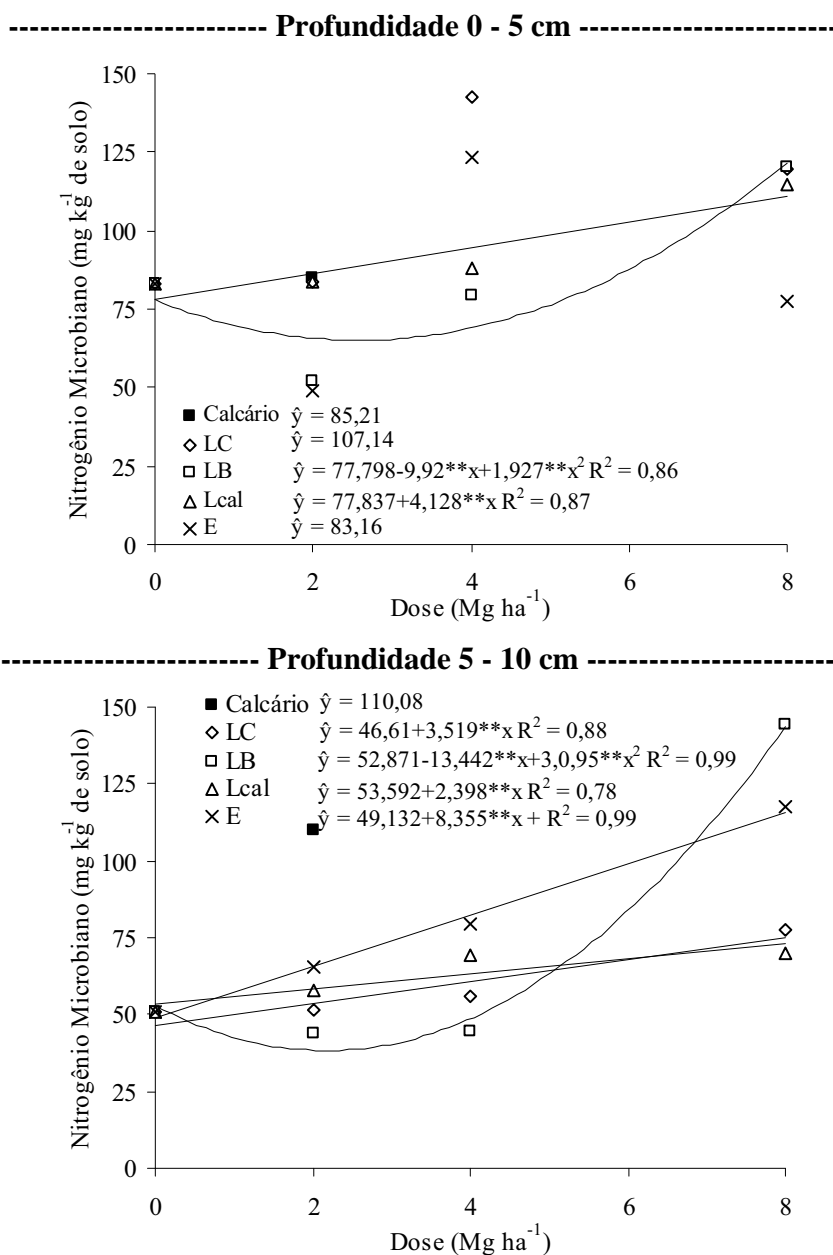


Figura 49. Valores de Nitrogênio Microbiano do solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), em diferentes profundidades, após 12 meses da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico Sistema de Plantio Direto. Botucatu, SP (2006).

entanto, não foi observado aumento significativo em função das doses. Nesta camada, comparando-se as doses de LC e o calcário observa-se que o maior valor de nitrogênio microbiano foi observado quando aplicada a dose de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , que diferiu do tratamento com

calcário. Ainda nesta camada, observa-se a superioridade da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LB e Lcal quando comparado ao calcário, para a variável estudada.

O calcário mostrou-se o mais eficiente no aumento da atividade microbiana na camada de 5-10 cm de profundidade, promovendo os maiores valores de nitrogênio microbiano, exceto na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> do lodo LB que foi inferior, e na mesma dose de escória que não diferiu desta.

De um modo geral, o N microbiano reduziu da camada de 0-5 cm para a de 5-10 cm, concordando com resultados obtidos por Perez et al. (2005) e Coser et al. (2007), que também observaram a redução do N na biomassa microbiana com o aumento da profundidade, o que pode ser atribuído ao maior aporte de resíduos orgânicos superficiais, proporcionados principalmente pela cultura da aveia preta utilizada como planta de cobertura no período de inverno, visto que se trata de uma área manejada em SPD a pelo menos 5 anos. No entanto, apesar dessa diminuição característica que ocorre com o aumento da profundidade os resultados de nitrogênio microbiano na camada de 5-10 cm, proporcionado pelos tratamentos com resíduos e pelo calcário, podem ser considerados de grande importância na atividade microbiana.

Coser et al. (2007) cita trabalhos de Hatch et al. (2000) e Vargas et al. (2005), que observaram aumentos no N da biomassa microbiana do solo apenas a longo prazo, em solo sob pastagem e plantio direto, respectivamente. Que segundo eles, o efeito seria decorrente da maior produção de biomassa vegetal e do conseqüente aumento de carbono orgânico no solo. O mesmo foi observado no trabalho de Silvan et al. (2003) onde a imobilização de N na biomassa microbiana do solo ocorreu somente após um ano do início do experimento. E que, segundo Zaman et al. (2002) e Blankenau et al. (2000), a adição de resíduos orgânicos e fertilizantes nitrogenados em conjunto, aumentou o N da biomassa microbiana em relação ao tratamento sem a adição de resíduos orgânicos.

Segundo Perez et al. (2005) a liberação ou imobilização dos nutrientes depende da dinâmica dos microrganismos, da quantidade de resíduos vegetais, do rápido retorno e da eficiência de utilização de carbono pela microbiota. A biomassa microbiana responde rapidamente à adição de C e de N aplicados ao solo, determinando a decomposição da matéria orgânica, relação entre carbono e o nitrogênio (C/N), a mineralização e a imobilização de nutrientes. O rápido retorno de N no solo pelos microrganismos contribui no

processo de mineralização e é considerado relevante para a manutenção de ecossistemas naturais.

Souza e Lobato (2004) citam que o N do solo encontra-se, quase que totalmente, na forma orgânica, não disponível para as plantas e muito pouco na forma inorgânica (amônio e nitrato), passível de absorção pela plantas. Os microorganismos do solo, ao decomporem a matéria orgânica, bem como os resíduos vegetais e animais, satisfazem sua demanda de energia e de N e, com a mineralização dos compostos orgânicos, disponibilizam N para as plantas. Ou seja, a demanda de N pelos microorganismos, ocorre, por algum tempo, imobilização de N orgânico ou inorgânico no corpo desses, que uma vez completados seus ciclos vitais e decompostos, também liberam o N para as plantas. A mineralização e a imobilização ocorrem ao mesmo tempo no solo.

Material com relação C/N baixa, menor que 20/1, proporciona maior rapidez da mineralização, ou seja, há maior liberação de N do que a imobilização para sua decomposição, com relação C/N alta, maior que 30/1, favorecem a imobilização de N, onde para relação C/N entre esses valores a imobilização e a mineralização são equivalentes, ou seja, há equilíbrio entre o N consumido para a decomposição da palha e o mineralizado após a atividade microbiana (GASSEN e GASSEN, 1996).

Assim como para o carbono, Trannin et al. (2007) trabalhando com lodo de esgoto, observaram aumento do N da biomassa microbiana com a aplicação de doses superiores a  $12 \text{ Mg ha}^{-1}$ , superando a adubação mineral e a testemunha, sendo os menores valores observados no controle, evidenciando o estímulo à microbiota do solo pelo fornecimento de substratos orgânicos e nutrientes, associado aos baixos teores de metais pesados presentes neste resíduo.

Andrade e Mattiazzo (1999) também observaram o efeito positivo da aplicação de lodo de esgoto sobre o aumento do nitrogênio microbiano do solo, onde atribuíram tal efeito por se tratar de um material orgânico, onde a formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado.

De acordo com os resultados obtidos, não só a aplicação dos resíduos e do calcário, mas também a adoção do SPD contribuíram para o incremento do nitrogênio na biomassa microbiana do solo. Diante da composição dos materiais utilizados, esperava-se obter os melhores resultados com a aplicação dos lodos de esgoto (LC e LB), pelo fato de

apresentarem grande quantidade de matéria orgânica em sua composição, 26 e 50%, respectivamente, em relação a lama cal (3%) e a escória (1%), no entanto, todos os tratamentos favoreceram a atividade microbiana, inclusive o calcário, o que pode ser explicado pela adoção do SPD, em razão da não mobilização do solo, e pela culturas utilizadas, devido a alta relação C/N da aveia preta e pela fixação biológica de nitrogênio (FBN) na soja, o que pode ter exercido grande influência sobre a biomassa microbiana, aumentando os valores de nitrogênio microbiano no solo.

#### **4.5 Cultura da aveia preta (*Avena strigosa* Schreber)**

A aveia preta é considerada uma das culturas de inverno mais importante sob o ponto de vista de cobertura do solo e obtenção de palha para a realização da semeadura direta da cultura de verão, que segundo Santi et AL. (2003) é a principal cultura de cobertura utilizada na entressafra das culturas comerciais de verão. Têm se destacado como uma alternativa eficiente em aportar resíduos ao solo em quantidade e qualidade para proporcionar boa cobertura para a cultura em sucessão (ROSSATO et al., 2003).

A cultura da aveia preta foi conduzida no período de inverno dos anos de 2005 e 2006, com o objetivo de produzir fitomassa para a manutenção de palha na superfície do solo, bem como a reciclagem de nutrientes de uma área sob SPD manejada com aplicação superficial de resíduos, sendo eles: os lodos de esgoto, um centrifugado (LC) e outro de biodigestor (LB), a lama cal (Lcal) e a escória de aciaria (E), além do tratamento com calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ).

##### **4.5.1 Massa de matéria seca da aveia preta**

A produção de massa de matéria seca de aveia preta foi favorecida pela aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e também pela calagem, havendo interação significativa entre doses e resíduos nos cultivos de inverno de 2005 e 2006, conforme apresenta a análise de variância na Tabela 45.

No ano de 2005, observa-se um comportamento semelhante para massa de matéria seca da aveia preta decorrente a aplicação dos resíduos, observando-se um comportamento quadrático para aplicação dos lodos de esgoto LC e LB, onde a maior massa de matéria seca foi obtida com as doses de 3,34 e 4,13  $\text{Mg ha}^{-1}$ , produzindo cerca de 6327,70 e

6536,54 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Para Lcal não apresentou efeito significativo e para o tratamento com escória a massa de matéria seca da aveia preta aumentou linearmente com o aumento das doses (Figura 44). Já em 2006 somente houve efeito de interação significativa sobre esta variável quando onde aplicado o lodo LB, onde a produção de massa de matéria seca diminuiu linearmente em decorrência do aumento das doses.

Tabela 45. Resumo da análise de variância para massa de matéria seca da aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Variáveis	Massa de matéria seca da aveia preta	
	Ano Agrícola de 2005	Ano Agrícola de 2006
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	ns	**
Dose (D)	*	ns
R X D	**	**
Bloco	**	ns
CV	8	16
DMS	341,09	410,13
LC <sup>(2)</sup>	*	**
CV	10	13
DMS	923,44	840,08
LB <sup>(2)</sup>	ns	**
CV	11	14
DMS	1032,35	744,54
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	*
CV	10	16
DMS	972,51	845,40
E <sup>(2)</sup>	*	ns
CV	11	17
DMS	1047,76	1037,56

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

Na aveia preta cultivada no ano de 2005 houve diferença significativa entre os resíduos na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, onde a maior massa de matéria seca foi obtida com a aplicação de escória (Tabela 46). Já na aveia preta cultivada no ano de 2006 observou-se diferença significativa entre os resíduos em todas as doses. Na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> a maior massa de matéria seca foi obtida com a aplicação de escória, sendo superior a proporcionada por LC e Lcal. Já na de 4 Mg ha<sup>-1</sup> observou-se a superioridade da aplicação do resíduo LC em

relação a LB e Lcal, enquanto, na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> o melhor produção de massa de matéria seca foi observada com a aplicação de LC.

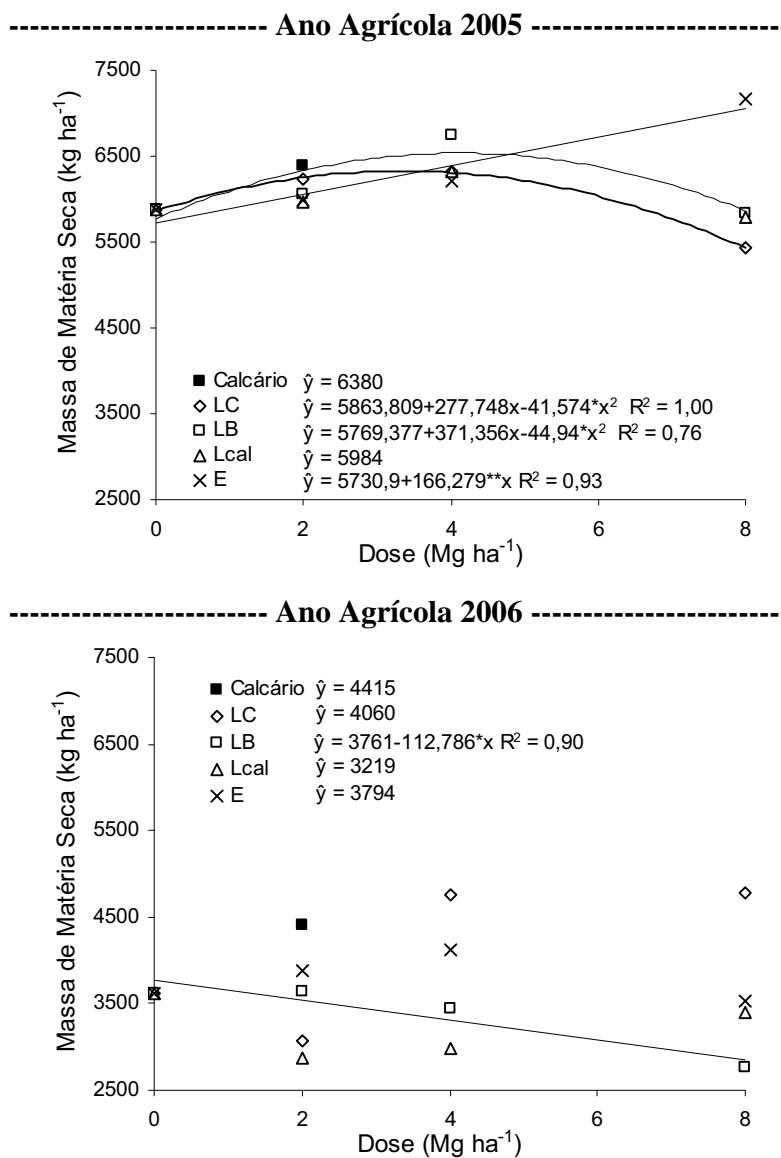


Figura 44. Massa de matéria seca da aveia preta, cultivada nos anos agrícolas de 2005 e 2006, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP.

Nos dois anos de cultivo no tratamento com aplicação de calcário a massa de matéria seca da aveia preta aumentou consideravelmente em relação à testemunha

(Tabela 46). Considerando a comparação o calcário e os resíduos, no cultivo realizado em 2005 houve diferença significativa quando aplicados os resíduos LC e E, onde a aplicação de calcário proporcionou produção de massa de matéria seca maior do que a obtida com a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, no entanto, na comparação com a escória não diferiu estatisticamente.

Tabela 46. Massa de matéria seca da aveia preta (kg ha<sup>-1</sup>), decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Massa de matéria seca da aveia preta			
	Resíduo			
	LC	LB	Lcal	E
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----			
	Ano Agrícola de 2005			
0	5872 AB	5872	5872	5872 B
2	6333 AB	6060	5957	6000 B
4	6325 AB	6740	6326	6210 AB
8	5423 bB	5830 b	5780 b	7170 aA
Média	5963 b	6125 ab	5984 ab	6353 a
Regressão	Q*	Q*	ns	L**
Calcário	6380 A	6380	6380	6380 AB
	Ano Agrícola de 2006			
0	3625 BC	3625 B	3625 AB	3625
2	3065 bC	3630 abB	2880 bB	3839 a
4	4760 aA	3440 bcBC	2980 cB	4130 ab
8	4791 aA	2770 bC	3390 bB	3530 b
Média	4060 a	3366 b	3219 b	3794 a
Regressão	ns	L*	ns	ns
Calcário	4415 AB	4415 A	4415A	4415

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

No cultivo realizado em 2006 somente não houve diferença significativa para a comparação entre a calagem e os resíduos no tratamento com aplicação de escória. Neste cultivo, as doses 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC proporcionaram a maior massa de matéria seca, porém, não foram superiores ao obtido pela calagem. Com relação ao LB, a calagem proporcionou a maior produção de massa de matéria seca da aveia preta. Enquanto, para Lcal,

o tratamento com aplicação de calcário apresentou produção de massa de matéria seca superior as doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal, somente não diferiu do tratamento testemunha.

De um modo geral observa-se que a aplicação dos resíduos favoreceu a produção de massa de matéria seca da aveia preta cultivada no inverno de 2005 e 2006, porém observa-se uma redução desta do primeiro para o segundo cultivo, observado provavelmente em decorrência das condições climática durante a condução da cultura, sendo o principal ponto o déficit hídrico (Figura 1), pois a área experimental encontra-se em uma região de inverno seco, onde, apesar da cultura ser resistente a seca e ter pouca exigência nutricional, tem sua produção de fitomassa afetada pela falta de água e nutrientes (BURLE et al., 2006), principalmente de N. Neste sentido, Pitol et al. (2006) infere que a produção de fitomassa das espécies vegetais é variável em função das precipitações pluviais que ocorrem durante seu desenvolvimento.

A aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário sobre a superfície, além de proporcionar a ciclagem de nutrientes é uma forma de se melhorar a quantidade e a qualidade dos resíduos da cultura da aveia preta que podem retornar ao solo no SPD, contribuindo principalmente para o aumento do teor de carbono orgânico no solo.

#### **4.5.2 Teor de nutrientes na parte aérea da aveia preta**

Como pode ser visto pelos resultados da análise de variância, no ano de 2005 somente houve interação significativa decorrente da reaplicação superficial dos resíduos escória de aciaria, lama cal e lodos de esgoto sobre os teores foliares de S, B, Mn e Zn, enquanto, na aveia preta cultivada no inverno de 2006 efeito significativo de interação foi observado para os nutrientes P, K, Ca, S, Mn e Z (Tabela 47). Dos nutrientes avaliados, somente para os teores de N, Mg, Cu e Fe na parte aérea da aveia preta cultivada nos anos de 2005 e 2006 não houve interação significativa em função da aplicação dos resíduos em superfície no SPD (Tabela 47). Na análise de variância também pode ser observado o efeito da comparação entre os resíduos e o calcário sobre o teor de nutrientes na cultura da aveia preta cultivada em SPD nos dois anos de cultivo.

Como pode ser observado na Tabela 48 e na Figura 45, somente no ano de 2006 foram observados efeitos de interação significativa para os teores de P e K na

Tabela 47. Resumo da análise de variância para teor de nutrientes na parte aérea da aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Causa de variação	Ano Agrícola																	
	2005		2006		2005		2006		2005		2006							
	<b>N</b>			<b>P</b>			<b>K</b>			<b>Ca</b>			<b>Mg</b>			<b>S</b>		
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	**	**					
Dose (D)	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns					
R X D	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	*	ns	ns	*	*						
Bloco	*	*	ns	ns	**	**	**	ns	**	ns	*	ns						
CV	11	10	16	11	15	14	21	18	21	19	17	12						
DMS	1,45	1,60	0,15	0,18	2,39	2,03	0,47	0,55	0,22	0,25	0,22	0,20						
LC <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	*	ns	*	ns	*						
CV	12	10	24	11	13	12	28	16	32	18	18	13						
DMS	3,54	3,47	0,47	0,40	4,32	3,75	1,40	1,15	0,72	0,51	0,51	0,46						
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	*	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	*	*						
CV	12	8	12	10	17	13	31	20	24	25	19	16						
DMS	3,58	3,09	0,24	0,37	5,68	4,18	1,35	1,13	0,55	0,76	0,60	0,65						
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	**	ns	*	ns	ns						
CV	13	8	17	17	13	17	28	14	25	24	19	15						
DMS	3,80	2,75	0,33	0,58	4,31	5,37	1,30	9,00	0,54	0,66	0,50	0,55						
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	**	ns	*	ns	ns	ns	ns						
CV	9	10	16	13	19	13	29	20	26	19	19	14						
DMS	2,72	3,41	0,32	0,46	5,79	4,00	1,46	1,36	0,61	0,56	0,51	0,52						
	<b>B</b>			<b>Cu</b>			<b>Fe</b>			<b>Mn</b>			<b>Zn</b>					
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	**	**								
Dose (D)	**	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	ns	ns								
R X D	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	**	**	*								
Bloco	**	ns	**	ns	ns	**	**	**	**	ns								
C.V.	27	10	12	10	21	29	16	17	16	27								
DMS	1,61	2,02	0,68	0,56	13,51	45,48	17,71	21,35	3,13	8,47								
LC <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	*	**	**	ns	ns								
CV	31	11	9	10	34	27	17	18	20,7	25								
DMS	4,41	4,86	1,15	1,18	51,11	105,20	40,12	41,94	7,14	16,13								
LB <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	**	*								
CV	31	8	14	13	33	34	18	18	18	29								
DMS	4,27	3,38	1,83	1,50	48,48	115,78	48,68	55,24	9,17	26,60								
Lcal <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	*	ns								
CV	28	10	13	10	35	29	18	24	17	26								
DMS	3,53	4,23	1,54	1,22	47,52	91,77	41,29	52,91	5,93	15,72								
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	*	ns	ns	ns	**	**	*	ns								
CV	32	11	10	11	31	35	16	15	16	23								
DMS	4,48	4,97	1,99	1,28	44,19	120,98	35,43	35,63	5,30	14,15								

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01 e ns = não significativo pelo teste t (LSD).

parte aérea da aveia preta decorrente do aumento da dose dos resíduos, enquanto os teores de N não foram influenciados pelo aumento das doses. Para o teor de P os efeitos foram observados quando aplicados os resíduos Lcal e E, com comportamento linear crescente, enquanto, o teor de K na planta reduziu linearmente com o aumento das doses do resíduo LB.

O teor de nitrogênio na parte aérea da aveia preta obtido nos dois anos de cultivo não sofreu influência significativa pelo aumento das doses dos resíduos aplicados, e foram maiores no segundo cultivo. De um modo geral, a maior absorção de N pela aveia preta foi onde aplicados os lodos de esgoto LC e LB (Tabela 48 e na Figura 45), nos dois anos. Podendo ser justificado pela presença de N na composição desses lodos de esgoto (Tabela 2), o que provavelmente tenha proporcionado maior absorção pela planta de aveia preta, e também devido à presença de matéria orgânica nestes, em torno de 50% da massa de matéria seca de LB e 26% de LC, contribuindo assim, para o aporte de nitrogênio orgânico ao solo, dessa maneira, com a mineralização desta pelos microrganismos, esse nutriente poderá ser absorvido pela cultura.

Na Tabela 48 pode-se observar que houve diferença significativa entre os resíduos para teores de P e K na aveia preta cultivada em 2005. Para o teor de P houve diferença significativa na dose de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , onde no tratamento com o lodo LB o teor de P foi superior ao obtido no tratamento com a escória, e para o K houve diferença entre os resíduos na dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ , onde o tratamento com LB diferiu do Lcal. Enquanto, no cultivo da aveia preta em 2006 houve efeito para teor de N quando aplicada a dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  do lodo LB, o qual diferiu da Lcal e da escória. Já para o teor de K houve efeito decorrente da aplicação das doses de 2 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , onde o resíduo LB proporcionou teor de K na parte aérea da aveia preta superior ao obtido por Lcal, e de LC sobre LB e E, respectivamente.

Segundo Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados para N, P e K nas folhas da cultura da aveia são de 20 – 30, de 2,0 – 5,0 e de 15 – 30  $\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com os valores propostos como adequados para a cultura da aveia, mediante os resultados presentes na Tabela 48, pode-se dizer que no cultivo realizado em 2005 somente os teores de K encontram-se dentro da faixa considerada adequada, no entanto, não foram observados sintomas de deficiência durante o desenvolvimento da cultura. Já no segundo cultivo, em 2006, o teor dos nutrientes N, P e K estão dentro da faixa considerada como adequada para a cultura.

Tabela 48. Teor de nutrientes na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005				Ano Agrícola 2006			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- N (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	20	20	20	20	23	23 B	23 AB	23
2	18	20	19	20	26 ab	27 aA	21 cB	23 bc
4	19	20	19	18	24	24 AB	24 A	24
8	19	19	19	19	23	24 AB	24 A	24
Média	19	20	19	19	24	24	23	23
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	18	18	18	18	23	23 B	23 AB	23
----- P (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	1,3	1,3 AB	1,3	1,3 AB	2,1	2,1	2,1	2,1
2	1,3	1,3 AB	1,3	1,5 A	2,8	2,4	2,0	2,1
4	1,4 ab	1,4 aA	1,3 ab	1,1 bB	2,5	2,3	2,2	2,4
8	1,3	1,5 A	1,3	1,4 AB	2,4	2,4	2,6	2,5
Média	1,3	1,4	1,3	1,3	2,3	2,3	2,2	2,3
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	L**	L*
Calcário	1,2	1,2 B	1,2	1,2 AB	2,3	2,3	2,3	2,3
----- K (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	21 AB	21 AB	21 AB	21	22 A	22 AB	22	22 AB
2	24 abA	25 aA	20 bAB	22 ab	22 abAB	23 aA	18 b	20 abABC
4	22 A	22 AB	24 A	21	20 AB	19 AB	23	23 A
8	24 A	23 AB	22 A	21	23 aA	19 abB	21 ab	18 bC
Média	23	23	22	21	22	21	21	21
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	L*	ns	ns
Calcário	17 B	17 B	17 B	17	19 B	19 B	19	19 BC

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Considerando a comparação entre a calagem e os resíduos aplicados em superfície no SPD (Tabela 48), para o teor de N na parte aérea da aveia preta foram observados efeitos somente no segundo cultivo (2006), quando aplicados o lodo de esgoto LB e a Lcal, onde no tratamento com o lodo LB o teor de N proporcionado pela calagem foi

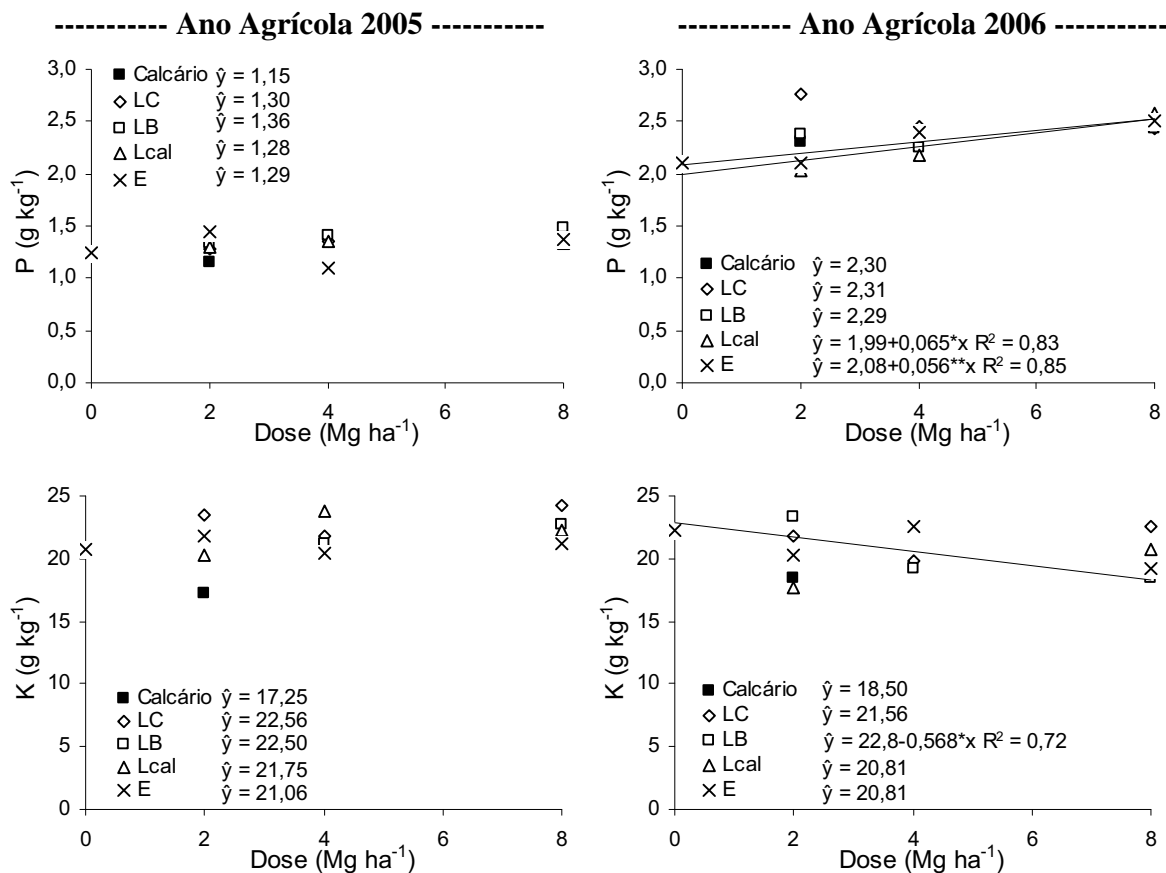


Figura 45. Teor de fósforo e potássio na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

semelhante ao da testemunha, neste tratamento, somente na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> o teor de N foi superior ao proporcionado pela calagem. Já para Lcal, as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionaram teores de N superior ao obtido com a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo que, estas não diferiram do tratamento com aplicação de calcário, o qual foi semelhante a testemunha.

