

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

**LODOS DE ESGOTO, ESCÓRIA DE ACIARIA E LAMA CAL NA
CULTURA DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO EM
LATOSSOLO VERMELHO**

ALESSANDRA ELENA MIGGIOLARO

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

BOTUCATU - SP
Junho - 2009

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

**LODOS DE ESGOTO, ESCÓRIA DE ACIARIA E LAMA CAL NA
CULTURA DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO EM
LATOSSOLO VERMELHO**

ALESSANDRA ELENA MIGGIOLARO
Engenheira Agrônoma

Orientador: Prof. Dr. Dirceu Maximino Fernandes
Co-Orientador: Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll

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

BOTUCATU - SP
Junho - 2009

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

Miggiolaro, Alessandra Elena, 1961-
MS342 Loda da angola, escória de aciaria e lama cálc na cul-
tura da soja sob sistema plantio direto em latossolo vermelho / Alessandra Elena Miggiolaro. - Botucatu : [s.n.],
2009.
iv, 114 f., il., color., gráf., tabs.
Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2009
Orientador: Dirceu Maximino Fernandes
Co-orientador: Leonardo Theodoro Büll
Inclui bibliografia
1. Resíduos urbanos. 2. Resíduos industriais. 3. Plan-
tío direto. 4. Glycine MAX. I. Fernandes, Dirceu Maximino.
II. Büll, Leonardo Theodoro. III. Universidade Estadual Pau-
lista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Facul-
dade de Ciências Agronômicas. IV. Título.

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

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

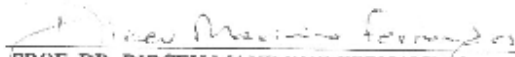
TÍTULO: "LIDOS DE ESGOTO, ESCÓRIA DE ACIARIA E LAMA CAL NA
CULTURA DA SOJA SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO EM
LATOSSOLO VERMELHO"

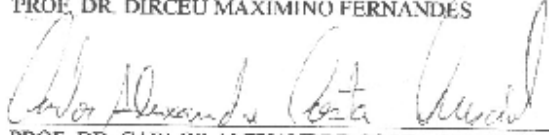
ALUNA: ALESSANDRA ELENA MIGGIOLARO

ORIENTADOR: PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES

CO-ORIENTADOR: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULLI

Aprovado pela Comissão Examinadora


PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES


PROF. DR. CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL


PROF. DR. JOENES MUCCI PELUZIO

Data da Realização: 19 de junho de 2009.

DEDICO

*Ao meu marido Anézio Simão Filho
pela dedicação, apoio, amor, carinho
e companherismo*

*Aos meus pais Silvana e José Antônio,
e aos meus irmãos César, Daniel, Bráulio e Breno
pelo amor, compreensão
e afeto.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela oportunidade de completar mais um desafio.

Aos meus pais, que sempre acreditaram em minha pessoa e me ensinaram a ter humildade, honestidade, força de vontade e a batalhar pelos meus objetivos.

Ao meu irmão Daniel e César pelo auxílio nas amostragens de solo e acompanhamento na condução do experimento.

Ao Professor, Dr. Dirceu Maximino Fernandes pela orientação, compreensão, amizade e ensinamentos durante minha caminhada profissional.

Ao Professor, Dr. Leonardo Theodoro Büll pela co-orientação e confiança concebida ao me deixar conduzir o experimento.

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 Mestrado e realização dos trabalhos;

A CNPQ pela concessão da “bolsa de estudos”.

Aos estagiários, Ana Paula (russa), Thiago (buldog), Luciana (akbada), Ana Carolina (topera) e João (blindex), pelo trabalho em equipe, auxílio nas amostragens e condução do experimento, além da amizade formada, e a colega de equipe e amiga Dra. Elisa Eni Freitag pela possibilidade da continuação de seu trabalho.

Ao professor do Departamentos de Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, Carlos Alexandre Costa Crusciol e aos professores do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, Leonardo Theodoro Büll, Roberto Lyra Villas Bôas, Maria Helena Moraes, Helio Grassi Filho, e demais professores da FCA/UNESP, pelos ensinamentos, amizade e atenção em todos os momentos, muitos deles nos ajudando a solucionar problemas diversos.

Aos Laboratórios de Análise de Física do Solo, Química do Solo e Planta, e de Fertilizantes e Corretivos do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, pela utilização dos equipamentos e espaço físico em nome dos professores Dirceu

Maximino Fernandes, Helio Grassi Filho, Roberto Lyra Villas Boas e Maria Helena de Moraes.

Aos funcionários de campo, em especial ao Célio do Departamento Produção Vegetal - Agricultura e Melhoramento Vegetal, pela bela amizade, companheirismo e auxílio necessário para o bom desenvolvimento deste trabalho no campo;

Aos funcionários do Departamento de Recursos Naturais – Ciência do Solo, pela amizade, companheirismo e auxílio necessário para a realização deste trabalho;

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

A todos que de uma maneira ou outra, me ajudaram durante essa caminhada, cultivando uma amizade ou contribuindo para a realização deste trabalho, apoiando ou aconselhando em todos os momentos.

SUMARIO

	Páginas
RESUMO	1
SUMMARY	2
1 INTRODUÇÃO	3
2 REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Utilização de resíduos urbanos e industriais na agricultura e suas alterações química, física e biológica no solo.	5
3 MATERIAIS E MÉTODOS	14
3.1 Localização e caracterização da área experimental	14
3.2 Delineamento experimental e tratamentos	16
3.3 Instalação e condução do experimento	17
3.4 Amostragens e avaliações	18
3.4.1 Análise dos resíduos	18
3.4.2 Amostragens de solo e avaliações	19
3.4.3 Amostragens de plantas e avaliações	20
3.5 Análise Estatística	21
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.1 Propriedades químicas do solo	22
4.1.1 pH do solo	22
4.2.2 Matéria Orgânica	27
4.2.3 Fósforo	30
4.2.4 Potássio	34
4.2.5 Cálcio	37
4.2.6 Magnésio	41
4.2.7 Capacidade de Troca Catiônica	44
4.2.8 Saturação por Bases	47
4.2.9 Micronutrientes	51
4.3 Propriedades físicas do solo	73
4.3.1 Diâmetro Médio Ponderado (DMP)	73
4.3.2 Índice de Estabilidade de Agregados (IEA)	76
4.4 Propriedades microbiológicas do solo	77
4.4.1 Carbono microbiano do solo	77
4.4.2 Nitrogênio microbiano do solo	80
4.5 Cultura da soja (Glycine max (L.) Merryll)	82
4.5.1 Análise química foliar	82
4.5.2 Produtividade	94
5 CONCLUSÕES	98
6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

RESUMO

A aplicação de resíduos urbanos e industriais no solo pode ser recomendada pelo valor corretivo e fertilizante que apresentam, o que confere a agricultura grande potencial para a reutilização destes, pois seguindo critérios bem definidos, sua aplicação pode melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de contribuir para reduzir o consumo de corretivos e fertilizantes, sem contaminação por metais pesados, este trabalho teve por objetivo avaliar as alterações químicas, físicas e microbiológicas ocorridas no solo, a absorção de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos, e seus efeitos sobre o desenvolvimento da cultura da soja cultivadas sob Sistema Plantio Direto (SPD). O trabalho foi desenvolvido a campo, na Fazenda Experimental Lageado - FCA/UNESP, Botucatu (SP), em um Latossolo Vermelho distrófico, sob clima tropical de altitude Cwa, na safra 2007/2008. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, 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), aplicados nas doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹. A aplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E em solo sob SPD melhorou as propriedades químicas e microbiológicas do solo, além de favorecer o desenvolvimento da cultura da soja, sem contaminação por metais pesados potencialmente tóxicos, atendendo a legislação vigente. Os resíduos LC, Lcal, e E podem ser utilizados como materiais alternativos para correção do solo.