O N é um dos nutrientes mais requeridos pelas plantas, podendo inclusive limitar a produção de muitas culturas. Conforme Santi et al. (2003), o N é o nutriente que tem maior efeito no crescimento da cultura da aveia preta, e é tido como o elemento que mais limita a produção de fitomassa. Segundo ele, a ciclagem de nutrientes pela cultura da aveia preta pode ser afetada pela disponibilidade de N no solo. Um dos problemas apontados pelos referidos autores é de que geralmente a aveia preta quando utilizada como planta de

cobertura é subadubada ou não recebe nenhum tipo de adubação, neste caso sua nutrição baseia-se na adubação residual da cultura econômica. Diante disso, este manejo pode limitar seu desenvolvimento, principalmente em solos com baixa disponibilidade de N, e conseqüentemente pode prejudicar todo o SPD.

Autores como Derpsch et al. (1985) citam a importância da adubação nitrogenada na cultura da aveia preta devido a sua grande capacidade de extração e acúmulo de N. Cujas características conferem a esta cultura potencial para a redução de riscos de contaminação do lençol freático por nitrato, e ao mesmo tempo servir como fonte de N para as culturas em sucessão, mediante a decomposição dos resíduos vegetais, portanto, trata-se de uma cultura muito eficiente na ciclagem de nutrientes.

Atualmente existe um grande interesse por parte da pesquisa referente à aplicação de nitrogênio na cultura antecessora à cultura principal em áreas sob SPD, uma vez que esse nutriente por favorecer o aumento na produção de fitomassa da cultura da aveia preta exerce influência positiva sobre a ciclagem de nutrientes como P, K, Ca e Mg, como encontrado por Santi et al. (2003). Amado et al. (2003) observaram efeitos positivos da adubação nitrogenada na aveia preta sobre o milho cultivado em sucessão no SPD. Neste sentido Coelho e França (2003) citam a importância da aveia preta na ciclagem de K, como sendo uma estratégia de redução de perda deste nutriente na entressafra das culturas comerciais.

De acordo com os resultados, houve aumento do teor de P na parte aérea da aveia preta decorrente da aplicação dos resíduos nos dois anos de cultivo, sendo maior no segundo cultivo (Tabela 48). O aumento do teor de P na aveia foi proporcionado pela aplicação do lodo de esgoto LB, mesmo não sendo significativo, pode ser justificado pela presença de matéria orgânica contida neste, em torno de 50%, a qual disponibilizaria fósforo orgânico ao solo e esse seria convertido a formas inorgânicas antes de serem adsorvidos aos colóides do solo, evitando a fixação. Além do teor de P na composição do lodo LB, em torno de  $49 \text{ g kg}^{-1}$ , são as principais explicações para esses resultados, por ser maior em relação aos demais resíduos em questão. E como apresenta a Figura 45, observa-se efeito linear crescente para teor foliar de P quando aplicados Lcal e E no cultivo de 2006.

Com relação à comparação entre o calcário e os resíduos quanto aos teores de P na aveia, houve efeito significativo somente nos tratamentos com LB e escória na

aveia preta cultivada em 2005 (Tabela 48). De acordo com os resultados obtido, o teor de P na aveia proporcionado pelas doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LB foi superior ao da calagem, enquanto, no tratamento com aplicação de escória a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de E proporcionou o maior teor de P, porém, não diferiu do proporcionado pela aplicação de calcário.

Com relação ao teor de K na cultura da aveia preta observa-se no ano de 2006 que este foi influenciado negativamente pelo aumento das doses do lodo de esgoto LB, provavelmente em decorrência dos menores teores de K no solo em relação aos demais resíduos. De acordo com os resultados, para os tratamentos com LC, LB e Lcal, a calagem proporcionou os menores teores foliares de K no primeiro cultivo, nestes, a calagem proporcionou valores de K semelhantes aos obtidos com a testemunha. Na aveia preta cultivada no ano de 2006 houve diferença significativa da comparação entre calcário e os resíduos LC, LB e E, onde no tratamento com LC, o teor foliar de P proporcionado pela calagem foi inferior ao obtido no tratamento testemunha, enquanto, para LB e E os tratamentos calagem e testemunha não diferiram estatisticamente entre si. Somente não foram observados efeitos significativos da comparação entre resíduo e calcário para a aplicação de escória no cultivo de 2005 e para Lcal no cultivo de 2006, como pode ser visualizado na Tabela 48.

Para o teor de Ca na aveia, somente foram observados efeitos significativos em função do aumento das doses dos resíduos na aveia preta cultivada no ano de 2006, como pode ser visto na Tabela 49, onde para o tratamento com a aplicação de LC o teor de Ca na parte aérea apresentou comportamento quadrático, enquanto, para Lcal e E foi linear crescente (Figura 46). Neste cultivo, o menor teor de Ca na aveia foi observado onde aplicado o lodo LB, e em todas as doses, efeito justificado pela quantidade reduzida de Ca na sua composição (Tabela 2), em torno de 20 g kg<sup>-1</sup>, em relação aos demais tratamentos, com 280 g kg<sup>-1</sup> para LC, 370 g kg<sup>-1</sup> para Lcal e 230 g kg<sup>-1</sup> para E.

O incremento nos teores de Ca na parte aérea de aveia seria a contribuição dos resíduos, de forma direta, em razão da grande quantidade de Ca presente nos resíduos (Tabela 2), em especial para o LC, Lcal e E, e em menor escala para o resíduo LB. Fato que eleva os níveis de Ca no solo até a profundidade de 40 cm (Tabela 15), permitindo que as plantas de aveia preta absorvessem mais esse nutriente.

Tabela 49. Teor de nutrientes na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005				Ano Agrícola 2006			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- Ca (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	3	3	3	3	3 C	3	3 C	3 B
2	3	3	3	3	5 aAB	4 b	5 aB	5 aA
4	4	3	3	4	6 aA	4 b	5 abB	5 abA
8	4	3	3	4	5 abAB	4 b	6 aA	5 abA
Média	3	3	3	3	5 a	4 b	4,6a	4,4a
Regressão	ns	ns	ns	ns	Q**	ns	L**	L**
Calcário	3	3	3	3	4 BC	4	4 B	4 AB
----- Mg (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	1,5	1,5	1,5	1,5	1,8 AB	1,8	1,8 AB	1,8
2	1,5	1,4	1,4	1,6	2,0 AB	2,0	1,9 AB	2,0
4	1,4	1,4	1,3	1,5	1,8 abAB	2,1 a	1,5 bB	1,8 ab
8	1,4	1,6	1,3	1,6	1,6 B	2,0	1,8 AB	2,0
Média	1,4	1,5	1,3	1,5	1,8	2,0	1,7	1,9
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,6	1,6	1,6	1,6	2,2 A	2,2	2,2 A	2,2
----- S (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	1,9	1,9 B	1,9	1,9	2,3 B	2,3 B	2,3	2,3
2	1,9 ab	2,1 aB	1,7 ab	1,6 b	2,3 bB	2,7 aAB	2,4 ab	2,3 b
4	1,8 ab	2,0 aB	1,5 b	1,6 ab	2,4 bAB	2,9 aAB	2,4 b	2,5 ab
8	2,0 b	2,8 aA	1,5 c	1,7 bc	2,1 cB	3,1 aA	2,6 b	2,3 bc
Média	1,9 b	2,2 a	1,6 c	1,7 bc	2,3 b	2,7 a	2,4 b	2,3 b
Regressão	ns	L**	ns	ns	ns	L**	ns	ns
Calcário	1,9	1,9 B	1,9	1,9	2,8 A	2,8 AB	2,8	2,8

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Considerando a calagem, os resultados permitem observar que esta favoreceu os teores de Ca na parte aérea da aveia preta em relação à testemunha. Houve efeito significativo para a comparação do calcário com os resíduos LC, Lcal e E no segundo cultivo, onde apesar do maior teor de Ca proporcionado pela calagem este somente diferiu da

testemunha no tratamento com Lcal. Enquanto no tratamento com aplicação do lodo de esgoto LB não foram observadas diferenças significativas.

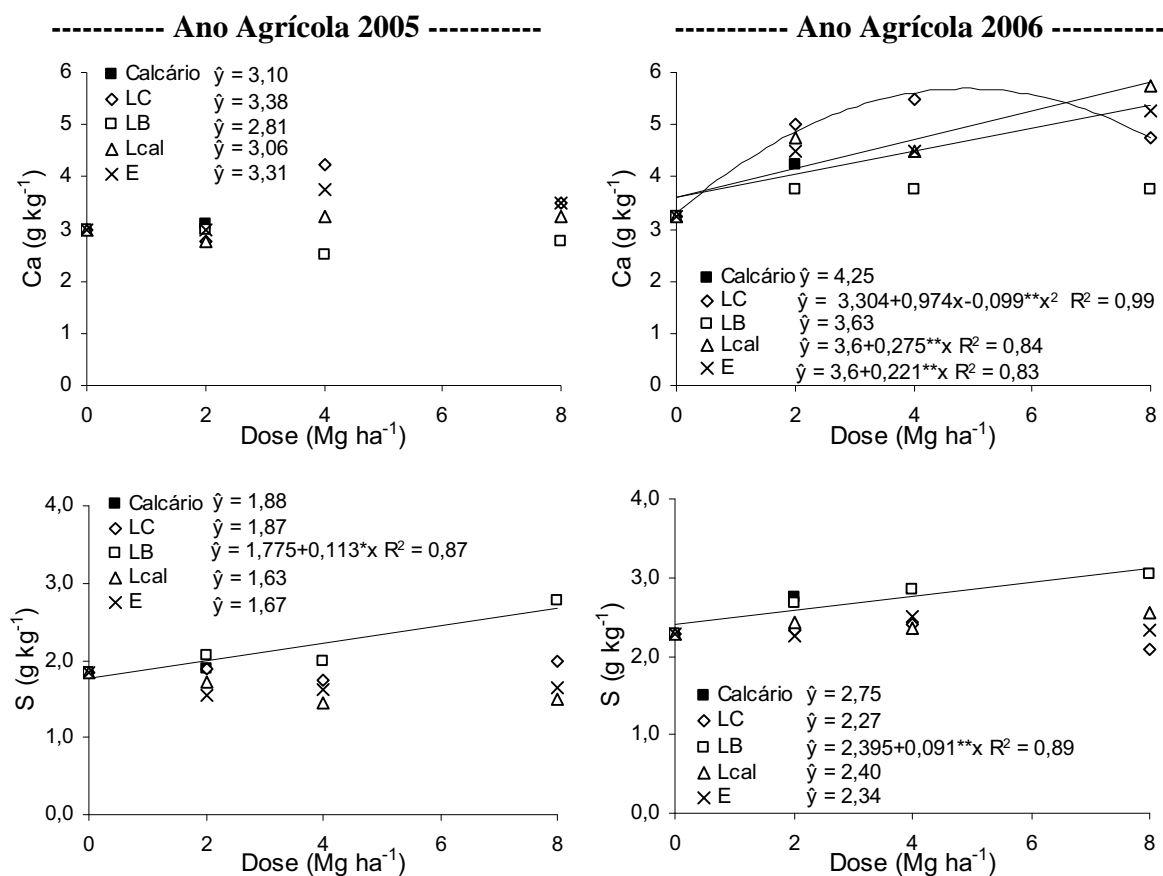


Figura 46. Teor de cálcio e enxofre na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 49, não foi observada interação significativa entre doses e resíduos para o teor de Mg na parte aérea da cultura da aveia preta em nenhum dos anos avaliados. No entanto, no segundo ano de cultivo houve efeito significativo quando aplicada a dose de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , onde o teor de Mg proporcionado pela aplicação do lodo LB foi superior ao tratamento com Lcal.

Nos dois cultivos a calagem proporcionou os maiores teores de Mg na parte aérea de aveia preta, provavelmente, em razão do calcário utilizado ser do tipo

dolomítico, o qual, apresenta considerável concentração de Mg em sua composição, proporcionando este efeito ao longo dos anos. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 49 pode-se observar diferença significativa na comparação entre a calagem e os resíduos LC e Lcal no segundo cultivo, evidenciando a superioridade da calagem sobre o teor de Mg na aveia preta.

Mesmo não sendo significativo, no primeiro cultivo os maiores teores de Mg na cultura da aveia preta foram proporcionados pela aplicação da escória, provavelmente essa contribuição seja em função de apresentar este nutriente em sua composição (Tabela 2), enquanto no segundo cultivo foi com a aplicação do lodo de esgoto LB, provavelmente pelo fato de proporcionar menor teor de Ca no solo em relação aos demais resíduos e ao calcário, o que estaria favorecendo a absorção de Mg pelas plantas.

Dentre os resíduos aplicados, somente o lodo de esgoto LB mostrou efeito significativo para teor de S na aveia preta, com comportamento linear crescente nos dois anos de cultivo da aveia preta em SPD (Figura 46). Fato ocorrido provavelmente em razão do teor de matéria orgânica desse resíduo e do conteúdo de enxofre em sua composição (Tabela 2). Nos dois cultivos foi observado também o efeito de doses sobre o teor de S na cultura da aveia preta, onde em todas as doses aplicadas, o resíduo LB proporcionou os maiores teores de S na aveia (Tabela 49).

Com relação ao calcário, houve efeito significativo pra o teor de S no primeiro cultivo, quando comparado ao lodo LB, onde a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionou o maior teor de S na aveia, nesta comparação a calagem foi semelhante a testemunha.

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados para Ca, Mg e S nas folhas da cultura da aveia são de 2,5-5,0, de 1,5-5,0 e de 1,5-4,0 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Assim, com base nos resultados da Tabela 49, pode-se dizer que nos dois ciclos da aveia preta os teores de Ca, Mg e S encontram-se dentro da faixa considerada adequada para as plantas.

Com base na análise de variância apresentada na Tabela 47 e no teor de micronutrientes na aveia preta cultivada no período de inverno dos anos de 2005 e de 2006 (Tabela 50), podem ser observados os efeitos sobre os teores de B, Cu, Fe, Mn e Zn, decorrente da reaplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E, além do efeito proporcionado pelo calcário.

Tabela 50. Teor de nutrientes na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005				Ano Agrícola 2006			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- <b>B (mg kg<sup>-1</sup>)</b> -----								
0	10	10	10 A	10	29	29	29	29
2	10	9	7 AB	10	29	27	30	30
4	8	7	6 B	8	30	27	29	27
8	8	9	8 AB	8	28	29	27	29
Média	9	9	8	9	30	28	29	29
Regressão	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	11	11	11 A	11	29	29	29	29
----- <b>Cu (mg kg<sup>-1</sup>)</b> -----								
0	8	8	8	8 AB	8	8	8	8
2	8	8	8	7 B	8	8	7	7
4	8 b	9 a	8 b	9 aA	8	8	8	8
8	8 b	9 a	8 b	8 bAB	8	8	8	7
Média	8 b	9 a	8 b	8 b	8 a	8 a	8 a	7 b
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	8	8	8	8 AB	8	8	8	8
----- <b>Fe (mg kg<sup>-1</sup>)</b> -----								
0	100	100	100	100	211 B	211	211	211
2	97	91	81	83	318 aA	211 b	169 b	203 b
4	97	84	75	81	242 AB	232	207	224
8	90	100	80	84	267 AB	203	198	247
Média	96	94	84	87	259 a	214 ab	196 b	221 ab
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	110	110	110	110	254 AB	254	254	254
----- <b>Mn (mg kg<sup>-1</sup>)</b> -----								
0	209 A	209 A	209 A	209 A	215 A	215 A	215 A	215 A
2	168 abB	192 aA	157 abB	142 bB	154 bB	218 aA	137 bB	154 bB
4	141 BC	170 A	142 BC	146 B	157 bB	210 aA	144 bB	149 bB
8	118 bC	189 aA	116 bBC	121 bB	75 cC	223 aA	95 bcB	123 bB
Média	160 b	190 a	156 b	154 b	150 b	216 a	148 b	160 b
Regressão	L**	ns	L**	Q**	L**	ns	L**	L**
Calcário	114 C	114 B	114 C	114 B	138 B	138 B	138 B	138 B
----- <b>Zn (mg kg<sup>-1</sup>)</b> -----								
0	25	25 B	25 A	25 A	42	42 B	42	42
2	26 b	40 aA	24 bA	24 bA	38 b	60 aAB	34 b	34 b
4	23 b	42 aA	23 bAB	21 bAB	47 ab	63 aAB	35 b	35 b
8	24 b	45 aA	22 bB	22 bAB	41 b	85 aA	37 b	37 b
Média	24 b	38 a	23 b	23 b	42 b	62 a	37 b	37 b
Regressão	ns	Q**	ns	ns	ns	L**	ns	ns
Calcário	17	17 B	17 B	17 B	46	46 B	46	46

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Para o teor de Boro, somente houve efeito significativo decorrente do aumento das doses para a aplicação do resíduo Lcal no cultivo da aveia preta realizado em 2005, onde observou-se comportamento quadrático para este micronutriente na parte aérea da aveia preta (Figura 47), proporcionando teores de B inferiores aos obtidos quando da aplicação de calcário e também do tratamento testemunha.

Os teores de Cu e Fe na aveia preta não foram influenciados significativamente em função do aumento das doses dos resíduos em nenhum dos cultivos, conforme pode ser observado nas Tabelas 47 e 50.

No entanto, o teor foliar de Cu na aveia preta cultivada em 2005 foi influenciado significativamente quando aplicadas as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, onde o tratamento com aplicação do lodo LB proporcionou as maiores teores de Cu na cultura da aveia preta (Tabela 50). Neste cultivo também houve efeito significativo com relação à comparação entre o calcário e a aplicação de escória, onde o teor de Cu na aveia preta foi obtido com a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de escória, porém, não diferiu dos tratamentos testemunha, calagem e da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>. No segundo cultivo houve diferença significativa para o teor de Cu na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, onde o resíduo escória proporcionou os menores teores de Cu.

Na aveia cultivada em 2005 não houve efeito significativo em função da aplicação dos resíduos LC, LB, Lcal e E e também pelo calcário. Já no segundo cultivo, em 2006, o teor foliar de Fe foi maior com a aplicação de LC. Neste cultivo a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de LC proporcionou os maiores teores de Fe em relação aos demais resíduos. Considerando a calagem, houve diferença significativa para a comparação desta com o lodo LC, onde o menor teor de Fe foi obtido no tratamento testemunha, porém foi semelhante ao obtido no tratamento com aplicação de calcário e com as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC.

Conforme apresentado nas Tabelas 47 e 50 e na Figura 47 pode-se observar que a aplicação dos resíduos LC, Lcal e E influenciaram negativamente o teor de Mn na aveia preta nos dois cultivos, reduzindo a absorção de Mn pelas plantas com o aumento das doses. Provavelmente por estes atuarem na neutralização da acidez do solo, principalmente na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, que reduziu a disponibilidade de Mn no solo, e conseqüentemente a absorção deste nutriente pelas plantas de aveia preta.

Nos dois cultivos, somente para o lodo LB não houve efeito significativo sobre o teor de M em função do aumento das doses, no entanto, proporcionou os

maiores teores foliares de Mn foram em todas as doses, exceto para a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> no primeiro cultivo.

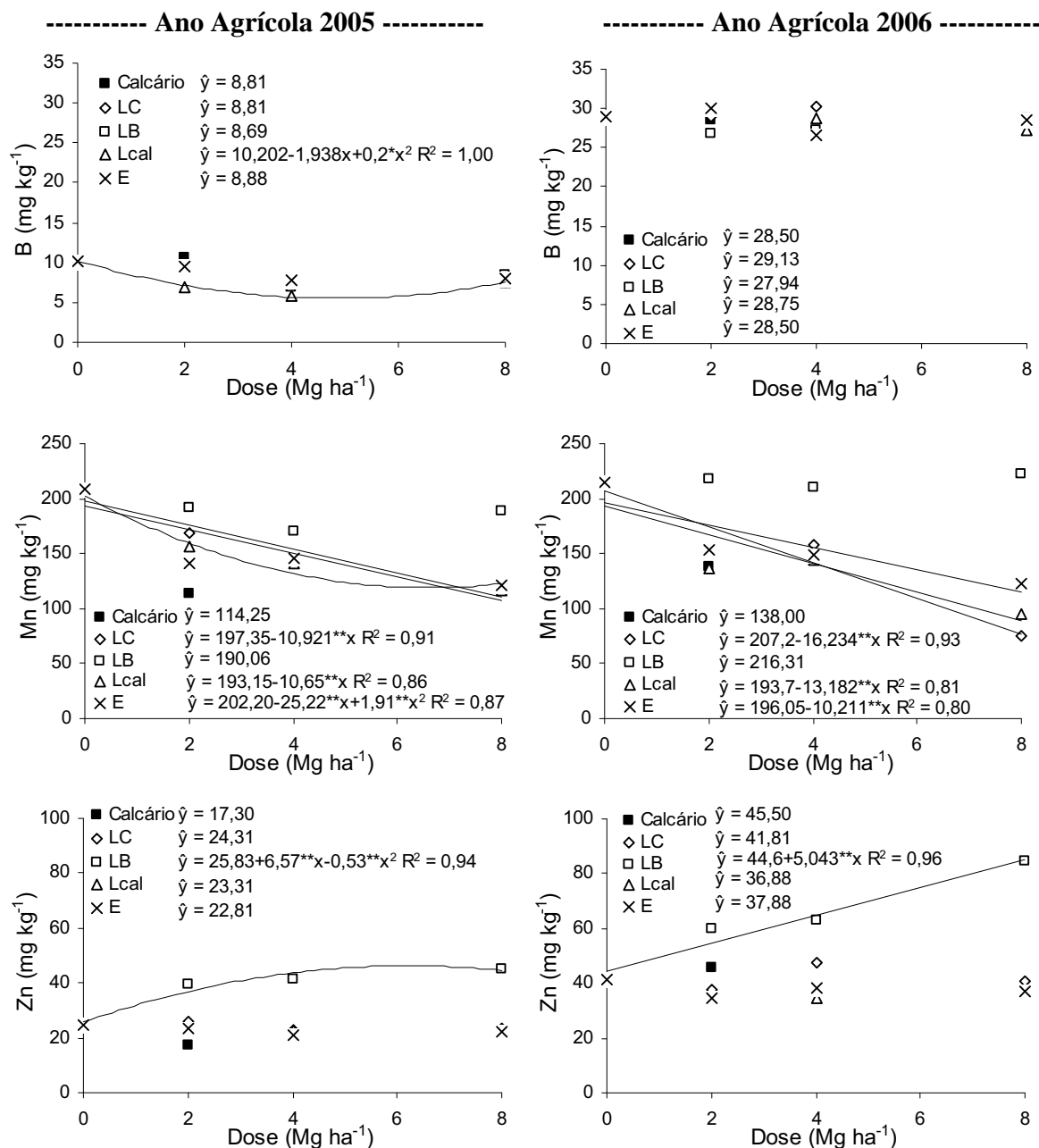


Figura 47. Teor de boro, manganês e zinco na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Considerando a calagem, em todos os tratamentos, os menores teores de Mn na aveia preta foram observados onde foi aplicado calcário, sendo estatisticamente inferiores aos obtidos na testemunha, nos dois anos de cultivo, como pode ser visto na Tabela 50.

Como pode ser observado na Tabela 50, o teor de Zn na parte aérea da aveia preta aumentou significativamente com o aumento das doses somente quando aplicado o lodo LB, com comportamento quadrático no cultivo de 2005 e linear no de 2006, como apresenta a Figura 47, provavelmente em razão deste micronutriente estar presente em quantidades significativas na matéria orgânica, servindo de fonte de Zn às plantas. Nos dois cultivos, os maiores teores foliares de Zn foram observados quando da aplicação do resíduo LB, sendo superior em todas as doses quando comparadas a dos demais resíduos avaliados, como pode ser observado na Tabela 50.

Considerando a calagem, no primeiro cultivo os teores de Zn na aveia preta proporcionados pela testemunha e pela dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Lcal e E foram estatisticamente superiores ao obtido no tratamento com aplicação de calcário, e para o lodo LB o tratamento com calcário apesar de ter proporcionado menor teor de Zn não diferiu da testemunha. Enquanto, no segundo cultivo observa-se a superioridade da maior dose de LB em relação à testemunha e a calagem.

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados para B, Cu, Fe, Mn e Zn nas folhas da cultura da aveia são de 5-20, de 5-25 de 40-150, de 25-100 e de 15-70  $\text{g kg}^{-1}$ , respectivamente. Assim, com base nos resultados presentes na Tabela 50, pode-se dizer que nos dois cultivos da aveia preta, em 2005 e 2006, os teores de B, Cu e Zn encontram-se dentro da faixa considerada adequada, e que, os teores de Fe e Mn, também nos dois cultivos, encontram-se acima do valor considerado como adequado para essa cultura.

Uma das grandes preocupações com a utilização de resíduos sejam eles urbanos como os lodos de esgoto LC e LB, ou os industriais, como a lama cal e a escória de aciaria, é a incorporação e acumulação de metais pesados no solo, contaminando os produtos agrícolas, entrando dessa forma na cadeia alimentar, com riscos a saúde humana (SILVA et al., 2002).

Os metais pesados potencialmente tóxicos determinados na parte aérea da aveia preta em decorrência da aplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, além do

calcário, foram As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V. No entanto, somente foram detectadas a presença dos teores foliares de Cd, Pb e V no primeiro cultivo (2005), e de Cd, Cr, Ni e V no segundo cultivo (2006).

De acordo com a análise de variância apresentada na Tabela 51, observa-se que houve efeito de interação significativa em decorrência do aumento das doses dos resíduos aplicados sobre os teores de Cd, Pb e V no primeiro cultivo, e para Cd, Cr e V no segundo cultivo, nestes também foram observados efeitos significativos quando comparados a calagem e cada um dos resíduos. De maneira geral, os valores encontrados apresentam-se em baixos teores, e em muitos casos, concentrações abaixo do limite de determinação do método analítico empregado, como ocorreu para Cr e Ni no primeiro cultivo, e para As e Hg nos dois cultivos.

Com relação ao método analítico empregado, o limite de detecção dos metais avaliados foi de  $0,002 \text{ mg dm}^{-3}$  para As e Cd, de  $0,004 \text{ mg dm}^{-3}$  para Cr,  $0,005 \text{ mg dm}^{-3}$  para Ni,  $0,02 \text{ mg dm}^{-3}$  para Hg e  $0,025 \text{ mg dm}^{-3}$  para Pb. Neste sentido, afirmar que não há a presença desses metais pesados no tecido foliar da aveia preta cultivada em solo com aplicação superficial de lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria, em diferentes doses, além do calcário na dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  é um tanto quanto inadequado, pois estes encontram-se na verdade, em concentrações abaixo do limite de detecção do método analítico empregado. O que também foi observado com os teores destes metais pesados no solo, onde de acordo com os resultados obtidos, a aplicação dos resíduos não causaria danos ao desenvolvimento das culturas da aveia preta e da soja.

Corrêa et al. (2008), trabalhando na mesma área experimental e com os mesmos resíduos (LC, LB, Lcal e E) concluíram que a aplicação superficial destes em um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico sob SPD não trazem problemas ao ambiente, com relação aos metais pesados Cd, Cr, Hg, Pb, Ni e As. A aplicação dos resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, proporcionaram o aumento dos teores de pH no solo, o que também foi observado neste trabalho decorrente dos mesmos tratamentos. Assim como, o incremento de matéria orgânica e CTC proporcionados no solo por esses mesmos resíduos mais o lodo de esgoto LB, que conferem ao LATOSSOLO VERMELHO Distrófico maior poder tampão, o que provavelmente possibilitou maior adsorção dos metais pesados, reduzindo assim, a possibilidade da absorção pelos dois cultivos com aveia preta.

Tabela 51. Resumo da análise de variância para teor de metais pesados na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

Causa de variação	Ano Agrícola						
	2005			2006			
	Cd	Pb	V	Cd	Cr	Ni	V
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	**	*	*	**	**	ns	ns
Dose (D)	**	*	**	**	**	ns	**
R X D	**	*	**	**	**	ns	*
Bloco	**	*	ns	ns	*	ns	**
CV	22	43	97	59	39	55	55
DMS	0,03	10,03	1,53	0,08	0,35	1,49	2,13
LC <sup>(2)</sup>	**	*	**	**	**	**	*
CV	15	41	58	15	33	37	50
DMS	0,03	17,62	1,15	0,05	0,39	1,90	3,8
LB <sup>(2)</sup>	**	*	**	**	**	ns	*
CV	00	52	49	50	44	53	65
DMS	0,00	29,76	2,57	0,17	0,08	3,67	5,21
Lcal <sup>(2)</sup>	**	**	**	**	**	ns	*
CV	13	24	40	26	38	46	55
DMS	0,05	10,15	1,35	0,02	0,71	2,69	4,97
E <sup>(2)</sup>	**	*	*	*	*	*	*
CV	81	49	121	132	53	50	62
DMS	0,09	19,99	4,68	0,24	0,68	2,51	5,66

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

No cultivo da aveia preta em 2005 houve aumento significativo no teor foliar de Cd com a aplicação de todos os resíduos (Tabela 52), apresentando-se de forma linear para LC e quadrático para os demais, como apresentado na Figura 48. Houve efeito significativo em função do aumento das doses para o teor foliar de Pb quando aplicados LC e E, apresentando-se de forma quadrática e linear crescente, respectivamente. Enquanto, para teor foliar de V, houve aumento de forma linear crescente para este em função do aumento das doses dos resíduos LB, Lcal e E.

Considerando a comparação entre a calagem e os resíduos, observa-se efeito significativo em todas as comparações, ou seja, para todos os resíduos e elementos detectados (Cd, Pb, e V) na parte aérea da aveia preta cultivada em 2005 (Tabela 52).

Tabela 52. Teor de metais pesados na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e de 2006. Botucatu, SP.

Dose $\text{Mg ha}^{-1}$	Ano Agrícola 2005				Ano Agrícola 2006			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>Cd (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>				<b>Cd (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>			
0	0,00 C	0,00 D	0,00 D	0,00 B	0,00 D	0,00 B	0,00 B	0,00 B
2	0,00 cC	0,16 bC	0,30 aC	0,00 cB	0,17 bC	0,36 aA	0,00 cB	0,00 cB
4	0,22 bB	0,20 bB	0,42 aB	0,00 cB	0,32 aB	0,31 aA	0,00 bB	0,19 aAB
8	0,42 bA	0,25 cA	0,55 aA	0,37 bA	0,57 aA	0,46 abA	0,30 bA	0,39 bA
Média	0,16 b	0,15 b	0,32 a	0,09 c	0,26 a	0,28 a	0,08 b	0,15 b
Regressão	L**	Q**	Q**	Q**	L**	Q*	Q*	L**
Calcário	0,00 C	0,00 D	0,00 D	0,00 B	0,00 D	0,00 B	0,00 B	0,00 B
	<b>Pb (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>				<b>Cr (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>			
0	22,11 B	22,11 B	22,11 C	22,11 B	0,73 B	0,73 BC	0,73 C	0,73 A
2	31,38 bAB	56,85 aA	32,87 bAB	26,06 bB	0,84 bAB	1,16 abB	1,55 aB	1,03 abA
4	45,20 aA	32,67 abAB	24,79 bBC	21,77 bB	1,04 bAB	0,77 bBC	2,27 aA	1,37 bA
8	24,90 bB	56,25 aA	39,38 abA	46,36 aA	1,20 bA	3,32 aA	1,56 bAB	1,04 bA
Média	30,90 b	41,97 a	29,79 b	29,07 b	0,95 b	1,50 a	1,53 a	1,04 b
Regressão	Q*	ns	ns	L*	ns	Q**	Q**	ns
Calcário	16,93 B	16,93 B	16,93 C	16,93 B	0,00 C	0,00 C	0,00 D	0,00 B
	<b>V (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>				<b>Ni (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>			
0	0,00 B	0,00 C	0,00 D	0,00 B	3,41 AB	3,41	3,41	3,41 AB
2	0,00 bB	3,58 aB	1,81 abBC	0,00 bB	4,02 A	4,35	3,62	5,74 A
4	3,50 A	1,47 BC	1,25 CD	3,18 AB	1,80 bcB	6,15 a	4,17 ab	1,11 cB
8	0,00 cB	9,06 aA	5,04 bA	6,48 abA	3,98 A	5,05	4,30	2,67 B
Média	0,88 b	3,53 a	2,02 ab	2,41 a	3,30 ab	4,74 a	3,88 ab	3,23 b
Regressão	Q*	L**	L**	L**	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,92 A	2,92 B	2,92 B	2,92 AB	3,39 AB	3,39	3,39	3,39 AB
	<b>V (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>				<b>V (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>			
0					2,00 C	2,00 B	2,00 B	2,00 B
2					6,73 AB	7,49 A	5,22 AB	7,55 AB
4					3,13 bBC	5,82 abAB	8,49 aB	6,34 AB
8					7,49 A	5,24 AB	8,05 B	8,31 A
Média					4,84	5,14	5,94	6,05
Regressão					ns	ns	L**	L*
Calcário					5,62 ABC	5,62 AB	5,62 AB	5,62 AB

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*=  $P < 0,05$  e \*\*=  $P < 0,01$ ; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

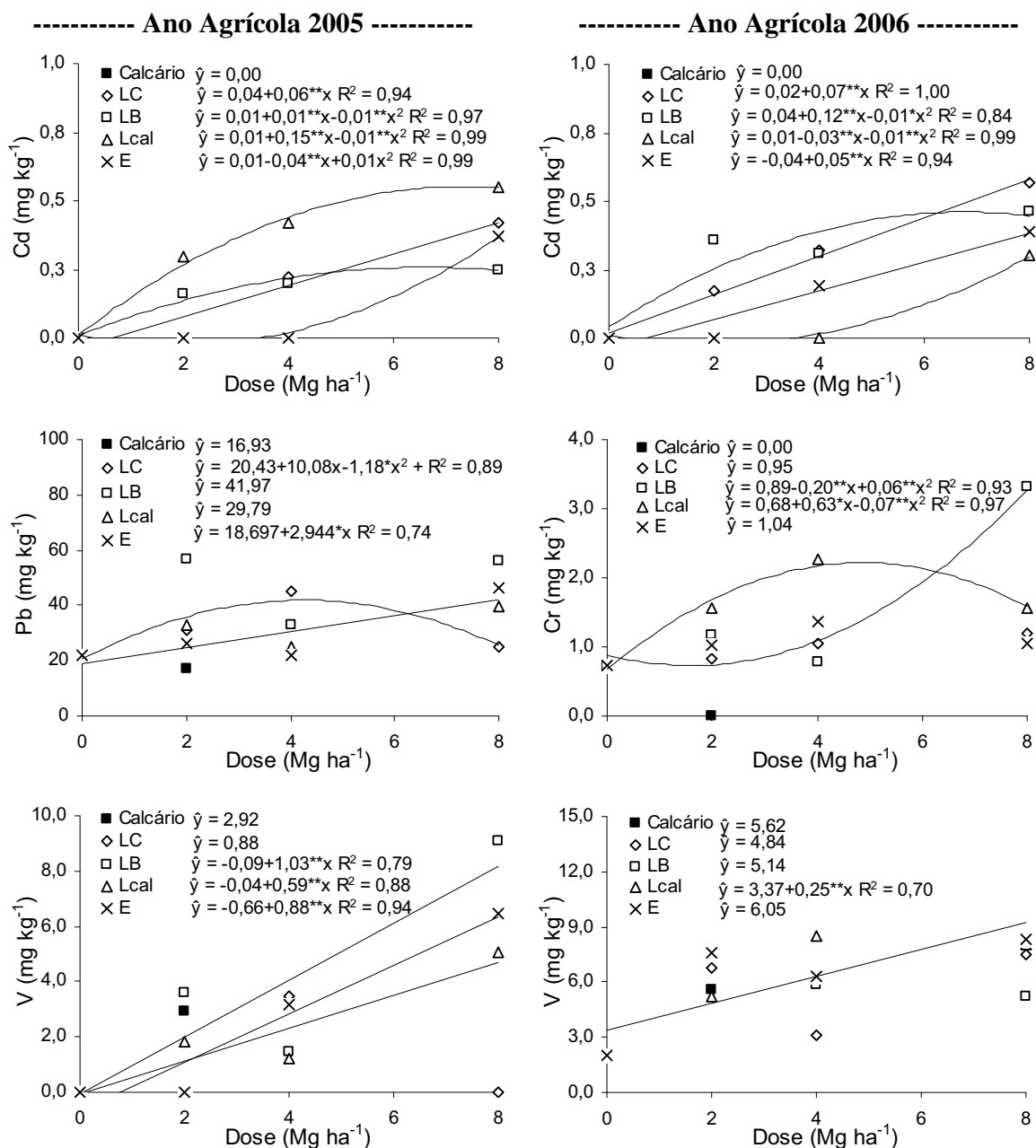


Figura 48. Teor de cádmio, chumbo, cromo e vanádio na aveia preta, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005 e 2006. Botucatu, SP.

De acordo com os resultados, os menores teores de Cd e Pb na aveia foram obtidos no tratamento com calagem, no entanto, não diferiram da testemunha, enquanto, os maiores valores foram obtidos na maior dose de todos os tratamentos, exceto para o teor de

Pb na aplicação de LC, onde o maior teor foi obtido com a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LC. Para o Vanádio, os menores teores foliares deste foram obtidos nos tratamentos testemunha e com a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de todos os resíduos, nestes, a calagem proporcionou teores de V superiores aos obtidos no tratamento testemunha, exceto no tratamento com escória onde não diferiram.

No cultivo da aveia preta em 2006 houve aumento significativo no teor foliar de Cd com a aplicação de todos os resíduos (Tabela 52), apresentando-se de forma linear para LC e E e quadrático para LB e Lcal, como apresentado na Figura 48. Houve efeito significativo em função do aumento das doses para o teor foliar de Cr quando aplicados LB e Lcal, apresentando-se de forma quadrática. Enquanto, para teor foliar de Cd, houve aumento de forma linear crescente para este em função do aumento das doses dos resíduos Lcal e E.

Com relação à comparação entre a calagem e os resíduos, houve efeito significativo em todas as comparações, ou seja, para todos os resíduos e elementos detectados (Cd, Cr, Ni e V) na parte aérea da aveia preta cultivada em 2006 (Tabela 52), exceto para as comparações entre o calcário e os resíduos LB e Lcal quanto ao teor foliar de Ni. De acordo com os resultados, para o teor foliar de Cd os menores teores foram obtidos no tratamento com a calagem e na testemunha, enquanto os maiores valores foram obtidos pela maior dose de todos os tratamentos. Para o teor foliar de Cr a calagem proporcionou os menores valores, e os maiores na maior dose dos resíduos. A aplicação dos resíduos LC e E em comparação com a calagem proporcionaram efeito significativo sobre o teor foliar de Ni, onde os maiores valores foram obtidos com a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, nestes, a calagem proporcionou valores semelhantes aos obtidos com a testemunha, não diferindo das demais doses. Já para o Vanádio, os menores teores foliares foram obtidos no tratamento testemunha, no entanto, não diferiu do tratamento com a calagem.

#### **4.6 Cultura da soja (*Glycine max* (L.) Merrill)**

A cultura da soja conduzida em sistema de plantio direto (SPD) foi semeada sobre palha de aveia preta nos anos agrícolas de 2005/2006 e de 2006/2007, em torno de 7 e 19 meses após a reaplicação superficial dos resíduos e do calcário que foi realizada em maio de 2005.

#### 4.6.1 Componentes de produção e produtividade da cultura da soja

São inúmeros os fatores que interferem na produtividade da cultura da soja, dentre eles, a altura de plantas, o número de vagens por planta e de grãos por vagem, a massa de 100 grãos e a população de plantas, os quais são influenciados principalmente por características do cultivar, época de semeadura, por ser uma planta de dia curto e, também, pelas condições climáticas durante a condução da cultura (EMBRAPA, 1999b).

De acordo com o quadro da análise de variância apresentado na Tabela 53 os resultados indicam que a reaplicação superficial dos resíduos e do calcário no SPD promoveu alterações significativas na cultura da soja conduzida nos dois ciclos de cultivo, safras de 2005/2006 e 2006/2007. Somente para número de grão por vagem nos dois cultivos e para a população de plantas do segundo cultivo, não houve efeito de interação significativa em função do aumento das doses dos resíduos.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 54 e pela Figura 49, pode-se observar que na safra 2005/2006 a altura de plantas da cultura da soja aumentou a medida que foram aumentadas as doses dos resíduos, com efeito significativo em função da aplicação de LC e Lcal, onde proporcionaram aumento linear crescente para esta variável, enquanto, para escória esse comportamento foi quadrático, já para o lodo LB não foi observado efeito do aumento das doses quanto a altura de plantas. Na safra de 2006/2007, cerca de 19 meses após a reaplicação superficial dos resíduos, observou-se aumento na altura da soja com o aumento das doses do resíduo Lcal, enquanto, houve a diminuição desta com a aplicação do lodo de esgoto LB, ambos comportando-se de maneira linear.

Nos dois anos agrícolas, a aplicação do lodo de esgoto LB proporcionou a menor altura de plantas na cultura da soja. Diante dos resultados apresentados na Tabela 54, embora tenham apresentado alturas semelhantes entre a aplicação dos resíduos LC, Lcal e E, a aplicação de escória proporcionou a maior altura de plantas.

Com relação as diferentes doses dos resíduos, na safra 2005/2006 houve diferença significativa entre os resíduos nas dose de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>. Onde, na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> a aplicação de escória proporcionou a maior altura de plantas, porém não foi superior ao tratamento com Lcal, enquanto, na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> onde aplicado o lodo de esgoto LB foi observada a menor altura. Na safra 2006/2007 houve efeito significativo para altura de plantas na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, onde o tratamento com aplicação de escória foi superior ao do

Tabela 53. Resumo da análise de variância para componentes de produção e produtividade da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Causa de Variação	Ano Agrícola 2005/2006					
	Altura	Vagem/planta	Grãos/vagem	Massa de 100 grãos	População	Produtividade
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	**	ns	ns	*	*	**
Dose (D)	**	*	ns	**	**	**
R X D	*	*	ns	*	*	*
Bloco	*	ns	**	**	**	**
CV	13	28	27	9	12	14
DMS	6,84	8,53	0,32	1,07	24761,59	276,99
LC <sup>(2)</sup>	*	*	ns	*	*	**
CV	10	17	27	5	19	8
DMS	10,91	11,36	0,69	1,35	41257,35	310,12
LB <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	**
CV	16	26	21	10	13	10
DMS	17,29	16,36	0,58	2,55	63347,83	418,53
Lcal <sup>(2)</sup>	*	ns	*	**	ns	*
CV	14	23	21	4	12	16
DMS	17,00	16,39	0,55	1,07	53424,53	752,02
E <sup>(2)</sup>	**	*	ns	*	ns	*
CV	8	23	27	9	9	15
DMS	9,86	16,59	0,73	2,65	40380,35	674,03
<b>Ano Agrícola 2006/2007</b>						
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	**	**	ns	*	ns	*
Dose (D)	*	*	ns	*	ns	**
R X D	*	*	ns	*	ns	*
Bloco	*	**	ns	**	**	**
CV	9	14	32,54	6	12	21
DMS	4,30	3,64	0,38	0,61	38538,19	556
LC <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	*	ns	ns
CV	8	19	35	5	9	22
DMS	8,96	11,47	0,84	1,11	59430,17	1423,68
LB <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV	9	23	37	6	10	21
DMS	9,37	11,95	1,00	1,36	71855,28	1215,53
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	11	17	34	6	14	18
DMS	12,55	9,47	0,84	1,34	92211,84	1071,61
E <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV	10	20	29	6	15	19
DMS	11,14	11,03	0,78	1,31	97389,41	1118,44

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

Tabela 54. Altura, número de vagens por planta e de grãos por vagem, e massa de 100 grãos da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006				Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
<b>Altura de plantas</b>								
cm								
0	65 B	65	65 B	65 C	70 AB	70	70	70 AB
2	75 AB	68	78 AB	80 B	70 abAB	66 b	70 ab	76 aAB
4	74 bAB	71 b	82 abA	93 aA	77 aA	66 b	74 ab	80 aA
8	83 aA	64 b	83 aA	78 aB	68 bcAB	61 c	78 a	77 abAB
Média	74 a	67 b	77 a	79 a	72 a	65 b	73 a	76 a
Regressão	L*	ns	L*	Q**	ns	L*	L*	ns
Calcário	75 A	75	75 AB	75 B	67 B	67	67	67 B
<b>Vagem/ planta</b>								
unidades								
0	36 B	36	36	36 B	33	33	33	33
2	45 AB	36	48	40 AB	38	36	34	34
4	46 AB	42	50	56 A	44 a	29 c	37 ab	36 bc
8	47 A	39	50	53 A	44 a	33 b	39 ab	34 b
Média	43	38	46	46	40 a	33 b	36 b	34 b
Regressão	ns	ns	ns	L*	L**	ns	ns	ns
Calcário	51 A	51	51	51 AB	39	39	39	39
<b>Grãos/ vagem</b>								
unidades								
0	1,5	1,5	1,5 AB	1,5	1,8	1,8	1,8	1,8
2	1,5	2,0	2,0 A	1,8	1,3	1,8	1,3	2,0
4	1,8	1,8	1,8 AB	1,8	1,3	2,0	1,8	1,5
8	1,5	1,8	1,3 B	1,8	1,8	1,5	1,5	1,8
Média	1,6	1,8	1,6	1,7	1,5	1,8	1,6	1,8
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,0	2,0	2,0 A	2,0	1,8	1,8	1,8	1,8
<b>Massa de 100 grãos</b>								
g								
0	16,7 B	16,7	16,7 C	16,7 B	15,3 AB	15,3 AB	15,3	15,3
2	18,6 A	18,0	18,9 AB	18,7 AB	14,7 bB	15,7 abA	14,6 b	16,1 a
4	18,1 abAB	16,7 b	18,8 abAB	19,7 aA	15,5 AB	14,8 AB	15,4	15,4
8	17,7 abAB	16,7 b	19,5 aA	18,7 abAB	16,0 aA	14,1 bB	14,6 b	15,2 ab
Média	17,8 ab	17,0 b	18,5 a	18,5 a	15,4	15,0	15,0	15,4
Regressão	ns	ns	L*	Q*	ns	L*	ns	ns
Calcário	18,4 A	18,4	18,4 B	18,4 AB	15,1 AB	15,1 B	15,1	15,1

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

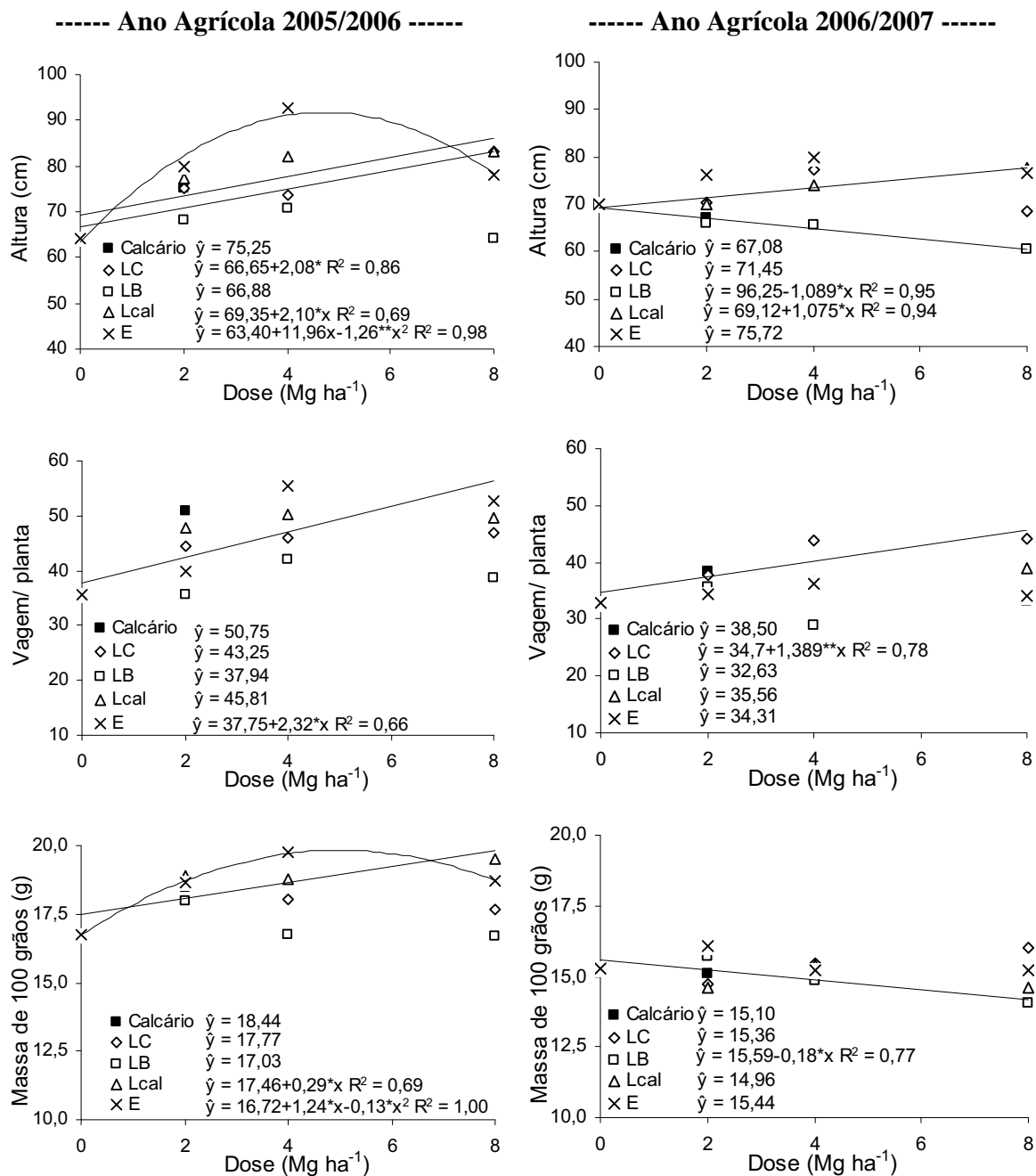


Figura 49. Altura, número de vagens por planta e massa de 100 grãos da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

lodo LB, já na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, os tratamentos com E e LC diferiram do LB e na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, o tratamento com Lcal proporcionou a maior altura de plantas, sendo superior aos lodos LC e LB.

Com relação a aplicação do calcário, na safra de 2005/2006, somente na comparação deste com o lodo LB não houve diferença significativa quanto a altura de plantas (Tabela 54). Considerando a comparação do calcário com o tratamento LC, este na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> e a calagem proporcionaram a maior altura de plantas, diferindo da testemunha. Para a comparação com Lcal, a maior altura média de plantas foi obtida com as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, no entanto, não diferiram do tratamento com a calagem, a qual não diferiu do tratamento testemunha. Já para a comparação com a escória a E, a maior altura de plantas de soja foi obtida na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, que diferiu da calagem e das doses de 2 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> deste, enquanto, a menor altura foi observada na testemunha. No geral, a menor altura de plantas foi observada no tratamento testemunha.

Já no segundo cultivo, safra 2006/2007, somente houve diferença significativa para a comparação do calcário com os resíduos LC e E, onde a calagem proporcionou a menor altura de plantas, inclusive a obtida na testemunha, porém não diferiram significativamente. Para os tratamentos LC e E a maior altura foi observada com a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, a qual, somente foi superior ao tratamento com aplicação de calcário. Neste cultivo não houve diferença significativa para altura de plantas em relação a comparação entre a calagem e os resíduos LB e Lcal.

Para o número de vagens por planta (Figura 49) pode-se observar nos dois anos de cultivo da soja que o aumento das doses proporcionou um aumento linear crescente para esta variável em função da aplicação de escória no primeiro cultivo e para LC no segundo.

A aplicação do lodo LB proporcionou os menores números de vagem por planta, sendo observado nos dois cultivos. No entanto, só foi significativo no segundo cultivo, onde na média, o maior valor foi obtido onde aplicado o lodo de esgoto LC. Com relação as doses dos resíduos, na safra 2005/2006 não foram observados efeitos significativos entre os resíduos. Já na safra 2006/2007 houve diferença significativa para número de vagens por planta nas doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, onde a aplicação de LC mostrou-se superior a LBe E (Tabela 54).