Palavras-chaves: resíduos urbanos, resíduos industriais, plantio direto, *Glycine max*.

SEWAGE SLUDGE, SLAG AND AQUEOUS LIME ON SOYBEAN CROP UNDER NO-TILLAGE SYSTEM RHODIC HAPLUSTOX. Botucatu, 2009. 114

p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: ALESSANDRA ELENA MIGGIOLARO

Adviser: DIRCEU MAXIMINO FERNANDES

Second Adviser: LEONARDO THEODORO BÜLL

SUMMARY

The application of urban and industrial residues in the ground can be recommended by corrective and fertilizing the value that presents. What confers great potential of agricultural re-use of these, therefore its application can be improve the physical, chemical and biological properties of the ground, beyond contribute to reducing the of consumption end liming materials, without heavy metals contamination, whose objective was to evaluate chemical, physical end microbiological soil alternations, nutrients absorption and potentially toxic heavy metals, and its effects on the development of soybean crop in soil under no-tillage system. The work was developed in field conditions in the Fazenda Experimental Lageado of Botucatu-SP, in a dystrophyc Rhodic Haplustox, harvest 2007/2008. The experimental design adopted was randomized blocks, in a factorial scheme 4x4+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 0, 2, 4 and 8 Mg ha⁻¹. The surface application of the residues CS, BS, AL and SL in soil under no-tillage system improved the chemical and microbiological soil properties, as well as promote the development soybean crop, without contamination potentially toxic heavy metals, in accordance with current legislation. The residues Lcal, LSJ and E can be used as alternative material to the limestone for neutralization of the ground acidity.

Key-words: Urban residues, industrial residues, no-tillage system, *Glycine max.*

1 INTRODUÇÃO

A aplicação de resíduos urbanos e industriais no solo pode ser recomendada pelo valor corretivo, capacidade de fornecer nutrientes e de favorecer a macro e micro biota em decompor os materiais orgânicos do solo. Entretanto se torna necessário estudar as alterações nas propriedades do solo, as respostas das plantas e a possível contaminação do ambiente por metais pesados.

A crescente população dos centros urbanos é importante geradora de diversos resíduos sejam eles domésticos ou industriais, os quais muitas vezes, são acumulados no ambiente sem o adequado tratamento, tornando a disposição adequada destes, um dos principais desafios a ser enfrentado pelos gestores ambientais.

A adoção de sistemas conservacionistas, como o Plantio Direto, tem demonstrado reverter o processo de degradação química, física e biológica dos solos. Assim, a utilização de lodo de esgoto e resíduos industriais no Sistema Plantio Direto podem trazer benefícios ao ambiente radicular, por melhorarem as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, contribuindo de certa forma, na redução do consumo de fertilizantes inorgânicos. Ambas as práticas são capazes de proporcionar efeitos benéficos ao meio, que somadas, poderão melhorar seus efeitos tanto para o solo quanto ao ecossistema.

Os resíduos como lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria apresentam em suas composições nutrientes essenciais às plantas, matéria orgânica e em alguns casos promovem a neutralização da acidez do solo, contribuindo dessa forma na redução de custos na agricultura, além da diminuição do seu acúmulo nos centros de produção, permitindo maior sustentabilidade e qualidade ambiental.

Buscando unir benefícios entre o Sistema Plantio Direto e a aplicação de lodos de esgoto e resíduos industriais, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos decorrentes da segunda reaplicação dos resíduos urbanos e industriais sob sistema plantio direto em Latossolo Vermelho distrófico, após três meses da reação destes no solo. Foram avaliadas as alterações químicas, físicas e microbiológicas ao longo do perfil do solo, a absorção de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos, e seus efeitos sobre o desenvolvimento da cultura da soja, em função da dose dos resíduos aplicados em superfície.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Utilização de resíduos urbanos e industriais na agricultura e suas alterações química, física e biológica no solo.

O uso de resíduos urbanos e industriais na agricultura vem sendo a maneira mais promissora de promover um fim nobre a esses materiais, uma vez que, 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). Sendo, no entanto, importante destacar que sua composição varia amplamente em função do local de origem, ou seja, se de uma área tipicamente residencial ou industrial, da época do ano e do processo utilizado (SILVEIRA et al., 2003).

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 com reflexo nas propriedades físicas e biológicas do solo, sem prejuízo de contaminação por metais pesados.

Dentre esses resíduos, pode-se destacar o lodo de esgoto, um resíduo resultante do tratamento das águas servidas, que apresenta potencialidades para utilização agrícola. Este resíduo contém considerável quantidade de matéria orgânica e de elementos

essenciais para as plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais. Em função disso, o uso de lodo de esgoto 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 (BERTON et al., 1989).

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 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, 2000).

Dentre os resíduos industriais que podem ser usados pela agricultura como corretivos de acidez e fertilizantes, estão a lama cal e a escória de aciaria (CORRÊA, 2001; SILVA et al., 2003). A lama cal é um resíduo alcalino proveniente da fabricação de papel e celulose, constituindo-se predominantemente de carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, agindo também como corretivo da acidez do solo, podendo ser comparado a um calcário calcítico (STAPPE e BALLONI, 1988; GUERRINI e VILLAS BÔAS, 1996), no entanto, apresentam sódio em sua composição, 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.

Segundo Alcarde (1992), as escórias, resíduos gerados em siderurgia, também apresentam em sua composição constituintes neutralizantes (SiO_3^{2-}), tendo no solo a mesma reação do calcário, é fonte de silício, bases como cálcio e magnésio, ou seja, silicatos de cálcio e magnésio associados a compostos de ferro, alumínio e manganês (PRADO et al., 2001), além de micronutrientes, sendo justificado seu uso como corretivo de acidez

(ACCIOLY et al., 2000; MELLONI et al., 2001; PRADO et al., 2002). As melhorias nas características químicas do solo pela utilização de escórias decorrem da elevação do pH e dos teores de Ca e Mg, CTC e V%, e diminuição da concentração de H^+Al (PRADO e FERNANDES, 2003; PRADO et al., 2002). 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. Atualmente, é classificada como corretivo de acidez do solo, aplicando-lhe a mesma legislação do calcário para sua comercialização (PRADO et al., 2004).

O uso do sistema plantio direto estabelece uma situação que altera profundamente vários processos químicos do solo, influenciando 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 sistema plantio direto 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, sendo liberados lentamente pela ação dos mesmos, promovendo aumento de matéria orgânica ao longo do tempo (CAIRES, 2000), resultando em aumento na CTC. Este acúmulo de matéria orgânica na camada superficial do solo pode exercer efeito positivo sobre a acidez do subsolo (MIYAZAWA et al., 1993), pois originam compostos orgânicos hidrossolúveis a partir de ácidos orgânicos liberados pela decomposição de restos vegetais que complexam cálcio e magnésio, formando moléculas de cargas neutras, facilitando a sua descida no perfil do solo (RHEINHEIMER et al., 2000), 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 Ca^{2+} na forma de carbonatos em solos ácidos se deve a ausência de ânions acompanhantes. Pavan (1994), Oliveira e Pavan (1996) e Caires (1999) observaram elevação de pH, diminuição do Al trocável e aumento nos teores de Ca e Mg até a camada subsuperficial em sistema plantio direto. 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 CaCO_3 e a ausência do ânion acompanhante não conferem ao cultivo convencional as mesmas características de caminhamento dos cátions e neutralização da acidez em subsuperfície ocorridas em Sistema Plantio Direto, e esta ação é atribuída aos complexos orgânicos hidrosolúveis 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).

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 é substituído pelo Al e adsorvidos nas partículas de solo devido a estabilidade do Al ser maior que o Ca. 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 superficiais ao longo do tempo de cultivo (OLIVEIRA e PAVAN, 1996; CAIRES, 1998; CAIRES, 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 Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , e serem lixiviados para subsuperfície.

A capacidade de neutralização da acidez dos solos por resíduos vegetais esta relacionada com os teores de Ca, Mg e K, consequentemente com ânions orgânicos, 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, que, segundo Miyazawa et al. (1993), formam compostos de baixa solubilidade, mesmo com o decréscimo do pH do solo. Os teores de nitrogênio na planta são favorecidos pela aplicação de calcário, devido a melhorar o sistema radicular, enquanto os teores de Ca, Mg, P e K não são alterados (TIRITAN, 2001).

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 Corrêa et. al. (2009) a presença de Ca na composição da lama cal, lodo de esgoto centrifugado, escória de aciaria e calcário permite o aumento da agregação das partículas, diâmetro médio ponderado, índice de estabilidade de agregados, porosidade total e retenção de água. Melo et. al. (2004) diz que os efeitos dos lodos de esgoto nos atributos físicos do solo dependem do tipo de solo e quantidade aplicada.

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⁻¹, 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, 1998). 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.

Sendo o lodo um material rico em compostos orgânicos e com alto teor de ácido flúvico 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 (Boareto et al., 1982; Villas Boas 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) mostra que o lodo apresenta menor custo de P₂O₅ e N em relação a fontes tradicionais (superfosfato triplo e uréia). 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 et al., 2000). No entanto, não tem sido boa fonte de potássio, por este ser facilmente solubilizado em água, encontrando-se em baixos teores. Silva et al. (1998) encontraram diminuição no teor de K com o aumento das doses de lodo.

Nos casos onde se utiliza cal para desinfecção, pode-se elevar o teor de cálcio no solo pela aplicação deste. Aumentando os valores de Ca, Mg e K, que por sua vez 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 Bertoni et al. (1999), Galli et al. (1999),

Simonete et al. (1999), Fiest et al. (1999), Carmo et al. (2000), Corrêa et al. (2007) e Freitag (2008).

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, 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.

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 e aumentos do pH do solo, proporcionados pela calagem, reduzem sua disponibilidade para as plantas. Sims e Patrick (1978) encontraram maiores teores de Fe, Mn, Zn e Cu nas frações (troçável e orgânica) do solo em menores valores de pH. Sims (1986) relatou que as formas troçáveis 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).

Conforme Corrêa et al. (2005) e Freitag (2008) os resíduos escória, lodo de esgoto centrifugado e lama cal, podem ser usados como materiais alternativos ao calcário, um vez que favorecem a neutralização da acidez do solo, por possuírem em sua composição CaO, CaOH, SiO₃ e NaOH.

A escória de aciaria é constituída quimicamente de um silicato de cálcio (CaSiO₃) (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 (2000a), em solo cultivado com cana-de-açúcar em vasos, onde constataram que houve efeito residual significativo do silicato no solo (teores de Si), após 56 meses, sendo maior na dose mais elevada. É possível que o 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 (PRADO et al., 2003). 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⁻¹ de lama de cal (VETTORAZZO et al., 1999). Aplicações de 4 e 6 Mg ha⁻¹ de lama de cal aumentaram significativamente o pH e as concentrações de Na⁺ e SO₄²⁻ no lixiviado. Não houve efeito da aplicação de lama de cal sobre as concentrações de Ca²⁺ e K⁺ no lixiviado do solo.

Corrêa et al., (2004) avaliando os índices de acidez no perfil do solo em função da aplicação em superfície de lodos de esgoto 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, com menor ênfase para a escória de aciaria, a qual apresenta uma reação de solubilidade semelhante ao calcário.

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 CO₂ 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 solubilização de fosfatos de rochas pode ser acelerada pela atividade microbiana, sobretudo bactérias e fungos (NAHAS, 1991), através da produção de ácidos orgânicos provenientes de microrganismos (BANGAR et al., 1985; KUCEY et al., 1989) e outros produtos do metabolismo microbiano, durante o processo de decomposição da matéria orgânica.

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 microrganismos, 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. O maior estímulo do crescimento das populações microbianas pode ser notado devido à presença de matéria orgânica (CORRÊA, 2001 e 2005) e de seu alto teor (FORTES NETO, 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 2007 e 2008, na Fazenda Experimental Lageado, que pertence à Faculdade de Ciências Agronômicas - FCA/UNESP, localizada no município de Botucatu, SP, 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, 1999) 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⁻¹ de areia, 108 g kg⁻¹ de silte e 347 g kg⁻¹ de argila.

Segundo a classificação climática de Köppen, 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 temperaturas 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.

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 com adição de cal virgem, da lama cal e da escória de aciaria, conforme

apresentado por Corrêa (2005). Uma reaplicação dos resíduos foi realizada no ano de 2005 por Freitag (2008). O presente experimento trata-se, portanto, de uma segunda reaplicação dos resíduos após 24 meses de reação destes no solo.

A amostragem para a caracterização química inicial do solo foi realizada em 2002, por 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). 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 Agrônômicas, segundo metodologia descrita por Rajj et al. (2001).

Figura 1. Precipitação pluvial acumulada mensal (mm) e temperaturas máxima e mínima (°C) registradas durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2007 e 2008. Botucatu, SP.

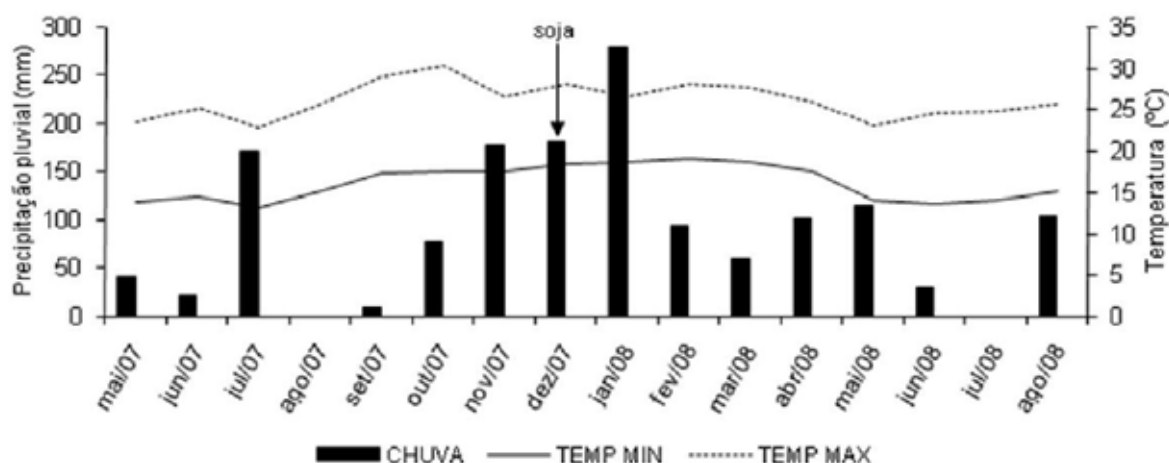


Tabela 1. Caracterização química do solo em 2002, na implantação do experimento.

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

Fonte= CORRÊA, 2005

3.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso em esquema fatorial 4x4 + 1 com quatro repetições, onde cada parcela foram disposta de 6 m de largura e 7 m de comprimento. Os tratamentos foram constituídos por quatro resíduos, sendo dois urbanos, na forma de lodo de esgoto, um centrifugado com adição de cal virgem (CaO) proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Presidente Prudente, SP - LC e um de biodigestor com adição de polieletrólitos produzido pela ETE de Barueri, SP - LB, e dois resíduos industriais, a lama cal proveniente da empresa de celulose Ripasa, SP - Lcal e a escória de aciaria gerada na empresa Mannesmann, MG – E. A caracterização química destes resíduos estão descritas nas Tabelas 2, 3 e 4.