Como pode ser visto na Tabela 54, referente à comparação do calcário com cada um dos resíduos, esta somente foi significativa na safra de 2005/2006, mediante a comparação com os resíduos LC e E. Na comparação com LC a maior dose deste e a calagem proporcionaram o maior número de vagens por planta, sendo superior a testemunha. Já para a E, o maior número de vagens por planta foi obtido com as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, as quais foram superiores ao observado na testemunha, porém, não diferiram do tratamento com o calcário.

Pode-se observar também (Tabela 54), que a aplicação dos resíduos não influenciou significativamente o número de grãos por vagem na soja cultivada nos dois ciclos avaliados. No entanto, considerando a aplicação do calcário, mediante sua comparação com os resíduos, somente para o Lcal houve diferença significativa, onde os maiores valores médios, quanto ao número de grãos por vagem, foram proporcionados pela calagem e com a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>.

Diante dos resultados, pode-se observar na Tabela 54, que no geral, a maior massa de 100 grãos foi obtida no primeiro cultivo. A massa de 100 grãos da soja cultivada no ano agrícola de 2005/2006 aumentou significativamente em função do aumento das doses para os resíduos Lcal e E, apresentando comportamento linear crescente e quadrático, respectivamente, enquanto, na safra 2006/2007, houve diferença significativa apenas para a aplicação do lodo LB, onde a massa de 100 grãos diminuindo linearmente com o aumento das doses (Figura 49).

Com relação às doses dos resíduos aplicados, na safra 2005/2006 foram observadas diferenças significativas entre os resíduos nas doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup>, nas quais, a aplicação do lodo LB proporcionou a menor massa de 100 grãos de soja, enquanto, na safra 2006/2007 houve efeito significativo para a dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, onde o maior valor foi obtido no tratamento com aplicação de escória e, também, na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, com a aplicação de LC apresentando os maiores valores para a massa de 100 grãos (Tabela 54).

No primeiro cultivo, cerca de 7 meses após a reaplicação dos resíduos e do calcário, somente não foi observada diferença significativa entre a calagem e o lodo de esgoto LB. Para o LC, a maior massa de 100 grãos foi obtida nos tratamentos com a calagem e na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, diferindo apenas do tratamento testemunha. No tratamento com Lcal, a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionou a maior massa de 100 grãos, sendo superior a da calagem, e

ambas superiores a testemunha. Para a escória, somente a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> diferiu da testemunha, ou seja, não diferiram da calagem. Enquanto, no segundo cultivo, safra 2006/2007, a calagem proporcionou valores de massa de 100 grãos menores do que os obtidos no tratamento testemunha, no entanto, considerando os tratamentos com os lodos de esgoto LC e LB, a calagem não diferiu da testemunha.

No primeiro cultivo foram observados efeitos significativos sobre a população de plantas decorrente do aumento das doses dos resíduos, onde, na Figura 50 pode ser observado que esta diminuiu de forma linear com o aumento das doses do resíduo LC, enquanto, no segundo ciclo não foi observado efeito significativo (Tabela 55).

Com relação à calagem, no ano agrícola de 2005/2006 (Tabela 55), a população de plantas por hectare foi menor do que a obtida no tratamento testemunha, já na safra seguinte ocorreu o inverso, com a calagem proporcionando o maior número de plantas de soja por hectare. No entanto, somente foi observada diferença significativa na comparação entre a calagem e o resíduo LC no primeiro cultivo (2005/2006), onde mesmo apresentando a maior população de plantas por hectare no tratamento testemunha, este não diferiu da calagem. Neste cultivo, apesar de não significativa, a maior população de plantas foi observada no tratamento que recebeu a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB, o que conferiu a este resíduo o maior valor médio de plantas por hectare, o qual diferiu somente do tratamento com aplicação do LC.

Efeitos significativos sobre a produção da soja decorrente da aplicação de doses dos resíduos foram observados nos dois cultivos, como apresentado na Tabela 55. De acordo com os resultados referentes à produtividade da soja, na safra 2005/2006 ocorreu efeito significativo decorrente do aumento das doses para todos os resíduos aplicados. Por meio da Figura 55 pode-se observar que o comportamento da produtividade da soja em função da aplicação dos resíduos ocorreu de forma diferenciada, para LC o aumento da produção foi de forma linear, o que caracteriza a possibilidade de se utilizar doses maiores do que 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, enquanto, para os resíduos LB, Lcal e E foi de forma quadrática, atingindo a produção máxima de 2891,22 kg ha<sup>-1</sup> na dose de 4,2 Mg ha<sup>-1</sup> de LB, de 3504,31 kg ha<sup>-1</sup> na dose de 4,5 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal e de 3601,00 kg ha<sup>-1</sup> na dose de 4,8 Mg ha<sup>-1</sup> de E.

No ano agrícola de 2006/2007, somente foi observado efeito significativo sobre a produtividade da soja em função do aumento das doses com a aplicação

do lodo de esgoto LC, que, assim como no primeiro cultivo, comportou-se de forma linear crescente (Figura 50).

No primeiro cultivo, a produção média dos tratamentos com E e Lcal foi superior a obtida com a aplicação dos lodos de esgoto LB e LC, enquanto no segundo cultivo, a maior produção foi no tratamento com o lodo de esgoto LC, que somente diferiu do LB.

Levando-se em consideração as doses dos resíduos, no primeiro cultivo houve diferença significativa entre os resíduos nas doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup>, onde, a menor produtividade foi obtida nos tratamentos com os lodos de esgoto LC e LB. No entanto, no segundo cultivo, a maior produtividade foi observada quando aplicada a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> do lodo LC (Tabela 55).

Tabela 55. População de plantas e produtividade da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006				Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	<b>População de plantas</b>							
	----- plantas ha <sup>-1</sup> -----							
0	321667 A	321667	321667	321667	447222	447222	447222	447222
2	279445 B	314445	287778	305000	448148	444444	400000	402778
4	293889 AB	338333	315555	318333	440741	455555	425000	408333
8	262778 B	288889	270000	294445	451852	429630	425000	441667
Média	289444 b	315833 a	298750 ab	309861 ab	446991	444213	424306	524000
Regressão	L**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	292222 AB	292222	292222	292222	458333	458333	458333	458333
	<b>Produtividade</b>							
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----							
0	2312 B	2312 C	2312 B	2312 C	3530	3530	3530	3530
2	2403 bB	2752 bAB	3337 aA	2918 abBC	3684	3716	3653	3903
4	2500 cB	2879 bcA	3372 abA	3729 aA	4620	4175	4070	3796
8	2941 A	2408 BC	2828 AB	2957 BC	4950 a	3047 b	3645 b	3451 b
Média	2539 b	2588 b	2962 a	2979 a	4196 a	3617 b	3724 ab	3670 ab
Regressão	L*	Q*	Q**	Q**	L**	ns	ns	ns
Calcário	3116 A	3116 A	3116 A	3116 AB	4117	4117	4117	4117

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Umidade de grãos corrigida a 13%. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

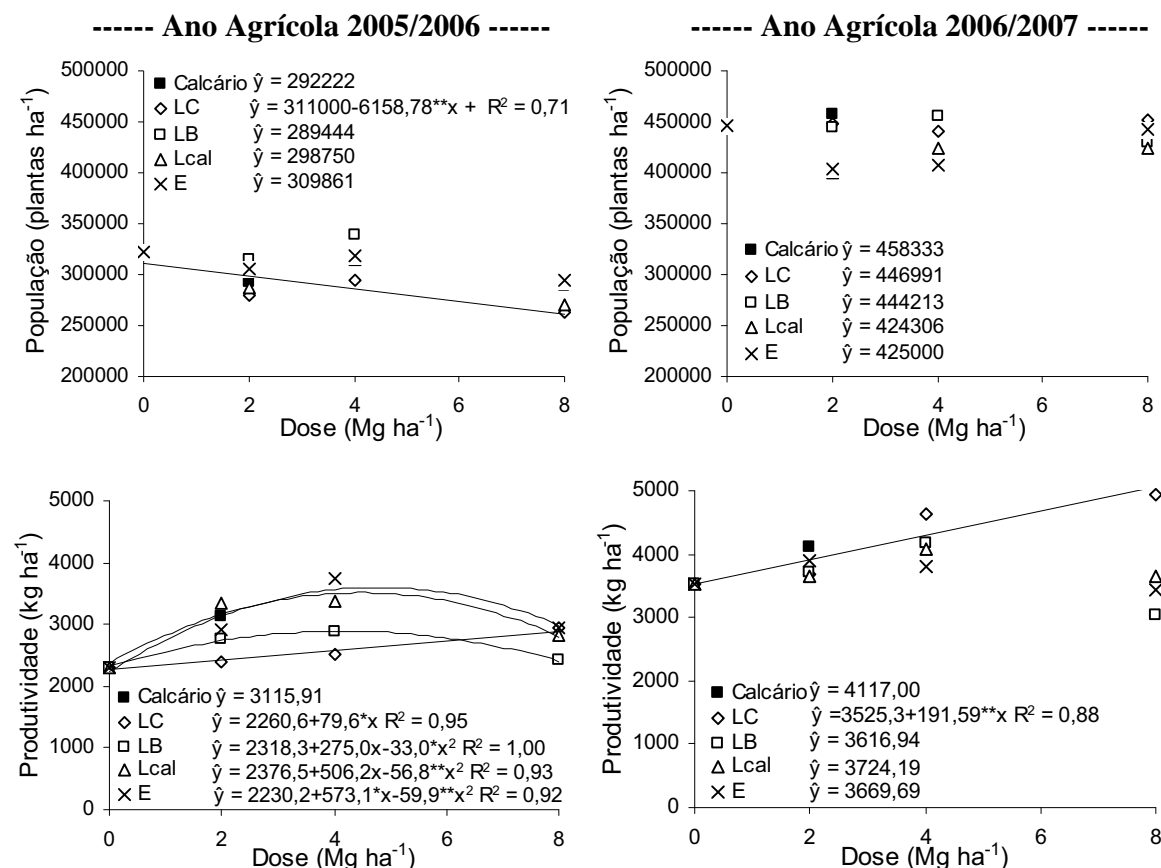


Figura 50. População de plantas e produtividade da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial de doses dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Considerando a aplicação de calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), apenas no primeiro cultivo foram observadas diferenças significativas entre a comparação deste com cada um dos resíduos. Neste cultivo, nos tratamentos com LC, LB e Lcal a maior produção de soja foi com a aplicação do calcário, no entanto, não diferiu da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, das doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB e das doses de 2, 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal. Enquanto para E, a maior produção de soja foi na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, mas não diferiu do tratamento com a calagem.

De acordo com os resultados obtidos, no ano agrícola de 2005/2006, a calagem favoreceu a produtividade da cultura da soja apresentando produção média acima da obtida no tratamento testemunha, que recebeu somente adubação de semeadura, igualmente a todos os tratamentos. Enquanto, no segundo cultivo, apesar da aplicação do calcário ter

favorecido a produtividade da soja, não foram observadas diferenças significativas em relação às comparações entre a calagem e os resíduos aplicados.

Como pode ser visualizada na Tabela 55, a produtividade da soja aumentou do primeiro para o segundo cultivo, onde, no tratamento testemunha a produtividade passou de 2312 para 3530 kg ha<sup>-1</sup> e, de 3116 para 4117 kg ha<sup>-1</sup> onde foi aplicado o calcário, com incrementos de 1218 e 1001 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, do primeiro para o segundo cultivo. Já para os resíduos, a produtividade média da soja, considerando todas as doses, incluindo a testemunha, passou de 2539 para 4196 quando aplicado LC, de 2588 para 3617 quando aplicado LB, de 2962 para 3724 quando aplicado Lcal e de 2979 para 3670 kg ha<sup>-1</sup>, com incrementos de 1657, 1029, 762, 691 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. De acordo com os resultados, os menores incrementos de produtividade foram nos tratamentos com Lcal e E, o que pode ser explicado pela melhor produtividade destes tratamentos no primeiro cultivo.

No primeiro cultivo, safra 2005/2006, o lodo de esgoto LB proporcionou a maior população de plantas, no entanto, não refletiu na produtividade, provavelmente por ter apresentado menor desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente menor número de vagens por planta, em razão da plasticidade da cultura em regular seu potencial para produtividade conforme o ambiente. Considerando os lodos de esgoto, apesar do maior desenvolvimento das plantas e número de vagens por planta quando aplicado o LC, esse efeito foi contrabalanceado com a maior população de plantas quando aplicado o LB, o que conferiu a este a maior produtividade entre os lodos de esgoto. Dessa forma, pode-se constatar a importância do número de vagens por planta. Enquanto, no segundo cultivo, safra 2006/2007, o resíduo que proporcionou a maior população de plantas foi a escória, porém, apresentou baixo número de vagens por planta. Neste cultivo, a maior produtividade média de grão foi obtida com a aplicação do lodo LC, que proporcionou maior número de vagem por planta e, também, maior massa de 100 grãos. Assim, pode-se dizer que a variável número de vagens por planta apresentou grande relação com a produtividade da soja em decorrência da aplicação dos resíduos e do calcário nos dois cultivos.

Diante do exposto, a produtividade da cultura da soja sofre influência direta de características como altura, número de vagens por plantas, de grãos por vagem, a massa de 100 grãos e a população de plantas. Os resultados obtidos confirmam que as plantas desenvolvem maior potencial de crescimento em condições de melhor fertilidade,

propriedades físicas e microbiológicas do solo, efeitos que foram discutidos anteriormente em razão do aumento da dose dos resíduos e do calcário.

Segundo Gaudêncio et al. (1990), a população é determinante para o arranjo das plantas de soja, uma vez que esta influencia o crescimento das plantas. O excesso de plantas, mesmo nos casos em que não se observa redução no rendimento, modifica a arquitetura e o aproveitamento de luz, deixando-as mais sujeitas ao acamamento, podendo ocasionar perdas na colheita.

Neste sentido, pesquisadores como Urben Filho e Souza (1993) citam que o manejo adequado da cultura garante sua maior tolerância as variações populacionais de plantas. Segundo estes, a produção de grãos não é afetada pela menor densidade de plantas, pois a soja possui a capacidade de tolerar essa ampla variação da densidade de semeadura pela interdependência dos fatores de produção. No entanto, quando há elevado número de plantas a produção fica prejudicada por diminuir os ramos e o número de vagens por planta, em decorrência da competição por água e nutrientes. Estes citam também, que a produção para algumas variedades, em certos anos agrícolas não foram afetadas por variação de população entre 300000 e 600000 plantas ha<sup>-1</sup>.

A distribuição das plantas no campo é feita pela variação do espaçamento e da densidade na linha. Vários estudos têm demonstrado que a melhor população de plantas é de aproximadamente 400000 plantas ha<sup>-1</sup>, havendo tolerância da cultura para variações da ordem de 20% a 25% desse número para mais ou para menos. Entretanto, a melhor população depende da região, época de semeadura e cultivar (EMBRAPA, 1999b).

Considerando-se a população de plantas obtida no experimento, no primeiro cultivo, safra 2005/2006, a menor produtividade obtida provavelmente deve ter sido em decorrência da baixa densidade populacional da cultura da soja. Efeito este que não foi observado no segundo cultivo, onde a população de plantas estava dentro da densidade indicada nas recomendações técnicas da EMBRAPA (1999b).

Nos dois cultivos o calcário proporcionou boa produtividade, provavelmente por ter melhorado as condições químicas do solo, com efeitos sobre pH e V%, e ainda, por disponibilizar teores adequados de Ca e Mg trocáveis no solo. São inúmeros os pesquisadores que observaram aumento da produtividade da soja em decorrência da calagem

superficial em solos ácidos, como Oliveira e Pavan (1996), Moreira et al. (2001), Corrêa (2005), Alleoni et al. (2005) e em muitos trabalhos desenvolvidos por Caires et al. (1998, 1999, 2000, 2003 e 2006), dentre outros, que atribuem a resposta da cultura à neutralização da acidez do solo na camada superficial e subsuperficial, elevando a saturação por bases, e teores e relações adequadas de Ca, Mg e K.

De acordo com os resultados obtidos, no primeiro cultivo, a aplicação dos resíduos Lcal e E proporcionaram as maiores produtividades, as quais podem ser justificadas pelo fato de as plantas terem apresentado maior número de vagens por plantas, provavelmente por terem crescido mais, e nestes tratamentos também foram observadas as maiores massas de 100 grãos. Dessa forma, este conjunto de fatores mais a população de plantas influenciaram a produtividade de grão da cultura da soja como um todo.

A aplicação dos resíduos e do calcário proporcionou maior produtividade na cultura da soja do segundo cultivo, no ano agrícola de 2006/2007 (Tabela 55), que além do maior tempo de reação no solo, em torno de 19 meses, apresentou características climáticas favoráveis para o bom desenvolvimento da cultura (Figura 1).

Resultados estes, que justificam a utilização dos resíduos LC, LB, Lcal e E, em superfície no SPD como alternativa para se obter boa produtividade de soja, efeito este naturalmente observado em áreas manejadas com aplicação superficial de calcário em SPD.

#### **4.6.2 Teor foliar de nutrientes na cultura da soja**

Os teores de nutrientes foliares foram influenciados significativamente pela reaplicação superficial dos resíduos (LC, LB, Lcal e E) e do calcário, na soja cultivada em SPD nos anos agrícolas de 2005/2006 e de 2006/2007, como pode ser visto no resumo da análise de variância apresentado na Tabela 56. Os resultados expressos na análise de variância apresentam também o efeito da calagem, mediante comparação com cada um dos resíduos e suas doses.

No primeiro cultivo da soja houve efeito de interação significativa em função da reaplicação dos resíduos para os teores de P, K, Ca, S, B, Cu, Fe, Mn e Zn, enquanto, no segundo cultivo o efeito da aplicação superficial dos resíduos só foi observado sobre os teores foliares de Ca, Mg e Zn (Tabela 56).

Tabela 56. Resumo da análise de variância para teor de nutrientes na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Causa de variação	Ano Agrícola											
	05/06	06/07	05/06	06/07	05/06	06/07	05/06	06/07	05/06	06/07	05/06	06/07
	<b>N</b>		<b>P</b>		<b>K</b>		<b>Ca</b>		<b>Mg</b>		<b>S</b>	
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns
Dose (D)	ns	ns	ns	ns	**	ns	**	**	ns	**	*	ns
R X D	ns	ns	*	ns	*	ns	*	*	ns	*	*	ns
Bloco	*	*	*	**	*	*	**	ns	*	*	*	ns
CV	9	5	5	9	17	20	16	22	21	16	15	12
DMS	2,49	1,81	0,11	0,20	1,92	2,68	1,84	1,62	0,79	0,51	0,24	0,25
LC <sup>(2)</sup>	ns	*	*	*	*	ns	*	*	ns	*	*	ns
CV	8	3	6	4	17	16	15	17	22	19	15	11
DMS	4,63	2,52	0,29	0,22	4,17	4,59	3,68	2,84	1,79	1,22	0,54	0,46
LB <sup>(2)</sup>	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV	12	5	6	7	19	22	19	22	23	18	14	16
DMS	7,08	4,14	0,29	0,33	4,65	6,43	4,46	3,23	1,83	1,22	0,51	0,68
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	*	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	*	ns	*
CV	10	4	6	10	17	17	16	22	27	20	19	10
DMS	6,22	3,46	0,29	0,47	4,08	5,20	3,94	3,48	2,10	1,25	0,69	0,42
E <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV	7	5	7	7	16	20	17	16	24	13	20	12
DMS	4,03	4,25	0,36	0,33	3,94	5,89	4,05	2,52	2,00	0,96	0,74	0,55
	<b>B</b>		<b>Cu</b>		<b>Fe</b>		<b>Mn</b>		<b>Zn</b>			
Resíduo(R) <sup>(1)</sup>	*	ns	*	ns	ns	*	*	ns	**	*		
Dose (D)	*	ns	*	ns	**	*	*		*	ns		
R X D	*	ns	*	ns	*	ns	*	ns	**	ns		
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns		
C.V.	10	14	15	10	22	19	27	40	22	69		
DMS	3,50	4,42	0,90	0,88	32,35	22,82	3,45	34,75	11,39	39,50		
LC <sup>(2)</sup>	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	**	ns		
CV	9	17	13	10	15	10	19	22	9	21		
DMS	6,42	11,29	1,67	1,95	45,42	26,21	74,01	36,57	9,56	20,85		
LB <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	*	ns		
CV	14	17	15	9	25	20	21	25	29	45		
DMS	10,74	11,35	2,07	1,82	78,19	51,01	95,54	48,59	39,67	62,14		
Lcal <sup>(2)</sup>	ns	ns	ns	ns	*	*	*	ns	ns	ns		
CV	8	16	12	10	18	20	40	47	18	23		
DMS	5,90	11,00	1,66	1,94	60,34	51,62	173,54	91,55	19,30	21,82		
E <sup>(2)</sup>	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns		
CV	5	22	12	10	25	17	20	36	13	60		
DMS	3,82	13,93	1,55	2,02	82,15	42,46	76,47	67,56	13,15	73,37		

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*= P < 0,05, \*\*= P < 0,01 e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

O teor foliar de N não foi influenciado pelo aumento das doses dos resíduos em nenhum dos cultivos realizados (Tabela 57). Como pode ser observado, o teor foliar de N na soja foi menor no primeiro cultivo, em média  $10 \text{ g kg}^{-1}$  de N a menos do que o obtido no segundo cultivo. Provavelmente estes resultados se devem ao fato de a semeadura da soja do primeiro ciclo ter ocorrido cerca de 7 meses após a aplicação superficial dos tratamentos, e em cima da palha de aveia preta, semeada imediatamente após a aplicação superficial dos resíduos e do calcário.

Malavolta (2006) cita que a multiplicação e a atividade dos microorganismos que decompõem os restos vegetais e animais, transformando-os na matéria orgânica do solo exigem a assimilação de N mineral no protoplasma microbiano. Ou seja, quando incorporamos restos culturais, estercos e adubos verdes, pode haver uma diminuição temporária no teor de N disponível da solução do solo, principalmente se o material incorporado for pobre em N, e dessa forma podendo faltar N para a cultura seguinte, que em nossa pesquisa foi a soja, semeada nos dois cultivos sobre a palha da aveia preta. No caso da aveia preta, como já citado anteriormente, por apresentar elevada relação C/N, é mais favorável a imobilização do N.

Considerando o teor de N no tratamento testemunha, em que recebeu somente adubação de semeadura a base de NPK, mediante aplicação de  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  do adubo químico formulado 8-28-16 no sulco de semeadura, observa-se bons teores foliar, com aumento deste do primeiro para o segundo cultivo. Neste caso, além da adubação química contendo N, dos restos vegetais com a cultura da aveia, este teor pode ter sido favorecido pela fixação biológica de nitrogênio por meio de simbiose entre bactérias do gênero *Bradyrhizobium* e as raízes da soja, visto que as sementes foram inoculadas na ocasião da semeadura.

Nos dois anos agrícolas a aplicação de calcário na dose recomendada, que foi de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ , proporcionou o maior teor de N nas plantas, no entanto, diferenças significativas entre a calagem e os resíduos ocorreram somente no segundo cultivo. Com exceção do tratamento com aplicação de escória, para os demais resíduos a calagem proporcionou o maior teor foliar de N, sendo superior as doses de 2 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LC, de 2 e  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LB e as de 4 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Lcal.

Tabela 57. Teor de nutrientes na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006				Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- N (g kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	38	38	38	38	53 AB	53 AB	53 AB	53
2	38	38	39	38	52 B	50 B	54aA	52
4	37	41	40	39	53 AB	50 B	51 B	55
8	41 a	36 b	39 ab	40 ab	52 B	51 AB	50 B	51
Média	38	38	39	39	52	51	52	53
Regressão	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	41	41	41	41	55 A	55 A	55 A	55
	----- P (g kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	3,2 B	3,2	3,2	3,2	3,2 B	3,2	3,2	3,2
2	3,2 B	3,2	3,3	3,1	3,3 AB	3,0	3,4	3,2
4	3,2 B	3,4	3,2	3,1	3,2 B	3,2	3,1	3,3
8	3,5 A	3,3	3,3	3,4	3,4 A	3,2	3,1	3,5
Média	3,3	3,3	3,3	3,2	3,3	3,1	3,2	3,3
Regressão	ns	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns
Calcário	3,4 AB	3,4	3,4	3,4	3,3 AB	3,3	3,3	3,3
	----- K (g kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	18 A	18	18 A	18	20	20	20	20
2	15 AB	15	16 AB	15	18	18	18	18
4	13 B	14	13 B	15	18	17	17	18
8	16 AB	17	16 AB	15	18	18	22	18
Média	15	16	16	16	18	18	19	18
Regressão	Q*	Q*	Q*	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	17 AB	17	17 AB	17	21	21	21	21

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa adequada para teor foliar de N na cultura da soja, incluindo folhas e pecíolo, é de 40-54 g kg<sup>-1</sup>. Diante dos resultados obtidos em decorrência da aplicação superficial dos resíduos e do calcário, pode-se inferir que no cultivo realizado na safra de 2005/2006 os teores de N estiveram em sua maioria abaixo do limite considerado adequado por Raij et al. (1997) de 40 g kg<sup>-1</sup>, porém, muito próximos a este valor, somente estiveram dentro do considerado adequado nos tratamentos com a calagem e nas doses de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB e Lcal e de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC e E, enquanto, na safra de

2006/2007, segundo cultivo, os teores de N estiveram dentro da faixa considerada adequada, ou seja, em níveis considerados normais para a cultura.

No entanto, Malavolta et al. (1999) citam que um nível adequado de N na folha para obtenção de uma produtividade de 2700 kg ha<sup>-1</sup> de soja seria de 36 g kg<sup>-1</sup>. Segundo estes, os teores foliares de N em função da aplicação superficial dos resíduos e do calcário estão acima do estabelecido para se obter produtividade adequada para soja nos dois anos de cultivo.

O teor foliar de P na cultura da soja somente foi influenciado significativamente pelo aumento das doses do resíduo escória e no primeiro cultivo (Tabela), safra 2005/2006, apresentando comportamento quadrático, como pode ser visto na Figura 51. Nos dois cultivos os teores de P na soja foram semelhantes, variando entre 3,0 e 3,5 g kg<sup>-1</sup>.

Nos dois anos agrícolas a aplicação de calcário na dose recomendada, que foi de 2 Mg ha<sup>-1</sup>, proporcionou teor de P nas plantas acima do obtido na testemunha. No entanto, diferenças significativas entre a calagem e os resíduos ocorreram somente com a aplicação de LC, nos dois cultivos. Nos dois cultivos, o maior teor foliar de P foi na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, porém, semelhante a calagem, nestes, a calagem apesar de ter proporcionado teores foliares de P maiores que os da testemunha, não diferiram significativamente .

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa adequada para teor foliar de P na cultura da soja, incluindo folhas e pecíolo, é de 2,5 – 5,0 g kg<sup>-1</sup>. Diante dos resultados obtidos em decorrência da aplicação superficial dos resíduos e do calcário, pode-se inferir que nos cultivos realizados nas safras de 2005/2006 e 2006/2007, os teores de P estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura da soja, atingindo valores médios de 3,3 g kg<sup>-1</sup>, bem acima do limite mínimo para a cultura da soja de 2,5 g kg<sup>-1</sup> de P proposto por Raij et al. (1997). Enquanto Malavolta et al. (1999) cita que um nível adequado de P na folha para obtenção de uma produtividade de 3000 kg ha<sup>-1</sup> de soja é de 2,6 g kg<sup>-1</sup>. Segundo este, os teores foliares de P em função da aplicação superficial dos resíduos e do calcário estão acima do estabelecido para se obter produtividade adequada para soja nos dois anos de cultivo.