Tabela 2. Composição química dos resíduos industriais: Escória de aciaria (E¹) e Lama cal (Lcal²).

Resíduo	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	Na	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- % de matéria seca -----					----- mg kg ⁻¹ de matéria seca -----				
E	0,66	1,20	0,14	16	2,70	2600	480	7260	800	1040
Lcal	0,42	0,36	0,05	24	0,34	8800	400	800	400	1020

Tabela 3. Composição química dos resíduos urbanos: Lodo de esgoto centrifugado tratado com cal virgem (LC³) e Lodo de esgoto de biodigestor (LB⁴).

Resíduo	C/N	pH	Umidade	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MO	Ca	Mg	Na	Cu	Fe	Mn	Zn
		(CaCl ₂)	-----	----- % de matéria seca -----						----- mg kg ⁻¹ de matéria seca -----				
LC	15/1	8,4	14,96	0,46	0,96	0,09	12	11,7	0,15	720	656	650	114	676
LB	7/1	6,93	41,6	3,26	2,89	0,15	43	1,3	0,21	1380	1024	23200	192	5200

⁽¹⁾E= escória de aciaria (Mannesmann); ⁽²⁾Lcal= lama cal (Ripasa); ⁽³⁾LC= lodo de esgoto centrifugado (ETE de Presidente Prudente, SP); ⁽⁴⁾LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP).

Os resíduos foram aplicados em quatro doses, correspondentes a 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹, além de um tratamento adicional com a aplicação de calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹. As doses utilizadas no experimento foram pré-estabelecidas por Corrêa (2005), em pesquisa iniciada em 2002, na mesma área experimental, com a aplicação dos mesmos tratamentos. Para tal, o referido autor realizou um ensaio preliminar com duração de um mês, mediante incubação em casa de vegetação de várias doses de cada um dos resíduos em sacos plásticos contendo 1 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, afim de não

ultrapassar o valor de pH 7,0 em CaCl_2 (TSUTIYA et al., 2001; MELO et al., 2001), para só então, definir as doses que seriam aplicadas inicialmente.

Tabela 4. Fração de partículas retidas nas peneiras ABNT N° 10 ($\varnothing$ 2 mm), 20 ($\varnothing$ 0,84 mm), 50 ($\varnothing$ 0,30 mm) e fundo ($\varnothing$ < 0,30 mm), reatividade (RE), poder neutralizante (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) dos resíduos LC, LB, Lcal, E e do calcário.

Materiais	Peneiras (ABNT N°) ⁽¹⁾				RE ⁽²⁾	PN ⁽³⁾	PRNT
	10	20	50	fundo			
	----- % de partículas retidas -----				-- % --	-- % CaCO_3 --	-- % --
LC	17,91	18,98	26,64	36,47	56,25	30,40	17,00
LB	63,95	25,69	7,86	2,90	12,67	0,00	0,00
Lcal	1,81	1,13	1,52	95,54	96,68	89,00	86,00
E	0,23	13,57	32,63	53,57	75,86	52,20	40,00
Calcário	0,00	5,00	20,00	75,00	89,70	102,00	91,50

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria. ⁽¹⁾ABNT N° 10= fração superior a 2,00 mm; ABNT N° 20= fração de 2,00 - 0,84 mm; ABNT N° 50= fração de 0,84 - 0,30 mm; fundo (ABNT N° <50)= fração inferior a 0,30 mm; ⁽²⁾RE= reatividade, expressa o percentual do corretivo que reage em três meses; ⁽³⁾PN= poder neutralizante, expressa o potencial químico do corretivo, em equivalente de CaCO_3 ; Métodos utilizados de acordo com a legislação brasileira de calcários (BRASIL, 1983).

3.3 Instalação e condução do experimento

O presente experimento iniciou-se em maio de 2007, sendo finalizado em maio de 2008. Em maio de 2007 foi realizado o manejo da vegetação espontânea com a aplicação de 1,2 kg i.a. ha^{-1} glifosato. Os resíduos e o calcário foram reaplicados manualmente a lanço sobre a superfície do solo em suas respectivas parcelas, antecedendo três meses a semeadura da cultura da soja.

Uma amostragem fracionada do perfil do solo foi realizada em novembro de 2007, três meses após a reaplicação dos resíduos, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 cm, para determinação das características químicas do solo em cada parcela.

Antecedendo a semeadura da soja foi realizada uma dessecação com a aplicação de 1,2 kg i.a. ha^{-1} do herbicida a base de glifosato juntamente com 403 g i.a. ha^{-1} de 2,4-D. A cultura da soja foi semeada em dezembro de 2007, como cultura de verão (ano agrícola 2007/2008) e conduzida de acordo com as recomendações técnicas. O cultivar utilizado foi a Embrapa 48, no espaçamento de 45 cm entre linhas e densidade de plantio de 22 sementes por metro linear, e como adubação de base foram aplicados 215 kg ha^{-1} do

fertilizante químico formulado 08-28-16. Para o tratamento das sementes foram utilizados inoculante a base de *Bradyrhizobium japonicum*, (Co + Mo) e fungicida Vitavax-Thiram (Carboxin + Thiran) nas doses recomendadas pelos fabricantes. Durante a condução da cultura foram realizados a aplicação dos herbicidas de pós emergência 600 g i.a ha⁻¹ Bentazona (Basagran) + 96 g i.a ha⁻¹ Lactofen (Cobra) para o controle de plantas de folhas largas e uma aplicação de 184 g i.a ha⁻¹ Setoxidim (Post) para controle de plantas de folha estreita. Durante a condução do experimento foram realizadas duas aplicações de 25 g i.a ha⁻¹ Epoxiconazole + 66,5 g i.a ha⁻¹ Piraclostrobina (Opera) como fungicida e três aplicações de 10 g i.a ha⁻¹ Deltrametrina (keshet) como inseticida.

A colheita da soja foi realizada em 10 de abril de 2008, 128 dias após a emergência, com colhedora mecânica de parcelas para experimento.

3.4 Amostragens e avaliações

3.4.1 Análise dos resíduos

A amostragem e a determinação de características como 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 o método descrito em Laboratório Nacional de referencia Vegetal - LANARV (Brasil, 1983) e realizadas no Laboratório de Fertilizantes e Corretivos do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo da FCA/UNESP de Botucatu, SP.

Para a análise dos resíduos utilizados foram coletados uma amostra composta destes. 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 $< 0,30$, 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 Amostragens de solo e avaliações

3.4.2.1 Características químicas do solo

A amostragem de solo para a caracterização química foi realizada em novembro de 2007, três meses após a reaplicação dos resíduos, 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 três amostras simples nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e de 20-40 cm, a fim de obter uma amostra composta de cada camada estudada, tomando-se o cuidado para coletar sempre na entrelinha da cultura anterior.

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 Análise Química de Solo para fins de fertilidade do solo no Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo da FCA/UNESP de Botucatu. Foi determinado o pH em CaCl_2 , matéria orgânica, P (resina), K, Ca, Mg e S trocáveis e, calculada a capacidade de troca de cátions (CTC) e a saturação por bases (V%), conforme metodologia descrita por Raij et al. (2001).

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 e para B utilizou-se o método em água quente, 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 de absorção atômica (EAA) e B por fotolorimetria no Laboratório de Fertilidade do Departamento de Recursos Naturais - Ciência do Solo, enquanto que a leitura dos metais pesados potencialmente tóxicos Cd, Cr, Hg e Pb foram realizadas em um espectrofotômetro de absorção atômica com forno de grafite acoplado.