Quanto aos lodos de esgoto LC e LB, há a possibilidade da maior absorção de P pelas plantas de soja em razão do fornecimento desse nutriente, apresentam em torno de 20 g kg<sup>-1</sup> de sua matéria seca no LC e 49 g kg<sup>-1</sup> no LB (Tabela 2).

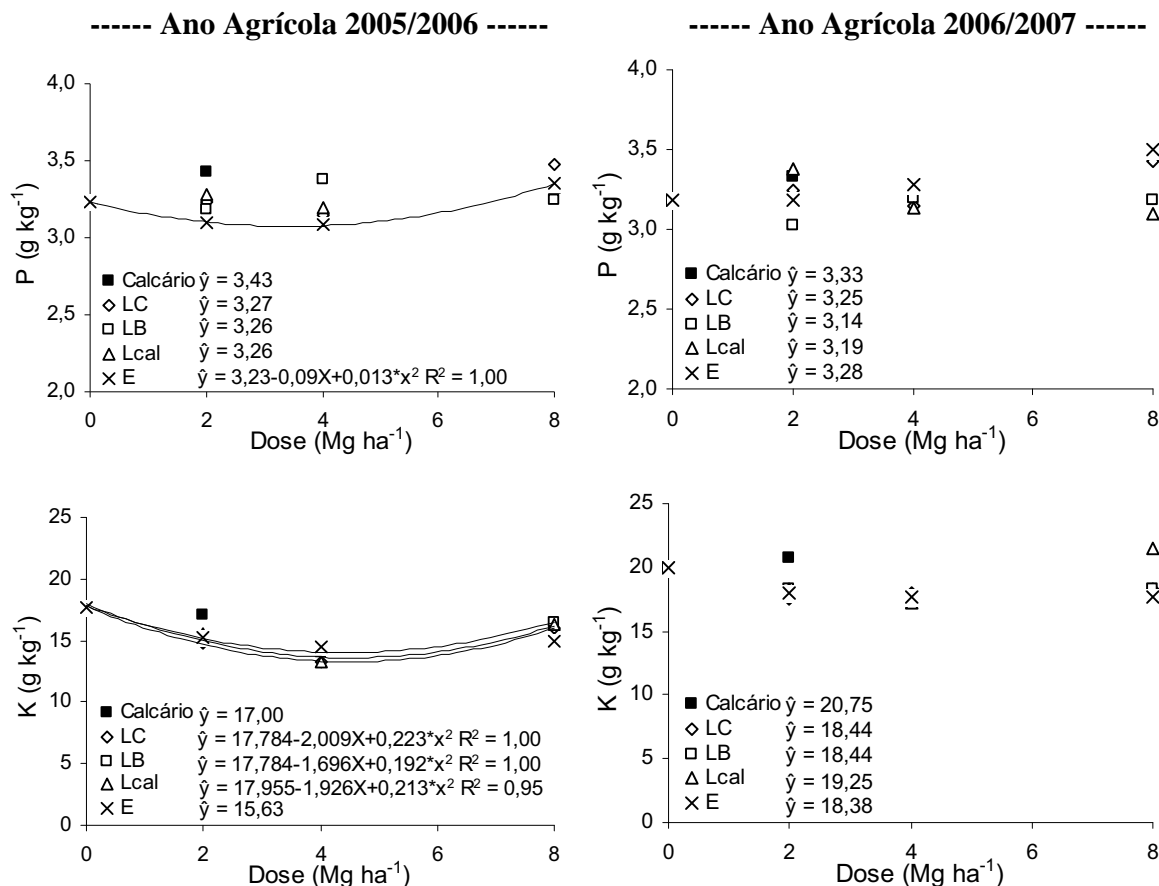


Figura 51. Teor de fósforo e potássio na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Nascimento et al. (2004) observaram aumento significativo de P no solo em decorrência da aplicação de lodo de esgoto, no entanto, citam que os teores disponíveis no solo encontram-se em baixos níveis, havendo necessidade de aplicação de maiores doses de lodo ou de suplementação com fertilizantes minerais para a obtenção de altas produtividades. Segundo estes, o lodo além de ser fonte de P, por apresentar elevado teor de matéria orgânica pode diminuir a adsorção do P no solo, fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, aumentando a disponibilidade de P.

No entanto, não foi observada a superioridade dos lodos sobre os demais resíduos que apresentavam menor teor de P em sua composição. O que pode ser justificado pelos teores de P no solo proporcionados principalmente pela aplicação de escória,

além do que, nas duas safras a soja foi semeada utilizando-se  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  do adubo formulado 8-28-16 a base de NPK, e assim, favoreceram os teores foliares de P nos dois cultivos.

De maneira geral, tanto os resíduos como o calcário proporcionaram aumentos no teor de P no solo como já apresentado anteriormente, e dessa forma contribuíram para o bom teor foliar de P nos dois cultivos da soja, o que pode ser atribuído às melhores condições nas propriedades químicas do solo, disponibilizando maiores quantidades desse nutriente, bem como o aumento nos valores de pH, fatores que melhoram a disponibilidade de absorção desse elemento pelas plantas de soja.

Quanto aos teores foliares de K, foram observados efeitos significativos somente no primeiro cultivo, em decorrência do aumento das doses dos resíduos LC, LB e Lcal, apresentando comportamento quadrático (Figura 51). Enquanto, no segundo cultivo não houve efeito significativo sobre o teor de K em função da aplicação dos resíduos.

Para a cultura da soja, a faixa considerada adequada para teores foliares de K segundo Raij et al. (1997) é de  $17 - 25 \text{ g kg}^{-1}$ . Assim, com base nos resultados presentes na Tabela 57, pode-se dizer que no primeiro cultivo ocorreu certa variação para o teor foliar de K, entre  $13$  e  $19 \text{ g kg}^{-1}$ , porém, na safra de 2006/2007 os teores de K estão todos dentro da faixa considerada adequada.

Vale ressaltar ainda, que em cada semeadura de soja foram aplicados  $48 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$ , o que permite concluir que essa adubação, associada à maior reciclagem do nutriente pela aveia preta utilizada como planta de cobertura no SPD favoreceram o teor de K no solo e conseqüentemente para a nutrição em K pela cultura da soja no segundo cultivo (verão de 2006/2007).

Considerando a comparação entre a calagem e os resíduos, houve diferença significativa quando aplicados os resíduos LC e Lcal, onde o comportamento foi semelhante para o teor foliar de K, sendo maior no tratamento testemunha, porém, não diferiu do tratamento com aplicação de calcário. Já no segundo cultivo, mesmo a calagem tendo proporcionado teor de K maior do que o do tratamento testemunha, estes não diferiram significativamente.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 57, pode-se dizer que os teores foliares de K acompanharam os teores disponíveis de K no solo. Conforme discutido anteriormente, os maiores teores de K no solo foram no tratamento testemunha, o

que proporcionou a maior absorção pelas plantas, pois após 4 meses da aplicação dos tratamentos o teor de K no solo na testemunha era de  $2,4 \text{ mmolc dm}^{-3}$  e após 18 meses era de  $2,8 \text{ mmolc dm}^{-3}$ , valores considerados médios por Raij et al. (1997), valores obtidos mediante análise química do solo antes da semeadura da soja nos dois cultivos. Arelado ao teor de K no solo, deve-se considerar também os teores foliares na cultura da aveia preta que antecedeu cada um dos cultivos. Sendo assim, tanto os teores de K no solo como na aveia preta proporcionaram o aumento do teor foliar de K na cultura da soja, sendo maior no segundo cultivo.

Depois do N, o K é o nutriente mineral mais requerido em maior quantidade pelas plantas (Rosolem et al., 2003a). Apresenta alta mobilidade na planta, em qualquer nível de concentração, seja dentro da célula, no tecido vegetal ou no xilema e floema (Malavolta, 1980). O K não é metabolizado na planta, portanto, não faz parte de tecidos e moléculas, permanece na forma de iônica nas células vegetais, e sua maior contribuição no metabolismo das plantas esta relacionada com o controle do potencial osmótico das células e dos tecidos (Marschner, 1995).

Segundo Malavolta (1980) citado por Rosolen et al. (2003), mais de 80% do K está na forma solúvel nos tecidos, o que facilita sua translocação pela planta, sendo passível de lixiviação. Estes citam que em plantas de milho em fase final de ciclo apresentam menos K nos tecidos vegetais do que na fase de maior acúmulo deste, o que provavelmente ocorre pela lavagem do K da parte aérea das plantas. Efeito este que segundo Malavolta (1980) intensifica a reciclagem de nutrientes e a fertilização das camadas superficiais do solo.

Diante do exposto, os restos vegetais que permanecem na superfície do solo no SPD podem favorecer os teores de K no solo, devido à lavagem deste nutriente do material vegetal, que ocorre com as plantas ainda em crescimento, ou seja, pode ser extraído com facilidade do tecido vegetal sem a necessidade da decomposição da palha. Efeito este que foi observado por Moraes e Arens (1969), onde constataram a facilidade da remoção do K do tecido vegetal das plantas cultivadas, onde simplesmente imergiram as folhas de plantas cultivadas em água destilada, o que permitiu concluir que em condições de campo, isso seria possível por meio de água das chuvas ou mesmo do orvalho.

Rosolen et al. (2003) citam que espécies que acumulam mais K o liberam em maior quantidade, e também que existe diferença entre as espécies quanto ao

potencial de liberação que pode ser lenta ou rápida. Estes citam que a aveia disponibiliza rapidamente o K, e em valores suficientes para suprir as necessidades da cultura subsequente no início do seu desenvolvimento, quando a demanda desta não é alta. Neste sentido Cottica et al (1999), avaliando a decomposição e concentração de nutrientes na palha de aveia preta ao longo do tempo, observaram que após 55 dias do manejo da cultura, o teor de K da palha havia diminuído em 92%.

Os teores foliares de Ca na soja foram influenciados pela aplicação dos resíduos nos dois cultivos (Tabela 58). No primeiro ciclo, safra 2005/2006, o teor de Ca aumentou à medida que se aumentou a dose de LC, apresentando comportamento linear crescente, enquanto, na safra 2006/2007 observou-se comportamento linear crescente para aplicação de LC e E (Figura 52).

A calagem também favoreceu o aumento no teor de Ca na parte aérea da soja quando comparada a testemunha. No primeiro cultivo, exceto para LB que não mostrou diferença significativa entre as doses deste e a calagem, para os demais resíduos os menores teores de Ca foi obtido no tratamento testemunha, que não diferiu da calagem, enquanto os maiores valores foram nas doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, nas de 2 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal e na de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de escória. Já no segundo cultivo, o comportamento foi semelhante quando aplicados os resíduos LC e E, onde a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> proporcionou os maiores teores foliares de Ca, sendo superiores aos tratamentos com calcário e a testemunha.

A justificativa para o aumento do teor foliar de Ca no cultivo da soja na safra 2005/2006 é decorrente da aplicação dos resíduos e do calcário, que por conter altos teores de Ca em suas composições (Tabela 2), fornecem este nutriente ao solo. Enquanto os valores reduzidos de Ca no segundo cultivo indicam baixo efeito residual de Ca no solo. De acordo com os teores foliares de Ca para a soja proposto por Raij et al. (1997), na faixa de 4 - 20 g kg<sup>-1</sup>, observa-se que nos dois cultivos os teores estão dentro desta faixa considerada adequada para a cultura.

Com base nos resultados apresentados nas Tabelas 58, no primeiro cultivo não foram observados efeitos significativos decorrente da aplicação superficial dos resíduos sobre o teor foliar de Mg na soja, porém, houve efeito significativo decorrente da aplicação de LC e Lcal no segundo cultivo, com o aumento das doses reduzindo linearmente os teores foliares de Mg (Figura 52).

Tabela 58. Teor de nutrientes na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006				Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
----- Ca (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	13 B	13	13 B	13 B	9 B	9	9	9 B
2	16 AB	15	18 A	16 AB	12 AB	9	12	10 AB
4	18 A	16	17 AB	18 A	11 AB	11	11	11 AB
8	19 A	16	17 A	17 AB	13 A	10	11	12 A
Média	16	15	16	16	11	10	10	10
Regressão	L**	ns	ns	ns	L*	ns	ns	L*
Calcário	15 AB	15	15 AB	15 AB	9 B	9	9	9 B
----- Mg (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	5,3	5,3	5,3	5,3	4,6 AB	4,6	4,6 A	4,6
2	5,5	6,0	4,8	5,4	4,9 A	4,4	4,3 AB	5,1
4	6,1	5,3	5,2	5,1	4,1 AB	4,9	4,2 AB	4,8
8	4,6	4,8	4,4	5,7	3,5 bB	3,9 ab	3,3 bB	4,7 a
Média	5,4	5,3	4,9	5,4	4,2 b	4,4 ab	4,1 b	4,8 a
Regressão	ns	ns	ns	ns	L*	ns	L**	ns
Calcário	5,1	5,1	5,1	5,1	4,4 AB	4,4	4,4 AB	4,4
----- S (g kg <sup>-1</sup> ) -----								
0	2,6 A	2,6	2,6	2,6	3,1	3,1	3,1 A	3,1
2	2,2 AB	2,3	2,1	2,2	2,7	3,0	2,8 AB	2,9
4	2,0 bB	2,5 a	2,4 ab	2,3 ab	2,9	2,6	2,7 AB	3,0
8	2,4 AB	2,2	2,6	2,3	2,7	2,8	2,6 B	3,0
Média	2,3	2,4	2,4	2,3	2,8	2,9	2,8	3,0
Regressão	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,4 AB	2,4	2,4	2,4	2,8	2,8	2,8 AB	2,8

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Pode-se observar uma diminuição dos teores foliares de Mg do primeiro para o segundo cultivo (Tabela 58). No entanto, segundo Raij et al. (1997) estes valores estão dentro da faixa dos teores considerados como adequados para a cultura da soja, que estão entre 3 – 10 g kg<sup>-1</sup>.

No segundo cultivo o maior valor médio de Mg foi com a aplicação da escória, que foi superior a LC e Lcal, efeito semelhante foi observado quando aplicada a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, o qual, pode ser justificado pelo fato de a escória conter Mg em sua composição (Tabela 2) favorecendo desta forma o teor deste nutriente no solo.

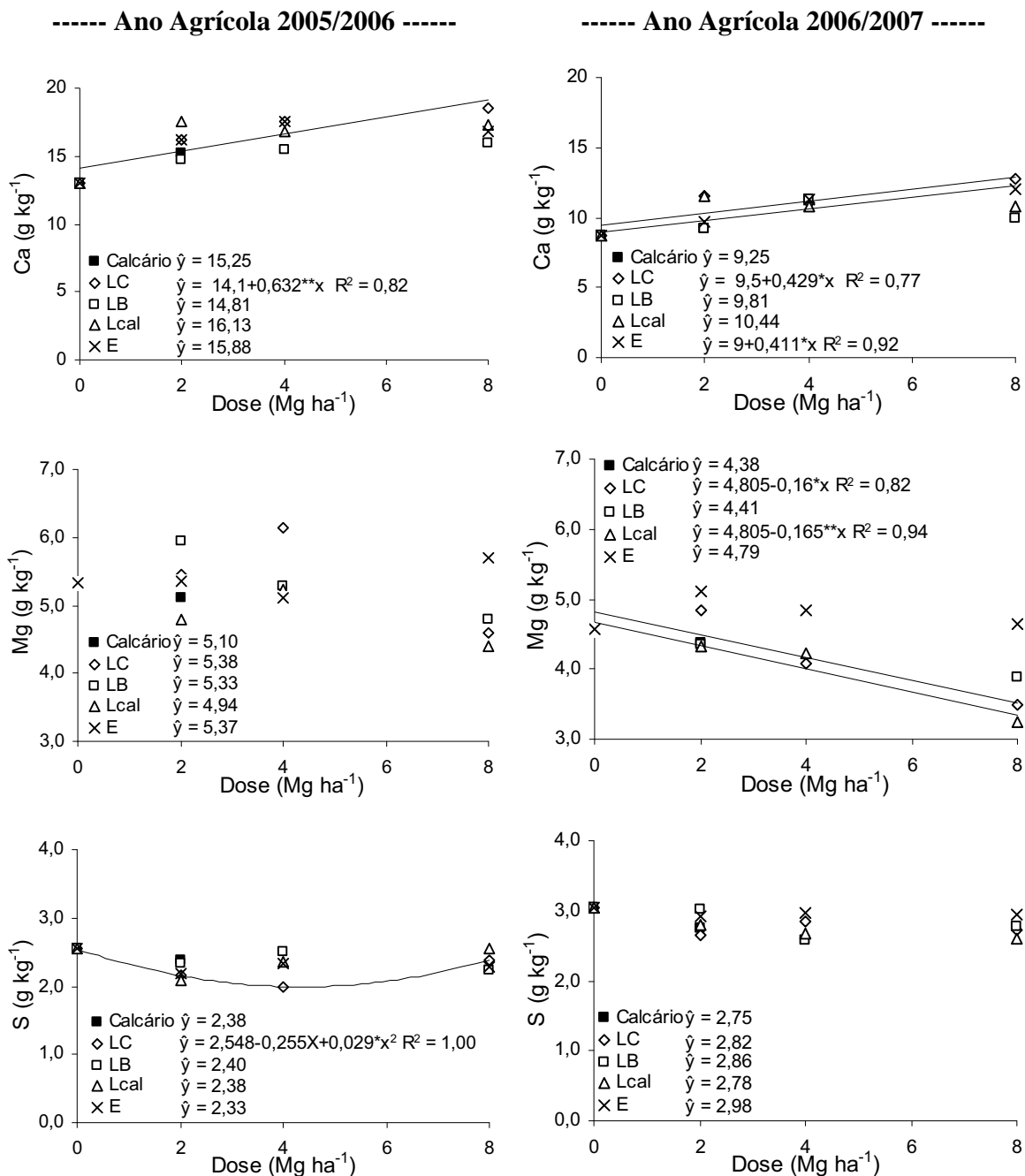


Figura 52. Teor de cálcio, magnésio e enxofre na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Diante dos resultados obtidos, observa-se que a calagem manteve um adequado teor foliar de Mg na cultura da soja, em razão do calcário utilizado ser do tipo

dolomítico, o qual apresenta considerada concentração de Mg. Mediante a comparação entre o tratamento com calcário e os resíduos, quando aplicado o lodo LC a calagem proporcionou teor de Mg menor do que na testemunha, porém não diferiram significativamente, e onde aplicado o resíduo Lcal o maior teor de Mg foi obtido no tratamento testemunha, no entanto, não diferiu do tratamento com aplicação de calcário.

Dentre os resíduos, somente a aplicação do lodo LC mostrou efeito significativo para teor foliar de S, com comportamento quadrático na soja cultivada no ano agrícola de 2005/2006, como pode ser visto na Figura 52. Neste cultivo foi observado também o efeito de doses sobre o teor foliar de S, onde a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB foi superiores a aplicação do resíduo LC.

Nos dois cultivos foram observados efeitos significativos para a comparação entre a calagem e os resíduos. No primeiro cultivo, foi para a comparação com LC, enquanto, no segundo cultivo foi para Lcal, em ambos, o maior teor de S foi obtido no tratamento testemunha, no entanto, não diferiu da calagem (Tabela 58).

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados para S nas folhas da cultura da soja é de 2,1 – 4,0 g kg<sup>-1</sup>. Assim, com base nos resultados presentes na Tabela 58, pode-se dizer que nos dois ciclos da cultura da soja os teores de S encontram-se dentro da faixa considerada adequada.

Os teores foliares de B, Cu, Fe, Mn e Zn na da soja cultivada em SPD foram influenciados significativamente pela aplicação superficial dos resíduos apenas no primeiro cultivo, ano agrícola de 2005/2006, como pode ser visto no resumo da análise de variância apresentado na Tabela 59. Enquanto para a calagem foram observados efeitos significativos sobre os teores de nutrientes foliares quando da comparação entre esta e os resíduos nos dois cultivos, exceto para teores foliares de B e Cu no segundo cultivo.

Para o teor foliar de B houve efeito significativo em função do aumento das doses no primeiro cultivo da soja, realizado no ano agrícola de 2005/2006, onde observou-se um comportamento quadrático decorrente da aplicação de LC (Figura 53). No primeiro cultivo os maiores teores de B foram obtidos no tratamento com LB, neste cultivo houve diferença significativa entre os resíduos na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> onde o lodo LB proporcionou o maior teor de B (Tabela 59).

Tabela 59. Teor de nutrientes na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006				Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos				Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E	LC	LB	Lcal	E
	----- B (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	51 A	51	51	51 A	44	44	44	44
2	45 AB	45	49	45 C	43	46	47	40
4	43 bB	55 a	47 b	47 bBC	47	48	49	46
8	46 AB	48	47	47 BC	45	49	47	44
Média	46	50	48	47	45	46	46	43
Regressão	Q*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	50 A	50	50	50 AB	38	38	38	38
	----- Cu (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	9	9	9	9 A	13	13	13	13
2	8	8	8	8 AB	13	12	12	13
4	8 ab	9 a	9 a	7 bB	13	13	13	13
8	8	10	9	10 A	13	13	13	14
Média	8	9	9	8	13	13	13	13
Regressão	ns	ns	ns	Q*	ns	ns	ns	ns
Calcário	9	9	9	9 A	13	13	13	13
	----- Fe (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	170 B	170 B	170 B	170	157	157	157 B	157
2	191 AB	212 AB	234 A	240	172	151	157 B	182
4	190 AB	196 AB	251 A	224	163 b	175 ab	214 aA	160 b
8	230 A	250 A	226 AB	236	173	181	157 B	159
Média	195	207	220	218	166	167	171	165
Regressão	ns	L*	Q*	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	198 AB	198 AB	198 AB	198	157	157	157 B	157
	----- Mn (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	266	266 BC	266	266	134 A	134	134	134
2	248	264 BC	220	217	98 AB	130	107	136
4	229 c	344 abAB	393 a	255 bc	109 AB	119	146	133
8	252 b	367 aA	302 ab	263 ab	84 B	148	135	94
Média	248 b	310 a	295 ab	250 b	106	133	130	124
Regressão	ns	L*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	246	246 C	246	246	115 AB	115	115	115
	----- Zn (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
0	75 A	75 B	75	75 A	68 AB	68	68	68
2	62 abB	81 aB	62 ab	58 bB	62 AB	91	55	67
4	61 bB	136 aA	72 b	64 bAB	85 A	94	111	87
8	60 B	78 B	76	59 B	49 bB	142 a	60 b	106 ab
Média	64 b	92 a	71 b	64 b	66	99	74	82
Regressão	ns	Q**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	73 A	73 B	73	73 A	67 AB	67	67	67

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

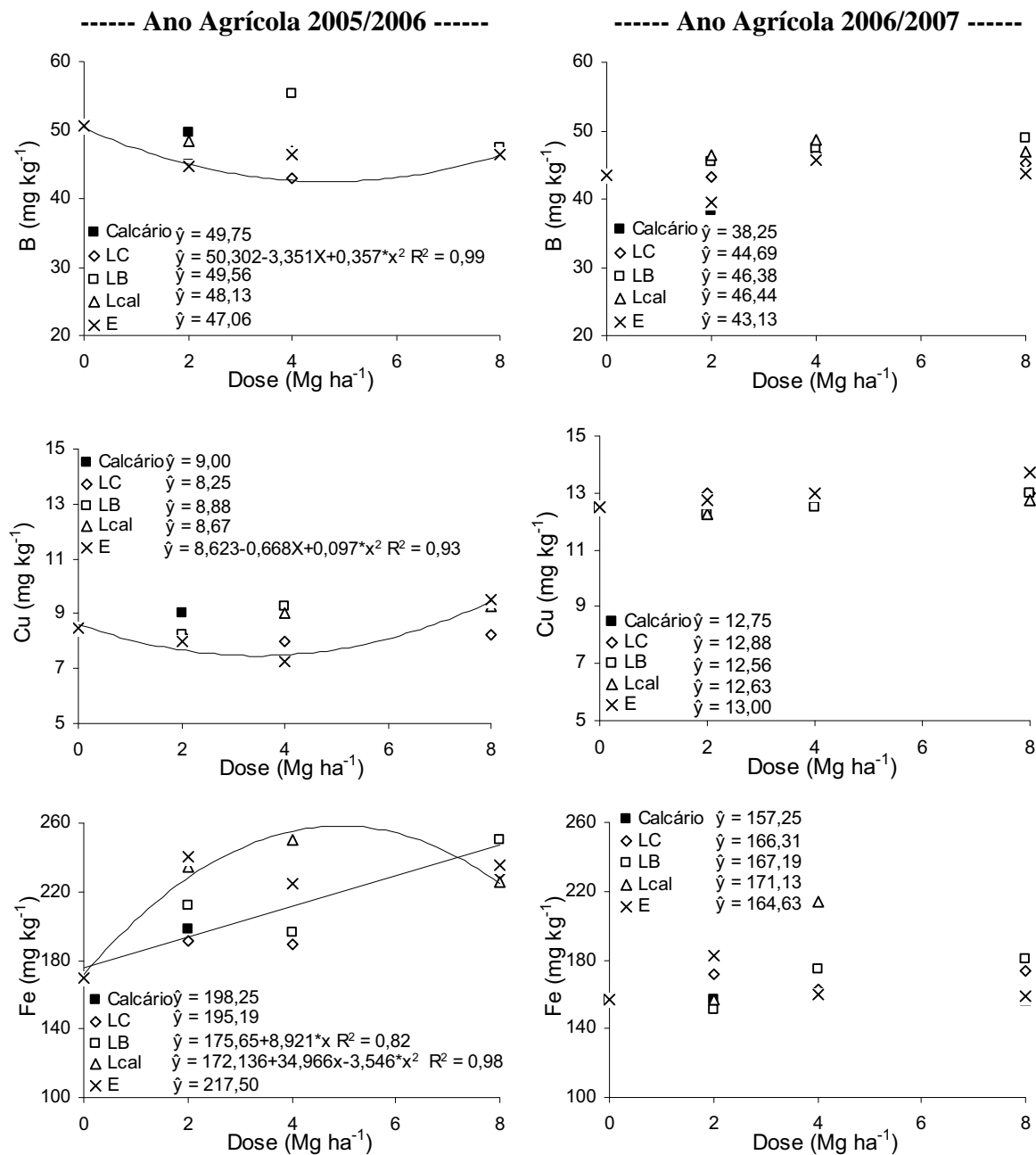


Figura 53. Teor de boro, cobre e ferro na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Com relação à calagem, no primeiro cultivo houve efeito entre a calagem e os resíduos LC e E, enquanto no segundo cultivo não foram observados efeitos significativos entre resíduos e o calcário. Considerando o LC, os maiores teores foliares de B

foram observados na testemunha e no tratamento que recebeu calagem. Para a escória, o maior teor de B também foi observado na testemunha, mas não diferiu da calagem.

O teor foliar de Cu também só foi influenciado significativamente pela aplicação dos resíduos no primeiro cultivo, mediante comportamento quadrático quando aplicado escória, como pode ser observado na Figura 53 e na Tabela 59. Neste cultivo, houve diferença entre os resíduos na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, onde a aplicação de escória proporcionou o menor teor foliar de Cu. O efeito significativo da calagem sobre o teor foliar de Cu foi observado somente no primeiro cultivo e quando aplicado o resíduo escória, onde o teor de Cu dos tratamentos calagem, testemunha e dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de escória foi superior a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de escória.