3.4.2.2 Características físicas do solo

Na amostragem de solo realizada em novembro, três meses após a reaplicação dos resíduos coletou-se também, material para a caracterização física do solo por meio de amostras deformadas, que após peneiramento em malha de 4 mm determinou-se por meio da agregação por peneiras o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) e o Índice de Estabilidade de Agregados (IEA). Para esta operação foram colocadas amostras contendo 100

g 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, sendo agitadas por 15', em seguida, as frações retidas em cada uma das peneiras foram cuidadosamente retiradas e pesadas a partir da determinação das partículas por classes de tamanho obtiveram-se os índices de qualidade do solo DMP e IEA por meio de fórmulas descritas por Castro Filho (2002).

3.4.2.3 Características microbiológicas do solo

A amostragem para análise microbiológica do solo foi realizada em abril de 2008, no período de maturação da cultura da soja do ano agrícola 2007/2008, 8 meses após a reaplicação dos resíduos, coletando-se três pontos por parcela com auxílio de um trado tipo caneca, para formar uma amostra composta, sendo coletadas somente nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, onde provavelmente há maior atividade dos microorganismos. Após a coleta as amostras foram 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). 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 provocar a liberação dos componentes celulares e determinar a diferença de umidades nas amostras, sendo que o tratamento controle não é submetido à irradiação.

O valor do carbono da biomassa microbiana foi calculado pela respectiva equação: $C_{mic} = (C_i - C_{ni}) / K_C = \mu g \ g^{-1}$ 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 Amostragens de plantas e avaliações

A coleta de folhas ocorreu no estágio de florescimento da soja (fevereiro/2008). A amostragem foliar ocorreu por meio da coleta da terceira ou a quarta folha, 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 cita (Malavolta et al., 1997). Em seguida, os materiais coletados foram lavados e secos em estufa de circulação de ar forçado à temperatura de 60 °C por 48 horas, 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, S, B, Cu, Fe, Mn e Zn, conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997), além de Cd, Cr, Pb e Hg. Possibilitando a avaliação de nutrientes e metais pesados potencialmente tóxicos absorvidos pelas plantas da soja.

A colheita da soja foi realizada em 10 de abril de 2008, 128 dias após a emergência, com colhedora mecânica de parcelas para experimento; neste mesmo dia realizou-se a contagem de dois metros em duas linhas para estimar a população de plantas por hectare e também a altura de planta. A massa de 100 grãos foi obtida através de amostragem de grãos colhidos pela colhedora de parcelas. Em seguida, os grãos de soja colhidos foram peneirados, pesados e tiveram sua umidade corrigida para 13%.

3.5 Análise Estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e de regressão, sendo comparados a 1 e 5% pelo teste F. As médias dos tratamentos foram comparados por meio da aplicação do teste t (LSD) a 1 e 5% . Com relação ao tratamento adicional calcário, este e as doses dos resíduos, foram comparados entre si pelo teste t (LSD) a 1 e 5%, sem levar em consideração a interação entre fatores. Para verificar a diferença entre os resíduos e o calcário foi realizada análise de contraste ortogonais a 10% de probabilidade. Para a análise estatística dos resultados utilizou-se o programa estatístico Sisvar versão 4.3.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Propriedades químicas do solo

4.1.1 pH do solo

Com base na Tabela 5, pode-se observar o efeito significativo para doses e resíduos nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm e interação significativa entre os resíduos e as doses nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, não havendo interação significativa na profundidade de 20-40 cm.

Tabela 5. Resumo da análise de variância para valores de pH em CaCl_2 , em diferentes profundidades três meses após a aplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	pH			
	-----Ca Cl ₂ -----			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	**	ns
Dose (D)	**	**	*	ns
R X D	**	**	ns	ns
Bloco	ns	*	*	*
CV (%)	11,35	11,10	11,99	9,50
DMS	0,43	0,38	0,38	0,28

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= $P < 0,05$ e **= $P < 0,01$.

Observa-se na Tabela 6 um aumento de pH até a profundidade de 10 cm para os resíduos LC, Lcal e E e até 20 cm para LC e Lcal, sendo que os maiores valores de

pH do solo são proporcionados com a aplicação da dose de 8 Mg ha⁻¹. O resíduo LB apresentou discrepância em relação a aplicação do calcário nos primeiros 10 cm de profundidade, assim como LC e Lcal na profundidade de 10-20 cm.

Os os resíduos LC e E apresentaram comportamento linear crescente e Lcal comportamento quadrático nos primeiros 5 cm e comportamento linear crescente para todos os resíduos, exceto LB, na profundidade de 5-10 cm (Figura 2).

Tabela 6. Valores de pH em CaCl₂, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	pH (Ca Cl ₂)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	4,3a	4,3a	4,3 ^a	4,3a	4,3a	4,3a	4,3a	4,3a
2	4,5 b	5,3 ab	5,8 a	5,0 ab	4,5a	4,8a	5,3a	4,5a
4	4,3 b	6,0 a	6,3 a	6,0 a	4,0 b	5,0 a	5,3 a	5,0 a
8	4,0 b	6,8 a	7,0 a	6,5 a	4,0 c	5,5 b	6,5 a	5,8ab
Média	4,3 b	5,6 a	5,8 a	5,4 a	4,2 c	4,9 b	5,3 a	4,9 b
Contraste R x C ⁽¹⁾	***	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Calcário	5,9				4,9			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3
2	4,0	4,8	4,5	4,3	4,0	4,3	4,3	4,3
4	4,0	4,5	4,8	4,3	4,0	4,0	4,3	4,3
8	4,0 c	5,0 ab	5,8 a	4,5 bc	4,0	4,3	4,3	4,3
Média	4,1 c	4,6 ab	4,8 a	4,3 bc	4,1	4,2	4,3	4,3
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	4,3				4,1			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 ** = P < 0,05 e *** = < 0,01 respectivamente.

O único resíduo a não apresentar variação de pH no solo em função do aumento das doses nos primeiros 10 cm de profundidade foi o LB. Esse efeito do lodo de esgoto LB no solo é decorrente de suas características químicas e físicas, por seus baixos

valores de RE, PN e PRNT (Tabela 4), portanto, não podendo ser considerado material para a correção da acidez do solo.