O teor foliar de Fe na cultura da soja do primeiro ciclo foi influenciado significativamente pela aplicação dos resíduos LB e Lcal, com comportamento linear e quadrático, respectivamente, como apresentado na Figura 53. Como pode ser visto na Tabela 59, no primeiro cultivo houve efeito significativo da comparação entre a calagem e os resíduos, sendo observado para LC, LB e Lcal, onde para LC e LB o maior teor foliar de Fe foi observado na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, que diferiu da testemunha, no entanto, ambos não diferiram da calagem, enquanto o valor de Fe proporcionado pelas doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal diferiram somente do tratamento testemunha.

Já no segundo cultivo, safra 2006/2007 houve efeito significativo quando aplicada a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup>, onde o teor de Fe proporcionado pelo Lcal foi maior. Neste cultivo, houve diferença significativa para a comparação entre a calagem e o resíduo Lcal, onde o maior teor de Fe foi na dose 4 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo portanto, superior aos demais tratamentos.

Conforme a Tabela 59 pode-se observar que a aplicação dos resíduos influenciou significativamente o teor foliar de Mn na cultura da soja apenas no primeiro cultivo, mostrando-se de forma linear crescente quando aplicado o lodo LB, como consta na Figura 54.

No primeiro cultivo o maior teor médio de Mn foi obtido com a aplicação de LB, sendo superior a LC e E, enquanto para as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> o menor teor de Mn foi proporcionado pelo lodo LC. Ainda pode ser observado que onde aplicado o

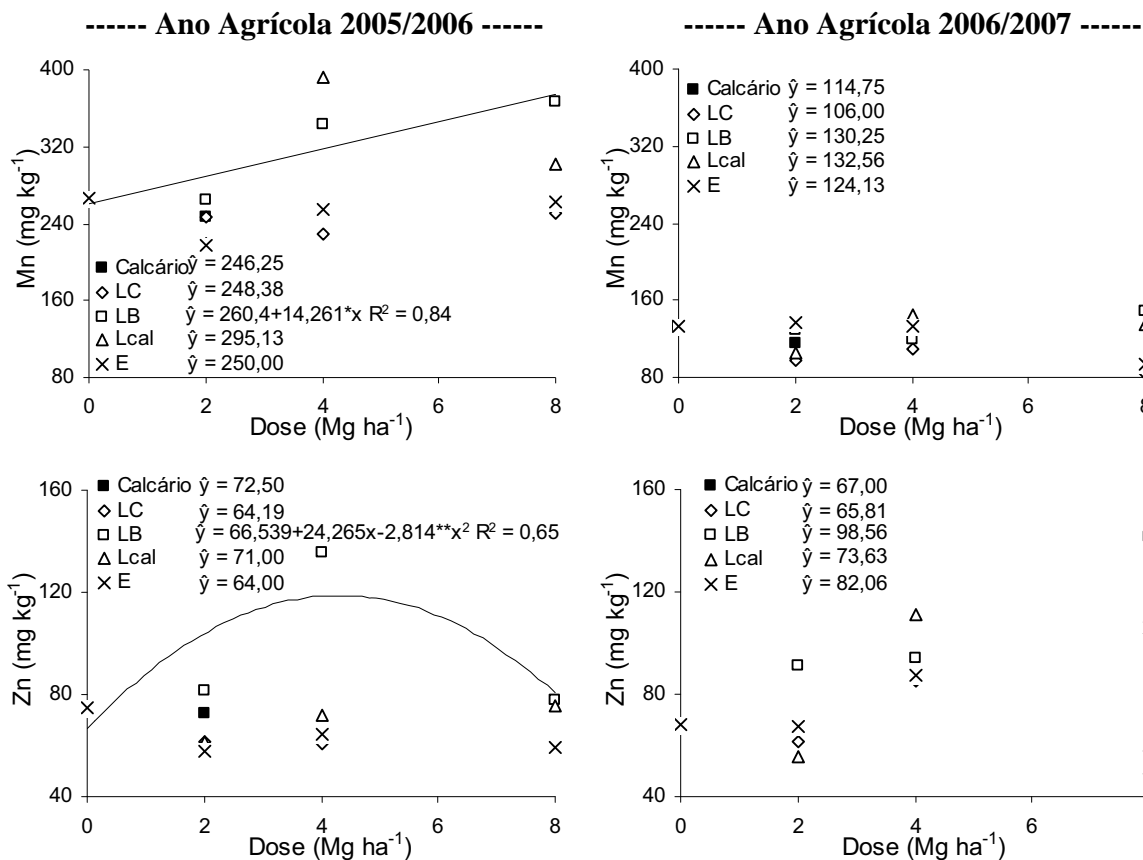


Figura 54. Teor de manganês e zinco na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

lodo LB houve diferença significativa para teor foliar de Mn em relação à calagem, que apesar de ter proporcionado os menores teores de Mn, não diferiu do tratamento testemunha, enquanto, o maior teor de Mn foi obtido na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> do lodod LB.

Estes resultados podem ser explicados pelo fato do lodo LB ter proporcionado menor elevação do pH do solo em relação aos demais resíduos e a calagem, ou seja, o aumento do pH do solo reduz o teor foliar de Mn na cultura da soja. Estes resultados concordam com resultados obtidos por pesquisadores como Caires e Fonseca (2000), Caires et al. (2001) e Caires et al. (2003), onde observaram a redução do teor de Mn nas folhas da soja pela calagem, em decorrência da elevação do pH do solo.

A redução dos teores de Mn observados do primeiro para o segundo cultivo pode ser atribuída à elevação do pH do solo em decorrência do tempo de reação dos

resíduos e do calcário, que aumentou de 4 para 18 meses, respectivamente. No segundo cultivo a aplicação de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC proporcionou o menor teor foliar de Mn, sendo semelhante a calagem, enquanto, o maior foi na testemunha.

Para o teor de Zn houve efeito significativo somente quando aplicado de LB, com comportamento quadrático no cultivo de 2005/2006, como pode ser visto na Figura 54, provavelmente por estar presente em quantidades significativas na matéria orgânica, servindo de fonte de Zn às plantas.

Nos dois cultivos, os maiores teores foliares de Zn foram obtidos quando da aplicação do resíduo LB, sendo superior nas doses de 2 e 4 Mg ha<sup>-1</sup> do primeiro cultivo, diferindo da E, e de LC e Lcal, respectivamente, e na de 8 Mg ha<sup>-1</sup> do segundo cultivo, diferindo de LC e Lcal, como pode ser observado na Tabela 59.

Considerando a calagem, houve efeito significativo nos dois cultivos, em ambos os teores foliares de Zn foram menores na calagem em relação a testemunha, embora não tenham sido significativos. No primeiro cultivo, considerando-se o lodo de esgoto LC, os maiores teores foliares de Zn foram na testemunha e onde aplicado calcário, para o lodo LB observou-se o maior teor de Zn na dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LB e para E, a testemunha e a calagem proporcionaram teores de Zn superiores aos da dose de 2 e de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de escória. Já no segundo cultivo, quando aplicado o lodo LC, a dose de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de LC diferiu da dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC, porém não diferiram da calagem e da testemunha.

Assim como para o teor de Mn, pesquisadores relatam redução do teor de Zn na soja em decorrência da aplicação superficial do calcário em SPD (Caires e Fonseca, 2000; Caires et al., 2001; Caires et al., 2003), em decorrência do aumento do pH nas camadas superficiais do solo.

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados para B, Cu, Fe, Mn e Zn nas folhas da cultura da soja são de 21 – 55, de 10 – 30, de 50 – 350, de 20 – 100 e de 20 - 50 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Com base nos resultados presentes na Tabela 59, pode-se dizer que os teores foliares de B e Fe nos dois cultivos da soja, safra 2005/2006 e 2006/2007, encontram-se dentro da faixa considerada adequada, os teores de Cu encontra-se abaixo do adequado no primeiro cultivo, mas normais no segundo, já o teor de Mn e Zn, nos dois cultivos, encontram-se de maneira gela acima do considerado adequado para a cultura da cultura.

De um modo geral, os teores de nutrientes no tecido foliar mantiveram-se em níveis considerados suficientes para a soja, independente das alterações ocorridas pela aplicação superficial dos resíduos, dentre eles, os lodos de esgoto, um de biodigestor e um centrifugado com adição de cal virgem para desinfecção e estabilização, bem como a lama cal e a escória de aciaria, além do calcário. Neste sentido, diante dos resultados obtidos até o momento, mediante a utilização de resíduos como os utilizados nesta pesquisa, apresentam-se como fonte de nutrientes e matéria orgânica como no caso dos lodos de esgoto.

No entanto, a presença de metais pesados potencialmente tóxicos restringe a aplicação de resíduos na agricultura, principalmente de lodos de esgoto que são mais utilizados, pois à medida que estes elementos são adicionados e vão se acumulando no solo, podem proporcionar uma maior absorção pelas plantas e contaminar os produtos agrícolas, possibilitando dessa forma, sua entrada na cadeia alimentar, oferecendo riscos a saúde humana (SILVA et al., 2002, MESQUITA, 2002, BORGES e COUTINHO, 2004b).

Sendo assim, é necessário que os resíduos utilizados na agricultura, sejam eles urbanos ou industriais, estejam de acordo com os órgãos governamentais que regulamentam os limites máximos de metais pesados nestes materiais, representados no Brasil pelo CONAMA a nível nacional, e pela CETESB no Estado de São Paulo, para que possam ser aplicados no solo de forma que não se torne fontes de poluição. Assim, tomando-se por base estes dois órgãos de fiscalização que se referem principalmente aos lodos de esgotos, mas que foram extrapolados para os demais resíduos, os materiais utilizados possuem níveis de metais pesados abaixo dos limites pré-estabelecidos por estes, o que permite sua utilização agrícola.

No entanto, essa permissão de utilização destes materiais na agricultura ainda gera desconfiança por parte da sociedade como um todo. No solo a disponibilidade dos metais é afetada pela reação do solo, e estes podem ser disponibilizados em maior quantidade, principalmente em condições de pH ácido ou mesmo complexados no solo, pela matéria orgânica ou por partículas de argila (RAIJ, 1991, SILVEIRA et al., 2003, BETIOL e CAMARGO, 2006, PIERANGELI et al., 2004). Sendo necessária a avaliação da absorção destes elementos potencialmente tóxicos pelas plantas.

De acordo com Oliveira et al. (2002b), nem sempre a presença de elevados teores de metais pesados no solo implica em maior absorção desses elementos pelas

plantas. Isso se deve em razão do teor total não ser um índice de alta eficiência agrônômica para prever a fitodisponibilidade do metal. Diante do exposto, no solo foram determinados os teores fitodisponíveis de metais pesados por DTPA e não o teor total, onde observou-se que de maneira geral os valores disponíveis de metais pesados no solo estiveram em concentrações abaixo do limite de determinação do método analítico empregado, efeitos que foram anteriormente apresentados.

Segundo Amaral Sobrinho et al. (1994), os níveis de metais pesados nas plantas dependem de suas concentrações no solo e das propriedades químicas desse sistema. Cita que o nível de metais pesados na planta pode ser afetado por condições ambientais, nutricionais, estágio de desenvolvimento, além de outros fatores responsáveis pelo crescimento das plantas. Assim a concentração no vegetal torna-se insatisfatória para expressar perfeitamente o potencial de biodisponibilidade do metal pesado. Nem todos os órgãos das plantas possuem a mesma sensibilidade quanto à acumulação de metais pesados. Normalmente, a raiz é o órgão prioritário de entrada e acumulação dos metais pesados.

A concentração de metais pesados nas plantas, não é aumentada pela frequência de aplicação dos bio sólidos nos solos. Segundo Tsutiya (1999), tem sido observado que as concentrações de metais pesados nas plantas são maiores em solos sem o uso do bio sólido, pois o uso do bio sólido reduz a disponibilidade do metal para as plantas. Segundo ele, os metais pesados são mais estáveis em solos com pH maior que 6,5, e nessas condições, verifica-se uma redução da disponibilidade para as plantas. A adição de cal no solo para aumentar o pH é uma prática recomendada por diversos autores.

Há uma grande variação quanto à sensibilidade de espécies vegetais aos metais pesados. As concentrações dos metais pesados variam nos diferentes tecidos da planta, e, em geral, os grãos contêm concentração menor do que as partes vegetativas da planta (BERTON, 2000). Com relação à entrada dos metais pesados na cadeia alimentar, Chaney e Oliver (1996) citados por Silva et al. (2007) afirmam que as plantas se comportam como mecanismo de transferência de contaminantes do solo, para níveis mais altos na cadeia trófica, como também são barreiras importantes para essa transferência. As plantas restringem a absorção da maioria dos metais pesados do solo, de forma que os seres humanos, os animais e a vida selvagem não se encontram, de maneira geral, ameaçados pela presença desses contaminantes no solo.

Neste sentido, Silva et al. (2007) constataram que as raízes da soja e do arroz limitam a translocação de Cd e Pb para a parte aérea, estas culturas restringiram a transferência de Cd do solo para os grãos, o que não foi observado para o Zn, e que as plantas de arroz limitam a transferência de Pb do solo para os grãos, enquanto para as de soja não.

Os metais pesados potencialmente tóxicos determinados na parte aérea da cultura da soja (folha + pecíolo), em decorrência da aplicação superficial de LC, LB, Lcal e E, além do calcário, foram As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb e V. Para a extração foi utilizada a solução de DTPA como extrator, método que no Estado de São Paulo é utilizado na rotina para a determinação de micronutrientes, e deste extrato foi efetuada a leitura dos metais por espectrofotometria de absorção atômica em plasma induzida em argônio (ICP/AES), com limite de detecção dos metais avaliados de 0,002 mg dm<sup>-3</sup> para As e Cd, 0,004 mg dm<sup>-3</sup> para Cr, 0,005 mg dm<sup>-3</sup> para Ni, 0,02 mg dm<sup>-3</sup> para Hg e 0,025 mg dm<sup>-3</sup> para Pb.

De acordo com a análise de variância apresentada na Tabela 60, pode-se observar que para o teor de metais pesados potencialmente tóxicos houve efeito de interação significativa em função da aplicação dos resíduos nos dois anos de cultivo, sendo para os teores foliares de As, Cd, Ni, Pb e V no primeiro cultivo, e para As, Cr e V. Também podem ser observados efeitos significativos quando comparadas as doses de cada um dos resíduos com o calcário.

De acordo com os resultados obtidos, a concentração de alguns dos metais pesados avaliados no tecido foliar da soja encontram-se abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado, como ocorreu para Cr e Hg na safra 2005/2006, referente ao primeiro cultivo, cerca de 7 meses após a aplicação ocorrida no inverno de 2005, e para Cd, Hg e Pb no segundo cultivo (safra 2006/2007), em torno de 19 meses da aplicação. No segundo cultivo, em algumas repetições, o teor de As também estava abaixo do limite de detecção (Tabelas 61 e 62).

Neste sentido, afirmar que não há a presença de elementos como Hg e Cr no primeiro cultivo e Cd, Hg e Pb no segundo cultivo, no tecido foliar da soja cultivada em solo com aplicação superficial de lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria, em diferentes doses, além do calcário na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> é um tanto quanto inadequado, pois estes podem estar em concentrações abaixo do limite de detecção do método analítico empregado. O que também foi observado com os teores disponíveis destes metais pesados no solo, onde de

acordo com os resultados obtidos, a aplicação dos resíduos não causaria danos ao desenvolvimento das culturas da aveia preta e da soja.

Tabela 60. Resumo da análise de variância para teor de metais pesados na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário ( $2 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, nos anos agrícolas de 2005/2006 e 2006/2007. Botucatu, SP.

Causa de variação	Ano Agrícola									
	2005/2006					2006/2007				
	As	Cd	Ni	Pb	V	As	Cr	Ni	V	
Resíduo (R) <sup>(1)</sup>	**	ns	*	**	ns	**	*	*	ns	
Dose (D)	**	**	*	*	**	**	**	ns	**	
R X D	*	*	ns	*	**	**	*	ns	*	
Bloco	**	*	*	ns	*	*	*	**	ns	
CV	66	61	96	64	27	82	42	58	52	
DMS	2,46	0,28	11,79	8,94	4,01	0,46	1,02	2,99	0,69	
LC <sup>(2)</sup>	**	**	*	**	**	**	ns	*	*	
CV	25	40	64	49	33	33	42	64	39	
DMS	2,57	0,49	11,30	14,92	9,26	0,49	1,80	7,13	0,89	
LB <sup>(2)</sup>	**	**	ns	ns	**	ns	ns	*	*	
CV	13	41	78	62	32	0	54	60	57	
DMS	0,52	0,49	26,47	15,10	9,14	0,00	2,28	7,08	1,66	
Lcal <sup>(2)</sup>	*	**	ns	*	**	**	**	*	*	
CV	84	34	102	43	40	73	25	62	26	
DMS	4,80	0,50	32,00	6,55	11,62	1,13	1,59	5,97	0,69	
E <sup>(2)</sup>	ns	*	ns	ns	**	*	*	*	*	
CV	148	85	81	77	28	136	51	37	48	
DMS	8,01	0,98	19,61	29,02	9,11	1,26	2,72	2,75	1,49	

LC= lodo de esgoto centrifugado e tratado com cal virgem (ETE de São José dos Campos, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal (Luwarcel Celulose Papel Ltda., SP), E= escória de aciaria (Siderurgia Mannesmann). 0 meses= amostragem realizada antes da reaplicação dos tratamentos (abril/2005). <sup>(1)</sup> Regressão entre as doses dos resíduos (LC, LB, Lcal e E). <sup>(2)</sup> Teste de média para comparação entre as doses de cada um dos resíduos e o calcário. \*=  $P < 0,05$ , \*\*=  $P < 0,01$  e ns= não significativo pelo teste t (LSD).

Corrêa et al. (2008) trabalhando na mesma área experimental e com os mesmos resíduos concluiu em sua pesquisa que a aplicação superficial destes em um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico sob SPD não trazem problemas ao ambiente, com relação aos metais pesados Cd, Cr, Hg, Pb, Ni e As. A aplicação dos resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, proporcionaram o aumento dos teores de pH no solo, o que também foi observado neste trabalho decorrente dos mesmos tratamentos. Assim como, o incremento de matéria orgânica e CTC proporcionados no solo por esses mesmos resíduos mais o lodo de

Tabela 61. Teor de metais pesados na soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, no ano agrícola de 2005/2006. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2005/2006			
	Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E
----- As (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	3,15 C	3,15 B	3,15 B	3,15
2	4,34 C	2,59 C	3,26 B	4,08
4	11,61 aB	2,63 bC	3,88 bAB	7,28 ab
8	14,63 aA	5,02 bcA	8,35 bA	3,05 c
Média	8,43 a	3,35 b	4,66 b	4,39 b
Regressão	L**	ns	L*	ns
Calcário	0,00 D	0,00 D	0,00 B	0,00
----- Cd (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	0,35 B	0,35 C	0,35 C	0,35 B
2	0,6 B	0,38 BC	0,76 BC	0,49 B
4	0,73 B	0,86 B	1,22 AB	1,14 AB
8	0,70 abB	0,74 abBC	0,88 aB	0,28 bB
Média	0,61	0,58	0,80	0,56
Regressão	ns	ns	Q*	Q**
Calcário	1,50 A	1,50 A	1,50 A	1,50 A
----- Ni (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	5,44 B	5,44	5,44	5,44
2	7,59 AB	24,37	29,01	13,13
4	16,15 AB	31,57	23,78	19,38
8	10,53 AB	30,87	25,85	22,72
Média	9,93 b	23,06 a	21,02 ab	15,17 ab
Regressão	ns	L*	ns	ns
Calcário	17,50 A	17,50	17,50	17,50
----- Pb (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	11,43 B	11,43	11,43 AB	11,43
2	11,36 bB	24,09 ab	12,84 bA	35,43 a
4	20,75 bB	24,48 a	5,21 bB	31,79 a
8	45,44 aA	9,53 b	10,63 bAB	34,88 a
Média	22,24 ab	17,38 bc	10,03 c	28,38 a
Regressão	L**	Q*	ns	ns
Calcário	9,50 B	9,50	9,50 AB	9,50
----- V (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	4,66 B	4,66 C	4,66 C	4,66 C
2	13,19 cB	34,01 aA	23,30 bAB	20,46 bcB
4	30,30 aA	21,10 bB	26,38 abA	32,97 aA
8	29,75 aA	20,32 bB	27,94 abA	33,95 aA
Média	19,47	20,02	20,57	23,01
Regressão	Q**	ns	Q**	Q**
Calcário	13,00 B	13,0 BC0	13,00 BC	13,00 BC

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

Tabela 62. Teor de metais pesados na soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, no ano agrícola de 2006/2007. Botucatu, SP.

Dose Mg ha <sup>-1</sup>	Ano Agrícola 2006/2007			
	Resíduos			
	LC	LB	Lcal	E
----- As (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	0,00 B	0,00	0,00 B	0,00 B
2	0,00 bB	0,00 b	1,00 aB	0,00 bB
4	2,50 aA	0,00 c	1,00 bB	2,00 aA
8	2,25 aA	0,00 c	3,00 aA	1,00 bAB
Média	1,19 ab	0,00 c	1,25 a	0,75 b
Regressão	Q*	ns	L**	Q**
Calcário	0,00 B	0,00	0,00 B	0,00 B
----- Cr (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	2,50	2,50	2,50 C	2,50 B
2	3,25	2,50	3,75 BC	2,75 B
4	3,25	3,00	5,00 B	3,50 AB
8	2,25 b	3,00 b	6,75 aA	5,75 aA
Média	2,81 b	2,75 b	4,50 a	3,63 ab
Regressão	ns	ns	L**	L**
Calcário	2,75	2,75	2,75 C	2,75 B
----- Ni (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	5,00 B	5,00 AB	5,00 B	5,00 AB
2	16,00 aA	9,75 bAB	3,75 cB	4,75 bcAB
4	4,00 bB	10,75 aA	13,75 aA	4,25 bAB
8	7,50 B	9,50 AB	5,25 B	6,50 A
Média	8,13 a	8,75 a	6,94 ab	5,13 b
Regressão	ns	ns	ns	ns
Calcário	3,50 B	3,50 B	3,50 B	3,50 B
----- V (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
0	1,00 B	1,00 B	1,00 B	1,00 C
2	2,00 A	2,00 AB	2,00 A	2,50 AB
4	1,00 cB	3,50 aA	2,00 bcA	3,00 abA
8	2,00 A	1,50 B	2,00 A	2,00 ABC
Média	1,50	2,00	1,75	2,13
Regressão	ns	Q**	ns	Q**
Calcário	1,50 AB	1,50 B	1,50 AB	1,50 BC

LC= lodo de esgoto centrifugado, LB= lodo de esgoto de biodigestor, Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha, entre os resíduos, e maiúscula na coluna, entre as doses de cada resíduo e o calcário, para cada uma das profundidades, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD). ns= não significativo, \*= P < 0,05 e \*\*= P < 0,01; L e Q= regressão linear e quadrática, respectivamente.

esgoto LB, que conferem ao Latossolo Vermelho distrófico maior poder tampão, o que provavelmente possibilitou maior adsorção dos metais pesados, reduzindo assim, a possibilidade da absorção pelos dois cultivos com aveia preta.

Em todos os resíduos aplicados o teor de metais pesados estava abaixo dos limites máximos permitidos para lodos de esgoto, com base em legislação imposta por órgãos como a CETESB (1999) e o CONAMA (2006), que regulamentam pela utilização agrícola de lodos de esgoto (Tabela 2), parâmetros que também foram considerados para a lama e para a escória de aciaria.

O teor foliar de As no primeiro cultivo teve um aumento de forma linear com aplicação do lodo LC e da Lcal (Figura 55), pode-se observar também que aplicação do lodo LC proporcionou os maiores teores de As nas plantas. No segundo cultivo o teor foliar de As apresenta-se de maneira quadrática quando aplicados LC e E, e linear crescente para Lcal (Figura 56), enquanto para LB os valores estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico empregado, efeito este que contraria a ordem natural, pois dentre os resíduos o LB apresentou em sua constituição o maior concentração de As.

Considerando o calcário, nos dois anos de cultivo não foram detectados teores foliar de As (Tabelas 61 e 62). Mediante as comparações entre cada um dos resíduos e a calagem, os resíduos LC, LB e Lcal proporcionaram os maiores teores foliares de As, enquanto para aplicação de E não foi observada diferença significativa entre as doses deste e a calagem. Já no segundo cultivo, as doses de 4 e 8 Mg ha<sup>-1</sup> de LC foram estatisticamente superiores as demais doses e a calagem quanto ao teor foliar de As, para Lcal foi com 8 Mg ha<sup>-1</sup> e para E foi com 4 Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto para LB os teores de As estiveram abaixo do limite de detecção.

Somente no primeiro cultivo foi detectada a presença de Cd, que foi influenciado significativamente pela aplicação de Lcal e E, de maneira quadrática, como pode ser visto na Tabela 61 e na Figura 55. Pode-se observar que na dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal proporcionou o maior teor foliar de Cd. Para este metal foi observado efeito significativo da comparação entre o calcário e os resíduos, onde em todas as comparações o tratamento com calcário proporcionou o maior teor de Cd na cultura da soja.

O Cr somente foi detectado na soja do segundo cultivo (Tabela 62), onde a aplicação de Lcal e E proporcionaram aumento significativo para o teor foliar deste, de maneira linear, ou seja, tiveram seus teores aumentados à medida que as doses foram aumentadas (Figura 56). Considerando os teores médios Lcal proporcionou os maiores teores de Cr. Com relação ao calcário, a aplicação de 8 Mg ha<sup>-1</sup> de Lcal e E foram estatisticamente

superiores aos demais tratamento, nos quais os tratamentos testemunha e aplicação de calcário não diferiram significativamente.