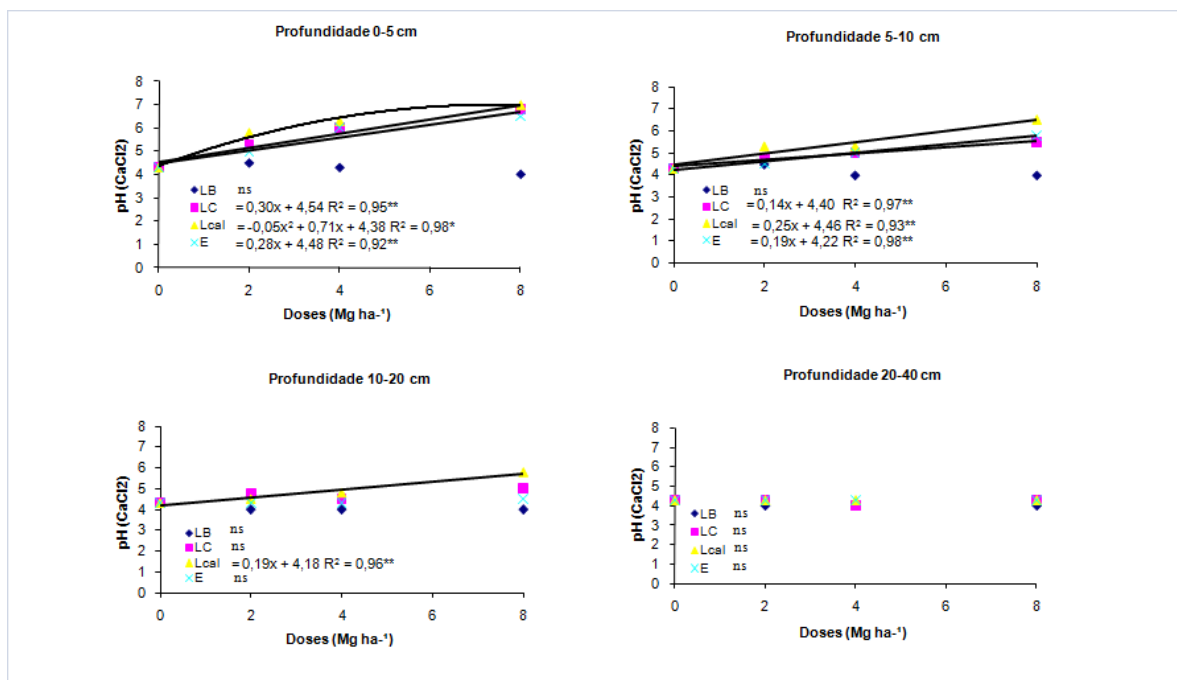


Figura 2. pH em CaCl₂, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

Quando comparados os valores de pH do solo com a aplicação do calcário e dos resíduos, observa-se que os resíduos LC, Lcal e E foram superiores a calagem na profundidade de 0-5 e 5-10cm nas doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹ (Figura 3). Na profundidade de 10-20 cm os resíduos LC e Lcal apresentaram aumento de pH superior ao do calcário em todas as doses, sendo mais evidenciado na dose de 8 Mg ha⁻¹. O calcário apresentou valores de pH do solo igual e inferior em relação a dose zero nas profundidades de 10-20 e 20-40 cm respectivamente. Lembrando que, a dissolução do calcário pode ocorrer em 90 dias, quando aplicados na superfície em SPD, com base nos valores de Ca²⁺ e Mg²⁺ na saturação do solo (AMARAL e ANGHINONI, 2001).

Tomando-se por base a calagem superficial no SPD, vários resultados experimentais tem mostrado efeitos mais acentuados nos primeiros 5 cm de profundidade (RHEINHEIMER et al., 2000) e, em menor grau, nas profundidades de 5-10 cm (CAIRES et al., 1998; PÖTTKER e BEM, 1998; SÁ, 1999) e de 10-20 cm (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).

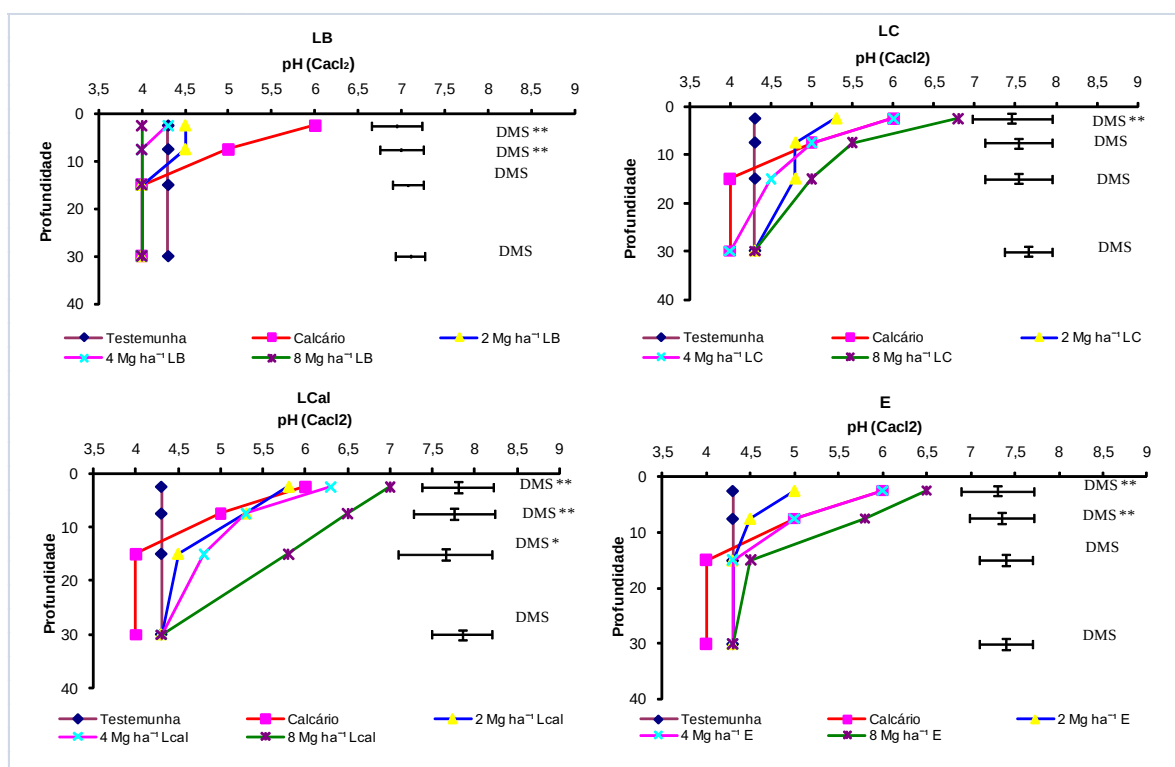


Figura 3. Dinâmica de pH em CaCl_2 , em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, LCal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} e do calcário na dose de 2 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

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: Al^{3+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} .

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). O resíduo 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), possui maior valor de RE quando comparada ao calcário (Tabela 4), pois o ânion da reação de dissociação, o hidróxido (OH^-), possui maior solubilidade que o carbonato (HCO_3^-) presente no calcário.

O efeito sobre a correção da acidez do solo, com aumento do pH em profundidade, da aplicação de escória também foi observado por Prado e Fernandes (2000, 2001 e 2003), Carvalho-Pupatto et al. (2003 e 2004), Corrêa (2005), Nolla e Korndörfer (2007) e também por Freitag (2008), pois este apresenta silicato em sua composição (SiCO_3). Conforme Alcarde (1992) fontes de silicato apresentam solubilidade de seis a sete vezes superior a do calcário, o que facilita a mobilidade no solo.

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 3 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), Corrêa et al. (2007) e Freitag (2008), com resíduos como escória de aciaria, lama cal e lodos de esgoto.

Os resíduos LC, Lcal e E podem ser usados como materiais alternativos ao calcário, uma vez que favorecem a neutralização da acidez do solo após três meses de reação e por possuírem em sua composição CaO , CaOH , SiCO_3 e NaOH , resultando assim em produtos de reação de neutralização mais solúveis e com maior mobilidade que os provenientes do calcário (CaCO_3 e MgCO_3) os quais ficaram restrito às camadas mais superficiais do solo, corroborando os resultados obtidos por Corrêa (2005) e Freitag (2008).

4.2.2 Matéria Orgânica

De acordo com a Tabela 7, houve efeito significativo somente para dose na profundidades até 40cm, exceto na profundidade de 10-20 cm. Não houve interação significativa entre doses e resíduos, assim como efeito significativo para resíduos em profundidade até 20 cm.

Tabela 7. Resumo da análise de variância para valores de Matéria Orgânica, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	MO g dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	ns	ns	ns	**
Dose (D)	**	**	ns	**
R X D	ns	ns	ns	ns
Bloco	ns	**	ns	ns
CV (%)	10,42	9,22	12,06	10,16
DMS	1,75	1,26	1,49	1,04

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Observa-se (Tabela 8) o aumento no teor de MO do solo na camada superficial, decorrente da aplicação dos resíduos LC, LCal e E, sendo evidenciado na dose de 8 Mg ha⁻¹ na profundidade de 0-5 cm e 4 Mg ha⁻¹ na profundidade de 5-10 cm. O resíduo LB apresentou valores de matéria orgânica discrepantes em relação ao calcário na profundidade 0-5 cm.