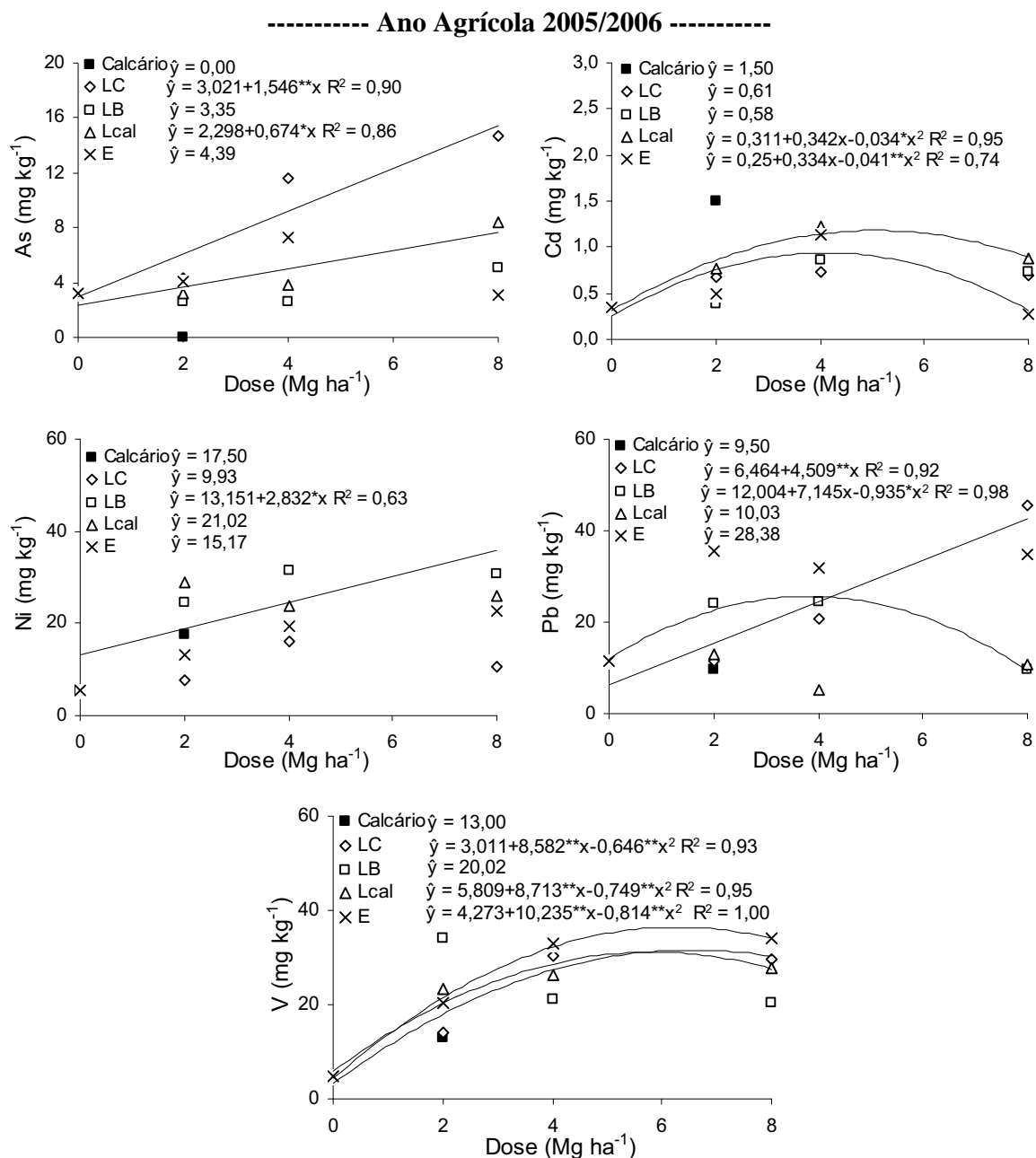


Figura 55. Teor de arsênio, cádmio, níquel, chumbo e vanádio na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, no ano agrícola de 2005/2006. Botucatu, SP.

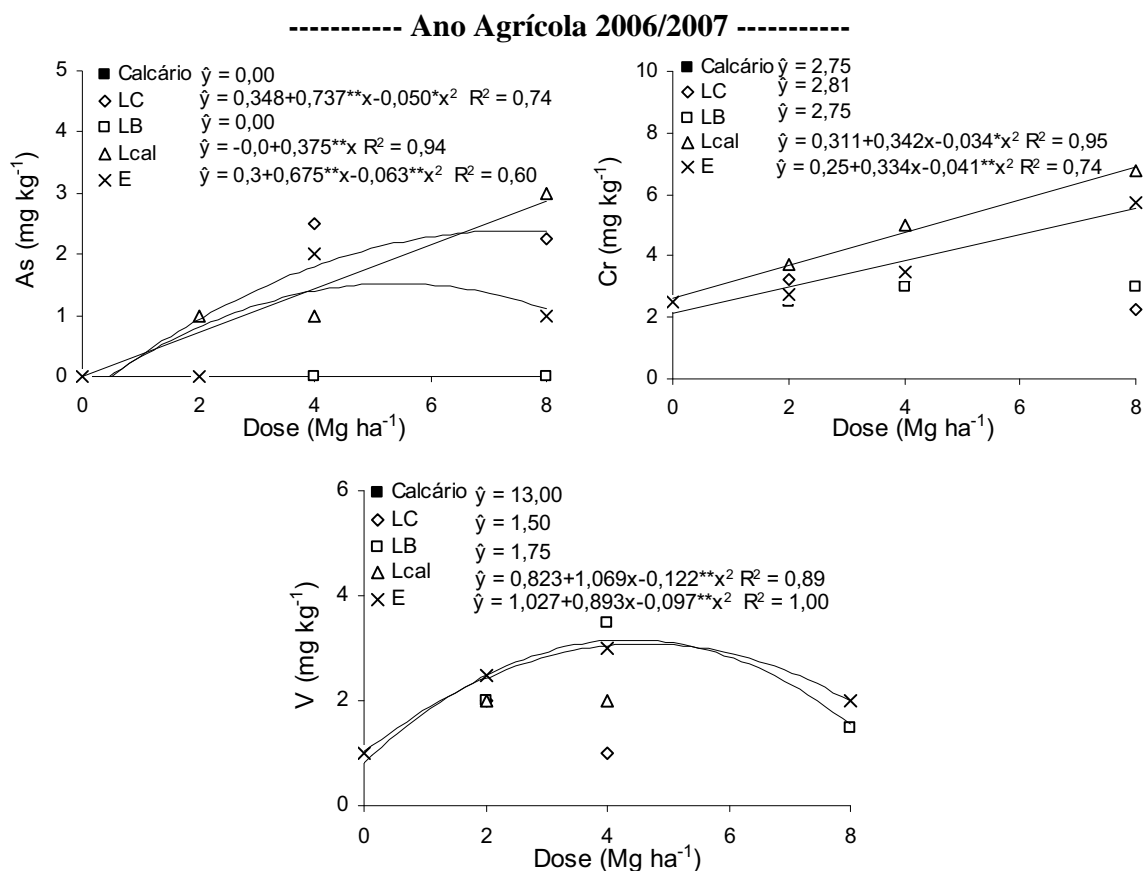


Figura 56. Teor de arsênio, cromo e vanádio na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E e do calcário (2 Mg ha<sup>-1</sup>), em um Latossolo Vermelho distrófico sob Sistema Plantio Direto, no ano agrícola de 2006/2007. Botucatu, SP.

Para o teor de Ni foi observado efeito significativo para dose somente no primeiro cultivo e com a aplicação do LB, que teve seu teor aumentado linearmente (Figura 55), e no geral apresentou os maiores teores foliares de Ni nos dois anos de cultivo (Tabela 61). No primeiro cultivo houve somente diferença significativa para o teor de Ni quando a calagem foi comparada as doses do resíduo LC, onde a calagem proporcionou teores de Ni superiores aos obtidos no tratamento testemunha. Já no segundo cultivo, considerando a calagem, para todos os resíduos a calagem proporcionou os menores teores de Ni, no entanto, não diferiu da testemunha.

O Pb foi detectado somente no primeiro cultivo (Tabela 61), onde a aplicação de LC aumentou de forma significativa o teor foliar deste metal, o que também foi

observado quando aplicado LB, mas de maneira quadrática (Figura 55). Para este os maiores teores foram proporcionados pela aplicação de E, efeito que pode ser explicado pela maior contribuição deste ao solo, pois possui em sua composição  $308 \text{ mg dm}^{-3}$  de Pb.

Para o teor foliar de P, considerando a calagem, no primeiro cultivo houve diferença significativa com relação a LC, onde a dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  proporcionou os maiores teores de Pb quando comparado as demais doses e com o calcário. Efeito de comparação com a calagem também foi obtido com a aplicação de Lcal, onde a dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  deste proporcionou os maiores teores de Pb, porém somente diferiu da dose de  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Lcal.

O teor de V foi influenciado significativamente nos dois cultivos da soja. No primeiro, quando aplicados LC, Lcal e E (Tabela 61), e no segundo quando aplicados LB e E (Tabela 62), ambos com comportamento quadrático (Figuras 55 e 56). Em todas as comparações foram observado efeito da calagem sobre a dose dos resíduos. Para LC, Lcal e E no primeiro cultivo nas doses de 4 e 8 ocorreram os maiores incrementos de V nas plantas, sendo estatisticamente superior a testemunha e a calagem. Já para LB foi com a dose de  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  diferido das demais. Enquanto, no segundo cultivo, o tratamento com calcário proporcionou teores de V maiores que os da testemunha, no entanto, não diferiram significativamente.

Com relação aos resultados obtidos decorrente da aplicação de resíduos e de calcário sobre o teor foliar da soja conduzida sob SPD por dois anos, de acordo com a literatura existem diversas faixas consideradas para os teores de metais pesados potencialmente tóxicos para as plantas. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (1992) para o As o nível crítico para fitotoxicidade seria de  $15 - 50 \text{ mg kg}^{-1}$ , para Cd de  $3 - 8$ , para Cr de  $75 - 100$ , para Ni de  $100$ , para Pb de  $100-400$ , para V de  $50 - 100 \text{ mg kg}^{-1}$ , assim, de acordo com este resultados, até a dose de  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  dos lodos de esgoto LC e LB e dos resíduos industriais Lcal e E, são passíveis de serem utilizados no sistema plantio direto, nas condições de Latossolo Vermelho distrófico e clima do tipo Cwa, os quais não estariam causando problemas de contaminação ambiental e de fitotoxicidade as plantas, no entanto, estes valores são bem variáveis entre as literaturas encontradas.

## 5 CONCLUSÕES

A aplicação superficial de todos os resíduos no sistema plantio direto proporcionou melhoria nas propriedades químicas do solo até 40 cm de profundidade, 25 meses após a aplicação.

Os teores de carbono e nitrogênio microbiano do solo foram favorecidos pela aplicação de todos os resíduos.

As propriedades físicas do solo, agregação, porosidade e densidade do solo foram pouco influenciadas pela aplicação de todos os resíduos.

Todos os resíduos proporcionaram bom desenvolvimento da parte aérea da aveia preta, entretanto, o teor de nutrientes praticamente não foi alterado pelo aumento das doses.

Na cultura da soja todos os resíduos proporcionaram adequados teores de nutrientes foliares e aumento da produtividade.

A aplicação superficial de todos os resíduos, até a dose de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, não promoveu alterações expressivas nos teores disponíveis de metais pesados no solo e não proporcionou fitotoxicidade às culturas da aveia preta e da soja.

Os resíduos LC, Lcal, e E podem ser utilizados como materiais alternativos ao calcário para neutralização da acidez do solo e serem aplicados superficialmente em solo sob sistema plantio direto.

## 6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C. H. et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: VIDAL-TORRADO, P. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 391-470.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: ALVAREZ, V. H. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 645-692.

ACCIOLY, A. M. A. et al. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, n. 7, p. 1483-1491, 2000.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: FRIES, M. R.; DALMOLIN, R. S. D. (Coords.). **Atualização em recomendação de adubação e calagem: ênfase em plantio direto**. Santa Maria: Pallotti, 1997. p. 76-111.

AITA, C. et al. Espécies de inverno como fonte de nitrogênio para o milho no sistema de cultivo mínimo e feijão em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 18, p. 101-108, 1994.

ALBUQUERQUE, J. A. et AL. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 1065-1073, 2002.

- ALCARDE, J. A.; RODELLA, A. A. Qualidade e legislação de fertilizantes e corretivos. In: CURI, N. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 291-334.
- ALCARDE, J. C. **Corretivos da acidez dos solos**: características e interpretações. São Paulo: ANDA, 1992. (Boletim técnico, 6).
- ALLEONI, L. R. F.; CAMBRI, M. A.; CAIRES, E. F. Atributos químicos de um Latossolo de cerrado sob plantio direto, de acordo com doses e formas de aplicação de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 923-934, 2005.
- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRON, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolo desenvolvidos de basalto do extremo sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 985-1002, 2003.
- ALVAREZ, R. et al. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from tree tillage systems. **Soil Tillage Research**, v. 33, p. 17-28, 1995.
- AMADO, T. C. J. et al. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 679-686, 1999.
- AMADO, T. C. J.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S. B. V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 179-189, 2000.
- AMADO, T. J. C.; SANTI, A.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. II: influência na decomposição de resíduos liberação de nitrogênio e rendimento de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1085-1096, 2003.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Formas químicas de zinco e sua absorção por plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, n. 18, p. 313-320, 1994.
- AMARAL, A. S. et al. Liberação de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 29, p. 1351-1358, 1994.
- \_\_\_\_\_. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 359-367, 2004b.
- AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I. Alterações de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, p. 359-367, 2001.

AMARAL, A. S.; ANGHIONI, I.; DESCHAMPS, F. C. Resíduos de plantas de cobertura e do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 115-123, 2004a.

ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Volatilização de amônia após adição de lodo de esgoto a um latossolo vermelho amarelo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.

ANDRÉA, M. M.; HOLLWEG, M. J. M. Comparações de métodos para determinação de biomassa microbiana em dois solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 981-986, 2004.

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

AQUINO, A. M. et al. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 11, p. 1087-1093, 2005.

ARAÚJO, A. S. F. de. Ecologia microbiana do solo. **Sapiência**: informativo científico da FAPEPI, Teresina, v. 4, n. 12, jul. 2007. Disponível em: <<http://www.fapepi.pi.gov.br/novafapepi/sapiencia12/artigos4.php>>. Acesso em: 15/05/2008

ARAÚJO, M. A. et al. Efeitos da escarificação na qualidade física de um latossolo vermelho distroférico após treze anos de semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 495-504, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT.. **NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987, 63p.

\_\_\_\_\_. **NBR 10007**: amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

BALOTA, E. L. et al. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 641-649, 1998.

BANGAR, K. C.; YADAV, K. S.; MISHRA, M. M. Transformation of rock phosphate during composting and effect of humic acid. **Plant and Soil**, The Hague, v. 85, p. 59-266, 1985.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 403-407, 2004.

BARROS, D. A. S. et al. Conteúdo de nitrogênio e produção de biomassa em milho e feijoeiro em solos submetidos a doses de lodo de esgoto. In: FERTBIO, 3., 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. 1 CD-ROM.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A. manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 905-915, 2000.

BASSO, C. J.; REINERT, D. J. Variação da agregação induzida por plantas de cobertura de solo no inverno e plantio direto de milho em um solo podzólico. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 28, n. 4, p. 567-571, 1998.

BATAGLIA, O. C. et al. Resíduos orgânicos como fonte de nitrogênio para capim braquiária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 7, p. 277-284, 1983.

BAVER, L. D. Soil physics. In: DUFRANC, G. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 505-517, 2004.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. Soil structure: classification and genesis. In: WOHLBERG, E. V. et al. Dinâmica da agregação de um solo franco arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 5, p. 891-900, 2004.

\_\_\_\_\_. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 21, p. 105-112, 1997.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 9-26.

BERTOL, I. Degradação física do solo sob a cultura do alho. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, SC, v. 2, p. 47-50, 1989.

BERTOL, I. et al. Erosividade das chuvas e sua distribuição entre 1989 e 1998 no município de Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 3, p. 455-464, 2002.

\_\_\_\_\_. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetado pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v.58, p.555-560, 2001.

\_\_\_\_\_. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 1, p. 155-163, 2004.

- BERTON, R. S. et al. Peletização de lodo de esgoto e adição de CaCO<sub>3</sub> na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 21, p. 685-691, 1997.
- BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 16, p. 259-268.
- BERTON, R. S.; CAMARGO, A. O.; 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, SP, v. 13, p. 187-192, 1989.
- BERTON, R. S.; CEOLATO, L. C. Uso agrícola de resíduos sólidos urbanos. **O Agrônomo**, Campinas, v. 57, n. 2, p. 9-11, 2005. Disponível em:  
<[http://www.iac.sp.gov.br/oagronomico/57\\_2/UsoAgricolaDeResiduosSolidosUrbanos.pdf](http://www.iac.sp.gov.br/oagronomico/57_2/UsoAgricolaDeResiduosSolidosUrbanos.pdf)>  
Acesso em: 15 mar. 2008.
- 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.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 347 p.
- \_\_\_\_\_. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312 p.
- BETTIOL, W.; FERNANDES, S. A. P.; CERRI, C. C. Efeito do lodo de esgoto na atividade microbiana do solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 347 p.
- BLANKENAU, K.; OLFS, H.-W.; KUHLMANN, H. Effect of microbial nitrogen immobilization during the growth period on the availability of nitrogen fertilizer for winter cereals. In: COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.
- BOARETTO, A. E.; NAKAGAWA, J. **Utilização de lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agronômicas, 1982. 14 p. (Relatório técnico).
- BOEIRA, R. C. Lodo de esgoto como fertilizante em culturas anuais: acidez do solo. **Ambiente em Foco**, jan. 2006. Disponível em:  
<<http://www.ambienteemfoco.com.br/?p=111>> Acesso em: 15 mar. 2008.
- BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. de. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 581-590, 2007.

BORGES, E. N. et al. Alterações físicas introduzidas por diferentes níveis de compactação em Latossolo Vermelho-Escuro textura média. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, p. 1663-1667, 1999.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido: I - Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 543-555, 2004a.

\_\_\_\_\_. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido: II - Disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 557-568, 2004b.

BORKERT, C. M. Manganês. In: FERREIRA, M. E.; PESSOA da CRUZ, M. C. (Eds.). **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: POTAFOS; CNPQ, 1991. p. 173-190.

BORKERT, C. M.; PAVAN, M. A.; BATAGLIA, O. C. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: ferro e manganês. In: FERREIRA, M. E. et al. (Eds.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/Fapesp/Potafos, 2001. p. 151-185.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Divisão de Corretivos e Fertilizantes. **Inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes destinados a agricultura**. Brasília, DF, 1983. 88 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Portaria n. 3, de 12 de junho de 86.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 32 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2006. Ministério do Meio Ambiente, Resolução n° 375, de 29 de agosto de 2006, Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506/normas\\_01.htm](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506/normas_01.htm)>. Acesso 6 de agosto de 2008.

BROOKES, P. C. et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen. A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v. 17, p. 837-842, 1985.

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

BURLE, M. L. et al. Caracterização das espécies de adubo verde. In: CARVALHO, A. M. de; AMABILE, R. F. **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2006. p. 71-142.

CAIRES, E. F. et al. Alterações das características químicas do solo e respostas da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 22, p. 27-34, 1998.

\_\_\_\_\_. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 125-136, 2004.

\_\_\_\_\_. Alterações químicas do solo e respostas da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 275-286, 2003.

\_\_\_\_\_. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 87-98, 2006.

\_\_\_\_\_. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 315-357, 1999.

CAIRES, E. F. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto: experiências no Estado do Paraná. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25., 2000, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. 1 CD-ROM.

CAIRES, E. F.; BANZATTO, D. A.; FONSECA, A. F. Calagem na superfície em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 161-169, 2000.

CAIRES, E. F.; FELDHAUS, I. C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da cevada em função da calagem e aplicação de gesso. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 3, p. 213-223, 2001.

CAIRES, E. F.; FONSECA, A. F. Absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função de calagem na superfície. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 59, n. 2, p. 213-220, 2000.

CAMARGO, F.A. de O. et al. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F.A. de O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 117-137.

CAMPOS, B. C. et al. Dinâmica da agregação induzida pelo uso de plantas de inverno para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 383-391, 1999.

\_\_\_\_\_. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 19, p. 121-126, 1995.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Situação da análise de solo e planta no Brasil. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS, 21., 1995, Petrolina. **Anais...** Petrolina; EMBRAPA, CPATSA; SBCS, 1995. p. 9-33.

CARDOSO, M. O. Métodos para quantificação da biomassa microbiana do solo. **Agropecuária Técnica**, Areia, PB, v. 25, n. 1, p. 1-12, 2004.

CARMO, J. B. do; LAMBAIS, M. R. Impacto da aplicação de biossólidos na atividade microbiana dos solos. In: XXIV REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, VIII REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, VI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO E III REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO., 2000, Santa Maria. **Anais...** FERTBIO2000. Santa Maria, RS: SBCS, 2000. CD-ROM.

CARMO, J. B. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo**. 2001. 105 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

CARPENEDO, W.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 14, p. 99-105, 1990.

CARVALHO, P. C. T. Compostagem. In: TSUTIYA, M. T. et al. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 6, p. 468.

CARVALHO-PUPATTO, J. G. et al. Efeito de escória de alto forno no crescimento radicular e na produtividade de arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 1323-1328, 2003.

CARVALHO-PUPATTO, J. G.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz de acordo com a aplicação de escórias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1213-1218, 2004.

CASSIOLATO, M. E. et al. Evaluation of oat extracts on the efficiency of lime in soils. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, p. 533-536, 2000.

CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M. E.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. **Qualidade física do solo**: métodos de estudo: sistema de preparo e manejo do solo. Jaboticabal: Funep, 2002. p. 357-396.

CASTRO FILHO, C.; LOGAN, T. J. Soil aggregation mechanisms affected by liming. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 16., 1998, Montpellier. **Abstracts...** Montpellier, France, 1998. 1 CD-ROM.

\_\_\_\_\_. Soil aggregation mechanisms affected by liming. In: CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M. E.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI,

J. S. S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistema de preparo e manejo do solo.** Jaboticabal: Funep, 2002. p. 21-46.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados do solo em função de sistema de plantio, rotações de culturas, preparo da amostra e teor de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 22, p. 527-538, 1998

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, v. 56, p. 63-70, 1993.

CHANEY, R. L.; OLIVER, D. P. Sources, potential adverse effects and remediation of agriculture soil contaminants. In: SILVA, M. L. de S; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

CHIEN, S. H.; MENON, R. G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. **Fertilizer Research**, v. 41, p. 227-234, 1995.

CIOTTA, M. N. et al. Acidificação de um Latossolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 1055-1064, 2002.

\_\_\_\_\_. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolo Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 317-326, 2004.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Nutrição e adubação do milho.** Disponível em: <<http://www.cnpms.EMBRAPA.br/deficiencia/deficiencia.html>>. Acesso em: 25 maio 2003.

COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; BALOTA, E. L. Atividade microbiana em solos cultivados em sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, Campinas, v. 22, p. 84-91, 2001.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná.** Curitiba, 1997. 96 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projetos e operação.** São Paulo, 1999. 32 p. (Manual técnico. Norma P4230).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências, 2006, 32p.

COREY, R. B. et al. Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. In: SILVA, C. A. et al. Dinâmica de metais pesados em Latossolo adubado com lodo de

esgoto e em plantas de milho. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 45-77.

CORRÊA, J. C. **Aplicação de escória, lama cal e lodo de esgoto na superfície do solo sob sistema de plantio direto**. 2005. 167 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

\_\_\_\_\_. **Utilização de resíduos industriais e urbanos na composição de substratos para mudas de café**. 2001. 198 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

CORRÊA, J. C. et al. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 9, p. 1307-1317, 2007.

\_\_\_\_\_. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 3, p. 411-419, 2008.

CORRÊA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1231-1237, 2004.

COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.

COSTA, A. **Doses e métodos de aplicação de calcário na implantação de sucessão soja/trigo em sistema de plantio direto**. 2000. 146 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

COSTA, F. S. et al. Propriedade físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 527-535, 2003.

COTTICA, R. L. et al. Persistência de cobertura morta e liberação de nutrientes de palhada de aveia preta em Latossolo Roxo cultivado com milho em plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Programas e resumos...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. CD-ROM.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, n. 4, p. 913-923, 2002.

- DA ROS, A. O.; AITA, C. Efeito de espécies de inverno na cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 20, n. 1, p. 135-140, 1996.
- DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; SOUZA DIAS, H. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em latossolo roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 703-709, 1999.
- DEBARBA, L.; AMADO, T. J. C. Desenvolvimento de sistemas de produção de milho no Sul do Brasil com características de sustentabilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 21, p. 473-480, 1996.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. (Eds.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedades Brasileiras de Ciência do Solo, 2006. cap. 13, p. 327-374.
- DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: Método da fumigação-extração**. Seropédica: EMBRAPA, CNPAB, 1997. 10 p. (Documentos, 37).
- DERPSH, R.; SIDIRAS, N.; HEINZMANN, F. X. Manejo do solo com coberturas de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 20, p. 761-773, 1985.
- DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo de esgoto complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura de feijoeiro e do girassol. **Sanare**, Curitiba, v. 8, p. 33-37, 1997.
- DUFRANC, G. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 505-517, 2004.
- EDWARDS, A. P.; BREMER, J. M. Microaggregates in soil. In: DUFRANC, G. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 505-517, 2004.
- EIVAZI, F.; TABATAI, M. S. Glucosidases and galactosidases in soils: soil biology and biochemistry. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 207-226.
- ELLIOT, H. A. Land application of municipal sewage sludge. **Journal Soil Water Conservation**, v. 41, p. 5-10, 1986.
- ELTZ, F. L. F.; PEIXOTO, R. T. G.; JASTER, F. Efeitos do sistema de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno álico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 13, p. 259-267, 1989.

EMPRESA BRASILEIRA DE PEAQUISA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA. Centro Nacional de Pesquisa de Soja. **Recomendações técnicas para a cultura da soja no Paraná 1999/2000**. Londrina, 1999. 236 p. (Documentos, 131).

\_\_\_\_\_. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Documentos, 1).

\_\_\_\_\_. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999. 412 p.

ERICKSON, A. E. Tillage effects on soil aeration. In: KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 857-867, 2002.

FALLEIRO, R. M. et al. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 10-97-1104, 2003.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. **Evolução do plantio direto no Brasil**. Disponível em: <<http://www.febrapdp.org.br>>. Acesso em: 2 abr. 2008.

FERREIRA, A. S. et al. alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de cortume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 755-763, 2003.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 991-998, 1999.

FERREIRA, D. F. **SISVAR**: programa estatístico. versão 4.3. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 1999- 2003.

FERREIRA, E. A. B. et al. Dinâmica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1625-1635, 2007.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C. A. Dinâmica da calagem superficial em um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 235-247, 2005.

FIEST, L. C. et al. Influência da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades químicas do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.

FILIZOLA, H. F. et al. Aspectos físicos de um solo tratado com lodo de esgoto: estabilidade de agregados e argila dispersa em água. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 137-148.

FLECHA, A. M. T. **Possibilidade de manejo de adubação nitrogenada na cultura do milho, em sucessão a aveia preta, no sistema plantio direto**. 2000. 37 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

FORTES NETO, P. **Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliada através de medidas microbiológicas**. 2000. 113 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

FORTES NETO, P.; CARDOSO, E. J. B. N. Avaliação da aplicação do lodo da indústria de papel e celulose sobre as características químicas e a atividade microbiana do solo e o rendimento da matéria seca do milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD – ROM.

FRANCHINI, J. C. et al. Alterações químicas em solos ácidos após aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 533-542, 1999a.

\_\_\_\_\_. Alterações na fertilidade do solo em sistema de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 459-67, 2000.

\_\_\_\_\_. Dinâmica de íons em solos ácidos lixiviados com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, p. 2267-2276, 1999b.

\_\_\_\_\_. Organic composition of green manures during growth and its effect on cation mobilization in an acid oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, p. 2045-5058, 2003.

\_\_\_\_\_. Rapid transformations of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in acid Oxisol. **Plant and Soil**, v. 231, p. 55-63, 2001.

FREIRE, W. J. O efeito do preparo sobre a agregação do solo. In: SIQUEIRA, R. Sistemas de preparo do solo e plantio direto In: MORAES, M. H. et al. (Coords.). **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. p. 88-149.

FREITAG, E. E. **Cultivo da soja e do feijão de inverno, em sucessão, em um solo com diferentes condicionamentos físicos, na região de cerrado**. 2004. 105 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Sistemas de Produção)-Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2004.

- GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 569-577, 2004.
- GALLI, J. A. et al. Avaliação da escória de aciaria na produção de matéria seca, nutrição mineral e aspectos fisiológicos do sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L. Moench). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; MENDONÇA, E. S. Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 581-592, 1999.
- GASSEN, D. N.; GASSEN, F. R. **Plantio direto, o caminho do futuro**. Passo Fundo: Aldeia Sul, 1996. 207 p.
- GAUDÊNCIO, C. A. A. et al. **População de plantas de soja no sistema de semeadura direta para o Centro-Sul do Estado do Paraná**. Londrina: EMBRAPA, CNPSo, 1990. 4 p. (Comunicado. técnico, 47).
- GIACOMINI, S. J. et al. Consorciação de plantas de cobertura: II. decomposição e liberação de nutrientes da fitomassa. In: FERTBIO, 25., Santa Maria, 2000. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 1 CD-ROM.
- GIBBS, R. A. et al. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. **Water Science Technology**, v. 35, p. 269-275, 1997.
- GLÓRIA, N. A. Uso agrônômico de resíduos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 20., Piracicaba, 1992. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 195-212.
- GONÇALVES, C. N.; CERETTA, C. A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 307-313, 1999.
- GUERRINI, I. A.; VILLAS BÔAS, R. L. Uso de resíduos industriais em florestas. In: XII CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 1996. Águas de Lindóia, SP. **CD-ROM SOLO SUELO 96...** Águas de Lindóia, SP. Águas de Lindóia, 1996. 1 CD-ROM.
- HATCH, D. J. et al. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. In: COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.
- HILLEL, D. Solo e água: fenômenos e princípios físicos. In: KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes

sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 857-867, 2002.

HOODA, P. S.; ALLOWAY, B. J. The effect of liming on heavy metal concentrations in wheat, carrots and spinach grown on previously sludge-applied soils. In: MANTOVANI, J. R. et al. Extratores para avaliação da disponibilidade de metais pesados em solos adubados com vermicomposto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 4, p. 371-378, abr. 2004.

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECH, G. L. (Eds.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton, CRC Press, 1995. p. 149-168.

IGUE, K.; PAVAN, M. A. Uso eficiente de adubos orgânicos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTES ORGÂNICOS NA AGRICULTURA BRASILEIRA, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, Df, 1984. p. 383-418.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 5, n. 2, p. 415-471, 1981.

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

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3. ed. Boca Raton, CRC Press, 1992. p. 74-143.

KATO, N.; OWA, N. Dissolution of slag in water and calcium chloride solution: effects of solution pH and calcium concentration on solubilities of slags. **Japan J. Soil Science Plant Nutrition**, v. 67, p. 626-32, 1996.

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

KIEHL, J. C. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 264 p.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 857-867, 2002.

KOCHHANN, R. A. Alterações das características físicas, químicas e biológicas do solo sob sistema de plantio direto. In: CONFERÊNCIA ANUAL DE PLANTIO DIRETO, 1., 1996, Passo Fundo. **Resumos...** Passo Fundo: Aldeia Norte, 1996. p. 8-10.

KUCEY, R. M. N.; JANZEN, H. H.; LEGGETT, M. E. Microbially mediated increases in plant-available phosphorus. **Advances in Agronomy**, New York, v. 42, p. 199-228, 1989.

- LABORATÓRIO NACIONAL DE REFERÊNCIA VEGETAL. **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes: métodos oficiais**. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, 1983. 104 p.
- LAMBAIS, M. R.; SOUZA, A.G. Impacto de biossólidos na comunidade microbiana dos solos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 269-279.
- LIMA, E. V. **Plantas de cobertura e calagem superficial na fase de implantação do sistema de plantio direto em região de inverno seco**. 2004. 125 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2004.
- LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 421-428, 1978.
- LOGAN, T. J. et al. Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, p. 153-161, 1996.
- LOPES, E. B. M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. 2001. 65 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- LORENZI, S. L.; LAMBAIS, M. R. Atividades microbianas e estrutura da comunidade de bactérias em solo argiloso contaminado com crômio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28., 2001, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: SBCS, 2001. p. 63.
- LOURENÇO, R. S. **Utilização de lodo de esgoto aeróbico e calado em florestas**. Embrapa Florestas - Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, Colombo, PR, n. 18, p. 1-3, 1997. (Comunicado Técnico)
- LOUZADA, P. T. C. **Eficiência de uma escória de siderurgia como corretivo e fertilizante do solo**. Viçosa, MG: UFV, 1987. 52 p.
- LYNCH, J. M.; BRAGG, E. Microorganism and soil aggregate stability. **Advances in Soil Science**, v. 2, p. 133-171, 1985.
- MACEDO, J. R. et al. Atributos físicos e hídricos em solo tratado com lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 193-205.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.
- \_\_\_\_\_. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 2006, 638p.

MALAVOLTA, E.; OLIVEIRA, S. A.; WADT, P. G. S. Foliar diagnosis: the status of the art. In: SIQUEIRA, J. O. et al. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa, MG, 1999. p. 205-242.

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

MARCIANO, C. R. et al. Efeito do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano sobre a condutividade hidráulica de um Latossolo Amarelo saturado e não saturado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 1-9, 2001.

MARCOLAN, A. L.; ANGHINONI, I. Atributos físicos de um argissolo e rendimento de culturas de acordo com o revolvimento do solo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 1, p. 163-170, 2006.

MARQUES, M. O. et al. Aproveitamento do lodo de esgoto como adubo em cana-de-açúcar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia, GO. **Resumos...** Goiânia: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. v. 3, p. 251-252.

\_\_\_\_\_. Metais pesados em solo acrescido de lodo de esgoto e em plantas e sorgo granífero. **Científica**, Jaboticabal, v. 27, n. 1-2, p. 13-29, 1999.

\_\_\_\_\_. Metais pesados em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Colloquium Agrariae** (UNOESTE. Online), Presidente Prudente, SP, v. 2, n. 1, p. 46-56, 2006.

MARQUES, M. O. **Incorporação de lodo de esgoto em solos cultivados com cana de açúcar**. 1997. 111 p. Tese (Livre docência em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1997.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MATTIAZZO, M. E.; BARRETTO, M. C. de U. Comportamento de Cd, Cu, Cr, Ni e Zn adicionados a solos em diferentes valores de pH. I. Cádmiio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 2315-2317.

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

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Parâmetros para adição a solos de resíduos contendo metais. I. Estudo com soluções. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 2315-2317.

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

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

McBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? In: SILVA, C. A. et al. Dinâmica de metais pesados em Latossolo adubado com lodo de esgoto e em plantas de milho. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006, p.45-77.

McGRATH, S. P.; SANDERS, J. R.; SHALABY, M. H. The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. **Geoderma**, v. 42, p. 177-188, 1988.

MEDA, A. R.; CASSIOLATO, M. E.; PAVAN, M. A. Alleviating soil acidity through plant organic compounds. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 185-189. 2001.

MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Impacto dos biossólidos sobre o solo. In: TSUTIYA, M. T. et al. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. 468 p.

MELLO, J. C. A. et al. Alterações nos atributos químicos de um latossolo distroférico decorrentes da granulometria e doses de calcário em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 553-561, 2003.

MELLONI, R. et al. Pó de forno de aciaria elétrica na microbiota do solo e no crescimento de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 12, p. 1547-1554, dez. 2001.

MELO, V. P. et al. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 67-72, 2004.

MELO, W. J. et al. Efeito de doses crescentes de biossólidos sobre a fração da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana de açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 18, p. 449-455. 1994.

\_\_\_\_\_. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Palestras...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. 1 CD-ROM.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.

- MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2001. p. 289-363.
- MENDES, I. C. et al. Biomassa C e atividade microbiana em solos de cerrado sob plantio direto e plantio convencional. In: D'ANDRÉA, A. F. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 26, n. 4, p. 913-923, 2002.
- MENGEL, K. turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. In: OLIVEIRA, F. H. T. et al. (Eds.) Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ V., V. H. et al. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 393-486.
- MESQUITA, A. A. **Remediação de áreas contaminadas por metais pesados provenientes de lodo de esgoto**. 2002. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2002.
- MIELNICZUK, J. et al. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N. et al. (Eds.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 209-248.
- 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, ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, RS: Genesis, 1999. p. 1-8.
- MINHONI, M. T. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; EIRA, A. F. Efeito de cinco tipos de matéria orgânica na solubilização microbiana de fosfato de rocha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 15, p. 29-35, 1991.
- \_\_\_\_\_. Efeitos da interação de fosfato de rocha, matéria orgânica e fungo micorrízico no crescimento e na absorção de nutrientes pela soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 17, p. 165-171, 1993.
- MIYAZAWA, M. et al. Efeito residual de compostos orgânicos hidrossolúveis liberados na decomposição da aveia na química de superfície em solos ácidos. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria, RS:UF de Santa Maria, 1999. p. 303-395.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 17, p. 411-416, 1993.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. Piracicaba, Potafos, 2000. (Encarte Técnico, Informações Agronômicas, 92)

\_\_\_\_\_. Evaluation of plant residues on the mobility of surface applied lime. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 251-256, 2002.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; SANTOS, J. C. R. Effect of addition of crop residues on the leaching of Ca and Mg in Oxisols. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON PLANT-SOIL INTERACTIONS AT LOW pH, 1996, Belo Horizonte. **Abstracts...** Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; EMBRAPA, CPAC, 1996. p. 8.

MORAES, J. A. P.; ARENS, K. Eliminação de potássio pelas folhas em dependência da luz e obscuridade (Nota preliminar). **Ciência Cultural**, São Paulo, v. 21, p. 728-730, 1969.

MORAES, M. F. **Mobilidade de íons em solo ácido com aplicação de calcário e material vegetal em superfície**. 2005. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical)-Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2005.

MORAES, M. H.; MÜLLER M. M. L.; FOLONI, J. S. S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. 225 p.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 11, p. 1103-1110, nov. 2004.

MOREIRA, S. G. et al. Calagem em sistema de semeadura direta e efeitos sobre a acidez do solo, disponibilidade de nutrientes e produtividade do milho e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 71-81, 2001.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 1, p. 95-102, 1983.

NAHAS, E. **Ciclo do fósforo: transformações microbianas**. Jaboticabal: FUNEP, 1991. 67 p.

NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após a aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.

NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHÍN, J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, v. 87, p. 123-135, 1998.

NOLLA, A.; KORNDÖRFER, G. H. Produção de cana-de-açúcar e correção da acidez de um Neossolo submetido à aplicação de carbonato e silicato de cálcio. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE SILÍCIO NA AGRICULTURA, 4., 2007, Botucatu. **Resumos...** Botucatu: UNESP, 2007. p. 30-33.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. 1998. 191 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Seropédica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Cidade, 1998.

OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p. 171-181, 2003.

OLIVEIRA, E. L.; PAVAN, M. A. Control of soil acidity in no-tillage sistem for soybean production. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 38, p. 47-57, 1996.

OLIVEIRA, F. C. et al. Efeito das aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana de açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 505-519, 2002b.

\_\_\_\_\_. Fitodisponibilidade e teores de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico e em plantas de cana-de-açúcar adubadas com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 3, p. 737-746, 2002a.

OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com biossólido**. 1995. 90 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas)– Escola Superior de Agricultura Luis de Queiros, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 171-180, 2001.

OLIVEIRA, F. H. T. et al. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ V. V. H. et al. (Eds.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002c. v. 2, p. 393-486.

OLIVEIRA, G. C. et al. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 327-336, 2004.

OLIVEIRA, R. H.; ROSOLEM, C. A.; TRIGUEIRO, R. M. Importância do fluxo de massa e difusão no suprimento de potássio ao algodoeiro como variável de água e potássio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 439-445, 2004.

OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M. Metais pesados em solos de uma topolitosseqüência do triângulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 785-796, 2004.

PAIVA, P. J. R. et al. Acidificação de um Latossolo Roxo do estado do Paraná sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, p. 71-75, 1996.

PARANÁ (Estado). Lei Estadual n. 12.493, de 22 de janeiro de 1999. Estabelece princípios, procedimentos, normas e critérios referentes a geração, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos no Estado do Paraná, visando controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e

adota outras providências. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 5p., 22 de janeiro de 1999.

PAULINO, A. F. et al. Escarificação de um latossolo vermelho na pós-colheita de soqueira de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 5, p. 911-917, 2004.

PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A.; THOMAZ-SOCCOL, V. Tratamento anaeróbio de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Minas Gerais, v. 34, n. 5, p. 445-452, 2001.

PAVAN, M. A. Movimento de calcário no solo através de técnicas de manejo da cobertura vegetal em pomares de macieira. **Revista Brasileira de Ciência de Fruticultura**, Jaboticabal, SP, v. 16, p. 86-91, 1994.

\_\_\_\_\_. Ciclagem de nutrientes e mobilidade de íons no solo sob plantio direto. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, RS, v. 41, p. 8-12, 1997.

PAVAN, M. A.; MIYAZAWA, M. Mobilização de calcário no solo através de resíduos de aveia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE AVEIA, 18., 1998, Londrina. **Anais...** Londrina: IAPAR, 1998. p. 72-79.

PEREIRA, J. E. **Solubilidade de alguns calcários e escórias de alto forno**. 1978. 84 p. Tese (Magister Scientiae/Fitotenia)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1978.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 6, p. 567-573, 2004.

\_\_\_\_\_. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 2, p. 137-144, 2005.

PETRERE, C.; ANGHINONI, I. Alterações de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 885-895, 2001.

PIAU, W. C. **Efeitos de escórias de siderurgia em atributos químicos de solos e na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1995. 124 f. Tese (Doutorado em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura)-Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

\_\_\_\_\_. **Viabilidade do uso de escórias como corretivo e fertilizantes**. 1991. 99 p. Dissertação (Mestrado em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura)-Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 377-384, 2004.

\_\_\_\_\_. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 819-826, 2007.

PIRES, A. M. M. et al. **Extração de metais pesados fitodisponíveis em solos tratados com lodo de esgoto: uso de ácidos orgânicos**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2005. 5 p. (Comunicado técnico, 28).

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E.; BERTON, R. S. Ácidos orgânicos como extratores de metais pesados fitodisponíveis em solos tratados com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 7, p. 671-676, 2004.

PITOL, C. et al. Uso de adubos verdes nos sistemas de produção no Bioma Cerrado. In: CARVALHO, A. M. de; AMABILE, R. F. (Eds.). **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2006. cap. 9, p. 301-330.

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

PÖTTEKER, R.; BEM, J. R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 22, p. 675-84, 1998.

PRADO, R. de M.; FERNANDES, F. M. Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo da acidez do solo na soqueira da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 287-296, 2003.

PRADO, R. M. et al. Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alfaca. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 4, p. 539-546, 2002.

\_\_\_\_\_. Reatividade de uma escória de siderurgia em um Latossolo Vermelho Distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 197-205, 2004.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M. Eficiência da escória de siderurgia em latossolo vermelho na nutrição e na produção de matéria seca de cana-de-açúcar cultivada em vaso. **STAB Açúcar, Álcool Subprodutos**, Piracicaba-SP, v. 19, p. 26-29, 2001a.

\_\_\_\_\_. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do sol cultivado com cana de açúcar em vaso. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v. 57, n. 2, p. 739-744, 2000.

\_\_\_\_\_. Resposta da cana-de-açúcar à aplicação da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 201-209, 2001b.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M.; NATALE, W. Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo na soqueira de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 287-296, 2003.

\_\_\_\_\_. **Uso agrícola da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo: estudos na cultura da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: Fundação de Estudos e Pesquisas em Medicina Veterinária, Agronomia e Zootecnia, 2001. 67 p.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: IAC, 2000. 111 p.

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

\_\_\_\_\_. New diagnostic techniques, universal soil extractants. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, p. 799-816, 1994.

RAIJ, B. van. et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. 285 p.

\_\_\_\_\_. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo de Campinas**, Campinas, n. 100, 1997. 285 p. 2. ed rev. atual.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: IAC, 1983. 31 p. (Boletim técnico, 81).

RANGEL, O. J. P. et al. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, MG, v. 28, n. 1, p. 15-23, jan./fev. 2004.

\_\_\_\_\_. Efeitos de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 583-594, 2006.

RATE, A. W.; LEE, K. M.; FRENCH, P. A. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. **Bioresource Technology**, Essex, v. 91, n. 3, p. 223-231, Feb. 2004.

RECHCIGL, J. E. et al. Influence of surface liming on the yield and nutrient concentration of alfafa established using no-tillage techniques. In: OLIVEIRA, F. H. T. et al. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ, V. H. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 393-486.

RESENDE, M. et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 3. ed. Viçosa: NEPUT, 1999. 304 p.

REZENDE, D. M. L. C. et al. Comparações de técnicas de análises de experimentos utilizando medidas repetidas no tempo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, MG, v. 23, p. 928-938, 1999.

- REZENDE, J. O. Compactação do solo, metodologia para avaliação e práticas agrícolas recomendadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. 1 CD-ROM.
- REZENDE, L. A.; ASSIS, L. C.; NAHAS, E. Carbon, nitrogen and phosphorous mineralization in two soils amended with distillery yeast. **Bioresource. Technology**, Essex, v. 94, p. 159-167, 2004.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 797-805, 2000.
- RIBEIRO, A. C.; FIRME, D. J.; MATOS, A. C. M. Avaliação da eficiência de uma escória de aciaria como corretivo da acidez. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 33, p. 242-248, 1986.
- ROS, C. O. et al. Biossólido efeito imediato no milho e residual na associação aveia preta ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 17, p. 257-261, 1993.
- \_\_\_\_\_. Influência do tempo de cultivo no sistema de plantio direto nas características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro. In: SIQUEIRA, R. Sistemas de preparo do solo e plantio direto In: MORAES, M. H.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. (Coords.). **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. p. 88-149.
- ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J. C.; FOLONI, J. S. S. Lixiviação de potássio da palhada de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 355-362, 2003a.
- ROSOLEM, C. A.; FOLONI, J. S. S.; OLIVEIRA, R. H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 301-309, 2003b.
- ROSS, C. A. et al. Utilização de lodo de esgoto como fertilizante: efeito imediato no milho e residual na associação de aveia + ervilhaca. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 23., Santa Maria, 1990. **Resumos...** Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990. p. 20.
- ROSSATO, O. B. et al. Adubação nitrogenada na aveia preta como cultura de cobertura na depressão central gaúcha. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. 1 CD-ROM.
- SÁ, J. C. M. Calagem em solo sob plantio direto da região dos Campos Gerais, Centro Sul do Paraná. In: CURSO SOBRE MANEJO DE SOLO NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO, Castro, 1995. **Anais...** Castro, Fundação ABC, 1995. p.73-107.

\_\_\_\_\_. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J.O. et al. (Eds). **Interrelação fertilidade biologia do solo e nutrição de plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. p. 267-319.

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

SANTI, A.; AMADO, T. J.C.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. I Influência na produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes sob sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 6, p. 1075-1083, 2003.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 518 p.

SANTOS, J. C. F. **Mobilização de cálcio e alumínio em solos ácidos por compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais**. 1997. 72 p. Tese (Doutorado em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura)- Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

SCHLINDWEIN, J. A.; ANGUINONI, I. Variabilidade vertical de fósforo e potássio disponíveis e profundidade de amostragem do solo no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 30, p. 611-617, 2000.

SELLES, F. et al. Distribution of phosphorus fractions in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 44, p. 23-34, 1997.

\_\_\_\_\_. Effects of tillage on the forms and distribution of P in Oxisol in Southern Brazil. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON CONSERVATION TILLAGE SYSTEM, 1990, Passo Fundo. **Trabalhos publicados...** Passo Fundo: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Trigo, 1990. p. 86-85.

SHUMAN, L. M. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. New York, v. 29, p. 2939-2952, 1998.

SILVA, A. C. et al. Solos do topo da Serra São José (Minas Gerais) e suas relações com o paleoclima no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 455-466, 2004.

SILVA, A. P.; KAY, B. D. Estimating the least limiting water range of soil from properties and management. In: ARAUJO, M. A. et al. Efeitos da escarificação na qualidade física de um Latossolo Vermelho distroférico após treze anos de semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 495-504, 2004.

SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L.; CAMARGO, O. A. Influência da compactação nas propriedades físicas de dois latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 10, p. 91-95, 1986.

SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; IMHOFF, M. H. Intervalo hídrico ótimo. In: MORAES, M. H.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. (Coords.). **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. p. 1-20.

SILVA, C. A. et al. Dinâmica de metais pesados em Latossolo adubado com lodo de esgoto e em plantas de milho. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. p. 45-77.

\_\_\_\_\_. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 353-364, 2006.

SILVA, F. C. et al. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 33, p. 1-8, 1998.

\_\_\_\_\_. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, p. 831-840, 2001.

SILVA, F. C. **Uso agrônomo de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. 1995. 159 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1995.

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 113-117, 1997.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônoma para o biossólido produzido no Distrito Federal: I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em latossolo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002.

SILVA, J.; MELLO, J. W. V.; CORRÊA, M. L. T. Uso de uma escória de aciaria como fonte de fertilizante fosfatado e zinco para uso agrícola. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto, SP:SBCS, 2003. CD-ROM.

SILVA, M. L. de S; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

SILVAN, N. et al. Microbial immobilisation of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. In: COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de

Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, mar. 2007.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração seqüencial e especiação iônica de zinco, cobre e cádmio em latossolos tratados com bio sólido**. 2002. 166 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, n. 4, p. 793-806, 2003.

SIMONETE, M. A. et al. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 1187-1195, 2003.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; PLESE, L. P. M. Efeito do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.

SIMS, J. L.; PATRICK, W. H. Jr. The distribution of micronutrients cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 259-262, 1978.

SIMS, J. T. Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 367-373, 1986.

SIQUEIRA, J. O. et al. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília, DF: EMBRAPA, CNPAF, 1994. 142 p. (Documentos, 45).

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S. Interrelação plantas: base para um novo paradigma na agrotecnologia do século XXI. In: SIQUEIRA, J. O. et al. (Orgs.). **Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: SBCS; UFLA, DCS, 1999. p. 1-9.

SIQUEIRA, R. S. **Sistemas de preparo do solo em diferentes tipos de coberturas vegetais do solo**. 1999. 191 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1999.

SIQUEIRA, R. Sistemas de preparo do solo e plantio direto In: MORAES, M. H. et al. (Coords.) **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. p. 88-149.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (Eds.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. p. 357-396

SORATTO, R. P. **Aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema de plantio direto**. 2005. 173 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Adubação com nitrogênio In: SOUSA, D. M. G; LOBATO, E. (Eds.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004. p. 129-145.

SOUZA, L. M. et al. Influência da aplicação de diferentes vermicompostos na biomassa microbiana do solo após cultivo de alface. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 12, n. 4, p. 429-434, 2006.

SOUZA, Z. M. et al. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em Latossolos adubados por cinco anos com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 117-123, 2005.

SPARLING, G. P.; ROSS, D. J. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: current development and applications. In: MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 11, p. 1103-1110, nov. 2004.

SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and <sup>14</sup>C labelled cells. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, p. 337-343, 1988.

STAPPE, J. L.; BALLONI, E. A. O uso de resíduos da indústria de celulose como insumos na produção florestal. **IPEF**, Piracicaba, n. 40, p. 33-37, 1988.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil and Plant Science**, Uppsala, v. 49, p. 1-24, 1999.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. In: CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M. E.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistema de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: Funep, 2002. p. 21-46.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos de sistema de preparo na compactação do solo, disponibilidade hídrica e comportamento do feijoeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, n. 1, p. 83-91, 1999.

TAN, K. H. **Environmental soil science**. 2nd ed. Nova York: Marcel Dekker, 2000. 480 p.

TIRITAN, C. S. **Alterações dos atributos químicos do solo e respostas do milho à calagem superficial e incorporada em regiões de inverno seco**. 2001. 106 f. Tese (Doutorado

Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 573-581, 1998.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V. H. et al. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 195-277.

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

\_\_\_\_\_. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de bio sólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1173-1184, 2007.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2000. v.1, p.69-105.

\_\_\_\_\_. Características de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Eds.) **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 4, p. 89-131.

\_\_\_\_\_. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de bio sólidos das estações de tratamentos de esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 753-761.

TSUTIYA, M. T. et al. **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. 468 p.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Code of Federal Regulation 40 part 503**: standards for the use or disposal of sewage sludge. Washington, DC, 1992. p. 655-686.

\_\_\_\_\_. **40 CFRPart 503 final rules**: standards for the use of sewage sludge. Washington, DC, 1993. p. 9387-9415. (Federal Register, 58).

URBEN FILHO, G.; SOUZA, P. I. de M. de. Manejo da cultura da soja sob cerrado: época, densidade e profundidade de semeadura. In: ARANTES, N. E.; SOUZA, P. I. de M. de. **Cultura da soja nos cerrados**. Campinas: POTAFOS, 1993. p. 267-298.

VALADARES, J. M. A. S.; BATAGLIA, O. C.; FURLANI, P. R. Estudos de materiais calcários usados como corretivos do solo no Estado de São Paulo. Determinação de Mo, Co, Cu, Zn e Fe. **Bragantia**, Campinas, v. 33, p. 147-152, 1974.

- VALSECCHI, G.; GIGLIOTTI, C.; FARINI, A. Microbial biomass, activity and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. In: TRANNIN, I. C. de B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. de S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1173-1184, 2007.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.
- VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO<sub>2</sub> e N mineral de um Podzólico Vermelho – escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 24-34, 2000.
- \_\_\_\_\_. Nitrogênio da biomassa microbiana, em solo sob diferentes sistemas de manejo, estimado por métodos de fumigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 22, p. 411-417, 1998.
- VARGAS, L. K.; SELBACH, P. A.; SÁ, E. L. S. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. In: COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.
- VASCONCELLOS, C. A. et al. Resposta da soja e da biomassa de carbono do solo aos resíduos de cinco genótipos de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 23, p. 69-77, 1999.
- VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 747-758, 2002.
- VELOSO, C. A. C. et al. Efeitos de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v. 49, n. 1, p. 123-8, 1992.
- VENZKE FILHO, S. P. **Biomassa microbiana do solo sob sistema de plantio direto na região de campos gerais, Tibagi, PR**. 2003. 99 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- VETTORAZZO, S. C.; AMARAL, F. C. S. do; CHITOLINA, J. C. Lixiviação de sais de um solo ácido tratado com lama de cal proveniente de indústria de papel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.
- VIEIRA, R. F. Mineralização de nitrogênio em solo suplementado com lodo de esgoto. In: XXIV REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, VIII REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, VI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO E III REUNIÃO BRASILEIRA DE

BIOLOGIA DO SOLO., 2000, Santa Maria. **Anais... FERTBIO2000**. Santa Maria, RS: SBCS, 2000. CD-ROM.

VIEIRA, R. F. et al. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, p. 919-926, 2005.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 867-874, 2003.

VILLAS BÔAS, R. L.; BÜLL, L. T.; BOARETTO, A. E. Estudo da disponibilidade de fósforo do lodo de esgoto aplicado ao solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 4., 1984, Taubaté, SP. **Anais...** Taubaté: Universidade de Taubaté, 1984. p. 93.

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. **Lodos de esgoto, tratamento e disposição final – Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, DESA, 2001. v. 6

WALTER, I.; MARTÍNEZ, F.; CUEVAS, G. Dinámica de los metales pesados en un suelo degradado enmendado con residuos orgánicos urbanos. In: ALVAREZ-BENEDDÍ, J.; MARINERO, P. (Eds.). **Estudios de la zona no saturada del suelo**. Valladolid, Espanha, v. 6, p. 367-372, 2003.

WHALEN, J. K.; CHANG, C. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 33, p. 1011-1026, 2002.

WOHLENBERG, E. V. et al. Dinâmica da agregação de um solo franco arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 5, p. 891-900, 2004.

ZAMAN, M. et al. Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths after surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. In: COSER, T. R. et al. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.

ZIGLIO, C. M.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, PR, v. 42, p. 257-62, 1999.