O ajuste matemático das regressões demonstrou nas camadas superficiais o benefício da aplicação dos resíduos bem como da calagem aplicados em superfície em sistema Plantio Direto, no aumento do teor de MO (Figura 4 e 5), com destaque para a profundidade de 0-5cm que obteve aumento de 4 g dm⁻³ para os resíduos LC, LCal e calcário e 5 g dm⁻³ para o resíduo E, na dose de 8 Mg ha⁻¹ quando comparados a dose zero.

De acordo com Gonçalves & Ceretta (1999) a utilização de espécies de cobertura adequadas e manejadas corretamente em SPD, produz um sistema estável levando ao acúmulo de carbono orgânico, a qual é função da qualidade 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 manejo adequado de plantas de cobertura, corroborando Freitag (2008). Vale resaltar que no ano de 2007 não houve plantio de cobertura de inverno.

Tabela 8. Teores de Matéria Orgânica, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	MO (g dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	22	22	22	22	19	19	19	19
2	24	23	22	23	20	17	19	18
4	25	25	24	25	19 b	22 a	22 a	20 ab
8	22 b	26 a	26 a	27 a	18 a	19 a	20 a	20 a
Média	23	24	23	24	19	19	20	19
Contraste R x C ⁽¹⁾	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	26				19			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	16	16	16	16	14	14	14	14
2	18	16	17	17	13 b	13 b	14 ab	16 a
4	16	17	16	18	15 b	16 ab	15 b	17 a
8	15	17	16	18	13 b	14 b	14 b	16 a
Média	16	17	17	17	14 b	14 b	14 b	16 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	17				14			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = $P < 0,10$ ** = $P < 0,05$ e *** = $P < 0,01$ respectivamente.

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

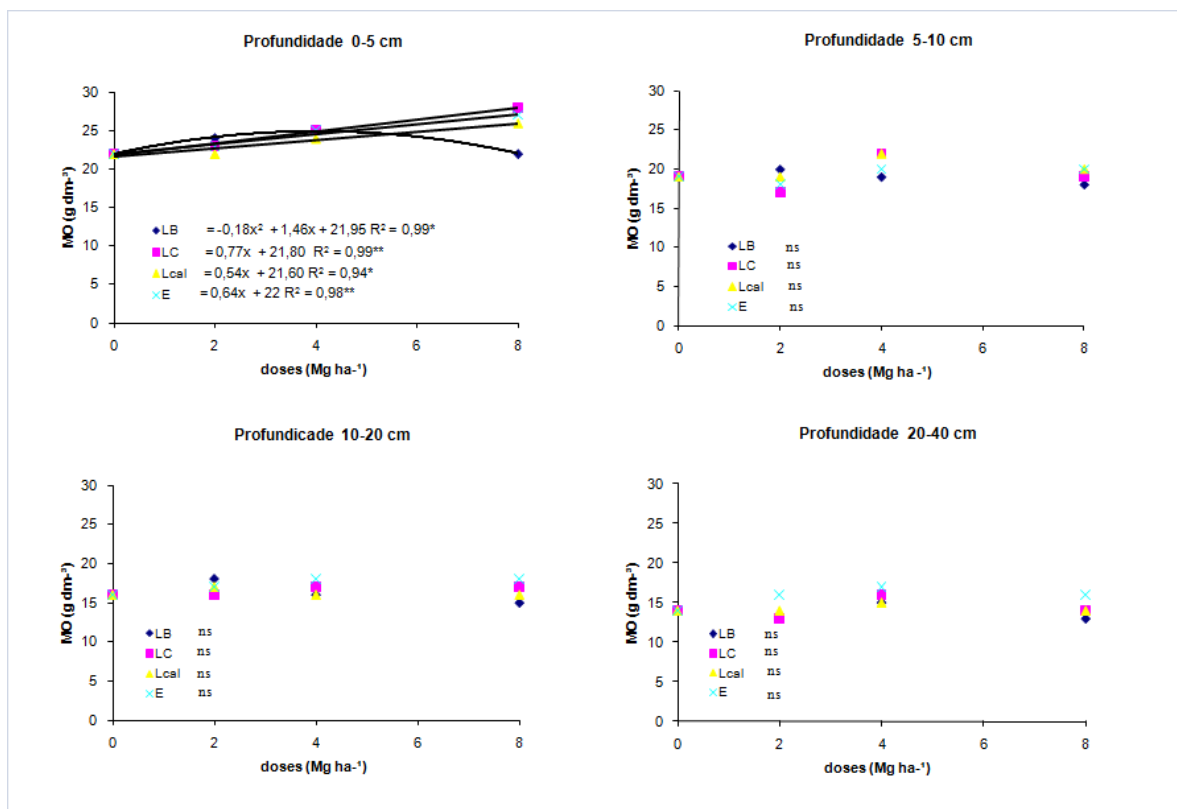


Figura 4. Matéria Orgânica, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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.

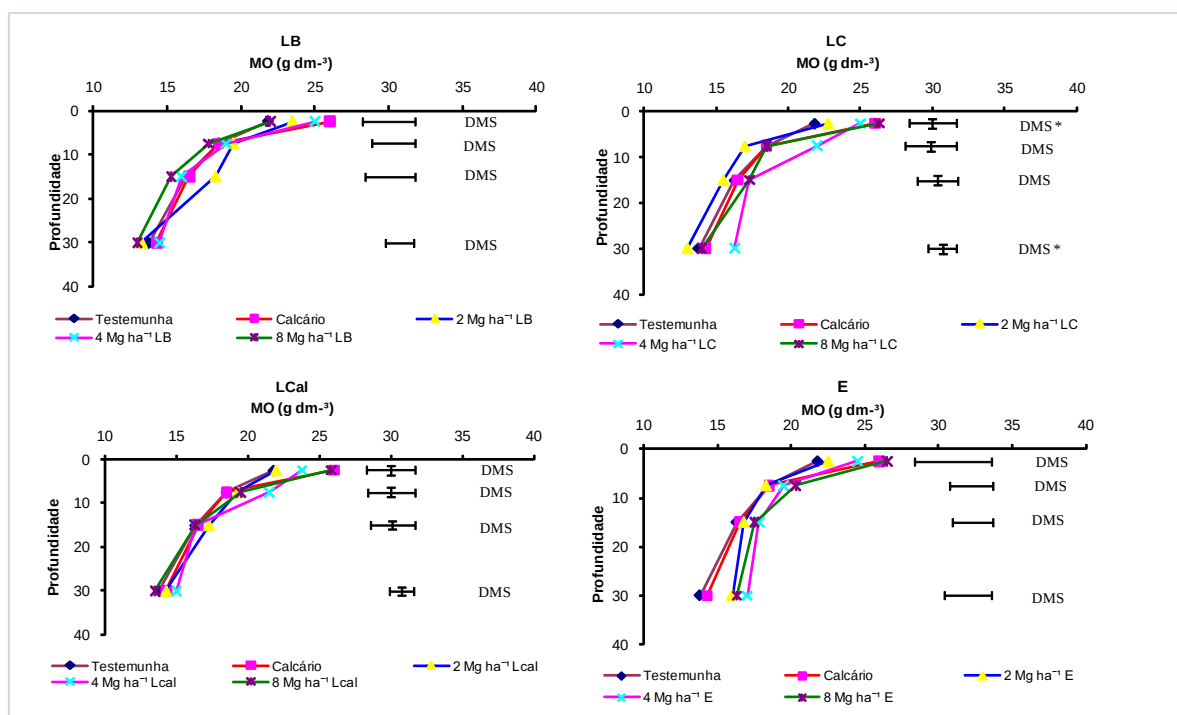


Figura 5. Dinâmica da Matéria Orgânica, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, LCal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.3 Fósforo

Nota-se na Tabela 9 que houve efeito significativo para resíduo e dose na dose de 0-5 cm, assim como a interação entre ambos, sendo também evidenciado o efeito significativo da dose na profundidade de 20-40 cm.

O aumento do teor de fósforo no solo foi evidenciado (Tabela 10 e Figura 7) na profundidade de 0-5cm pela aplicação dos resíduos LB, LC, LCal, E e do calcário em relação a dose zero. Este aumento do P no solo na camada superficial pode ser atribuído à reaplicação dos resíduos terem sido em superfície, pelo fato deste elemento apresentar baixa mobilidade no solo, sendo o seu principal mecanismo de deslocamento o processo de difusão (99%), o segundo fator a ser explicado 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.

Tabela 9. Resumo da análise de variância para valores de Fósforo, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	P_{resina} -----mg dm ⁻³ -----			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	*	ns	ns	ns
Dose (D)	**	ns	ns	*
R X D	*	ns	ns	ns
Bloco	ns	**	**	**
CV (%)	41,29	44,93	33,03	25,77
DMS	7,82	7,02	2,93	1,15

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Este aumento na camada superficial também pode ser justificado pela aplicação dos resíduos e do calcário na superfície, atuando no aumento do pH do solo e em alguns tratamentos fornecendo o elemento de acordo com a composição química de cada resíduo (Tabelas 2 e 3), somando-se ao fato da adição de P na adubação de semeadura da cultura da soja, incorporando-o em profundidade próximas de 3 a 4 cm, também, do aumento do teor da matéria orgânica nessa primeira camada, permitindo maior disponibilidade de P orgânico, o qual posteriormente se torna inorgânico devido a decomposição microbiana.

A escória apresentou maior valor médio de fósforo no solo em relação aos outros tratamentos, sendo observado maior valor na dose de 8 Mg ha⁻¹ e comportamento linear crescente e quadrática nas profundidades de 0-5 e 20-40 cm de profundidade, respectivamente (Figura 6). O aumento no teor de P pela aplicação de escória de aciaria foi encontrado também por Prado e Fernandes (1999, 2001). Segundo Freitag (2008), o aumento do teor de P no solo pela aplicação de escória se deve ao silicato presente neste, exercendo competição dos ânions do silicato com o P pelos mesmos sítios de adsorção, ou seja, a presença do silicato (SiO₃⁻²) 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.

Tabela 10. Teores de Fósforo, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	P _{resina} (mg dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	16	16	16	16	17	17	17	17
2	21	25	18	17	27	17	20	17
4	27	28	31	41	20	34	32	27
8	26 b	52 a	23 b	54 a	21	18	21	30
Média	22 bc	30 ab	22 c	32 a	21	21	22	23
Contraste R x C ⁽¹⁾	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	24				24			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	11	11	11	11	5	5	5	5
2	15	13	12	12	6	7	5	6
4	12	15	13	13	6 b	7 ab	6 b	9 a
8	15	14	11	14	8	7	6	6
Média	13	13	11	12	7	7	6	7
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	15				5			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = $P < 0,10$ ** = $P < 0,05$ e *** = $P < 0,01$ respectivamente.

Os lodos de esgoto LB e LC apresentaram valores de P no solo maiores que a dose zero em todas as profundidades, sendo observado nas duas maiores doses 4 e 8 Mg ha^{-1} valores superiores de P no solo em relação ao calcário nas profundidade de 0-5 cm (Figura 7).

Segundo Nascimento et al. (2004) e Galdo et al. (2004), o lodo de esgoto diminui 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. 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 (Freitag, 2008).

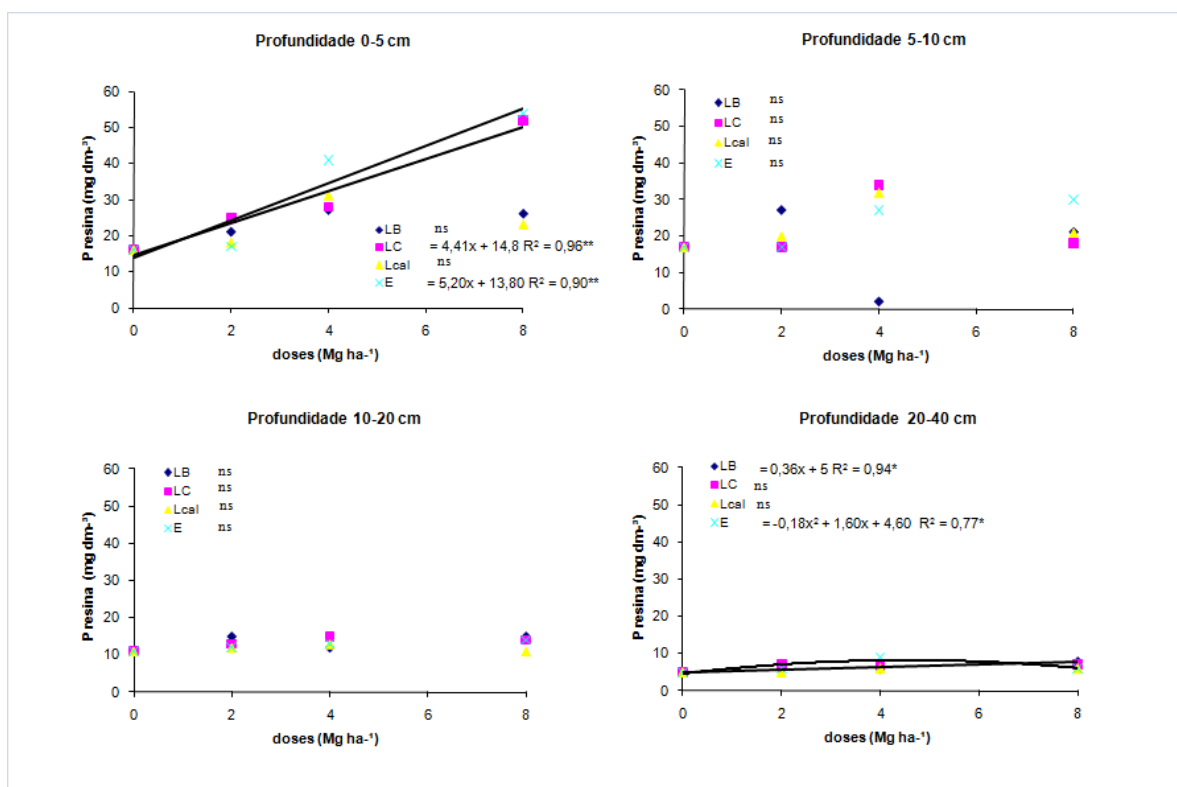


Figura 6. Fósforo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

É importante resaltar 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 corroboram os de Chien e Menon (1995), Corrêa et al. (2004) e Freitag (2008), demonstrando que os níveis de fósforo, bem como suas fontes, influenciaram na dinâmica desse nutriente nas camadas 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 (RAIJ, 1983; QUAGGIO, 2000). Dessa forma, o aumento de pH do solo proporcionado pelos resíduos LC, Lcal e E promoveu 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 colóide Freitag (2008). A alta eficiência dos resíduos E, LC e LB deve-se

principalmente as suas composição química (Tabelas 2 e 3), resultados que corroboram com Côrrea (2005) e Freitag (2008).

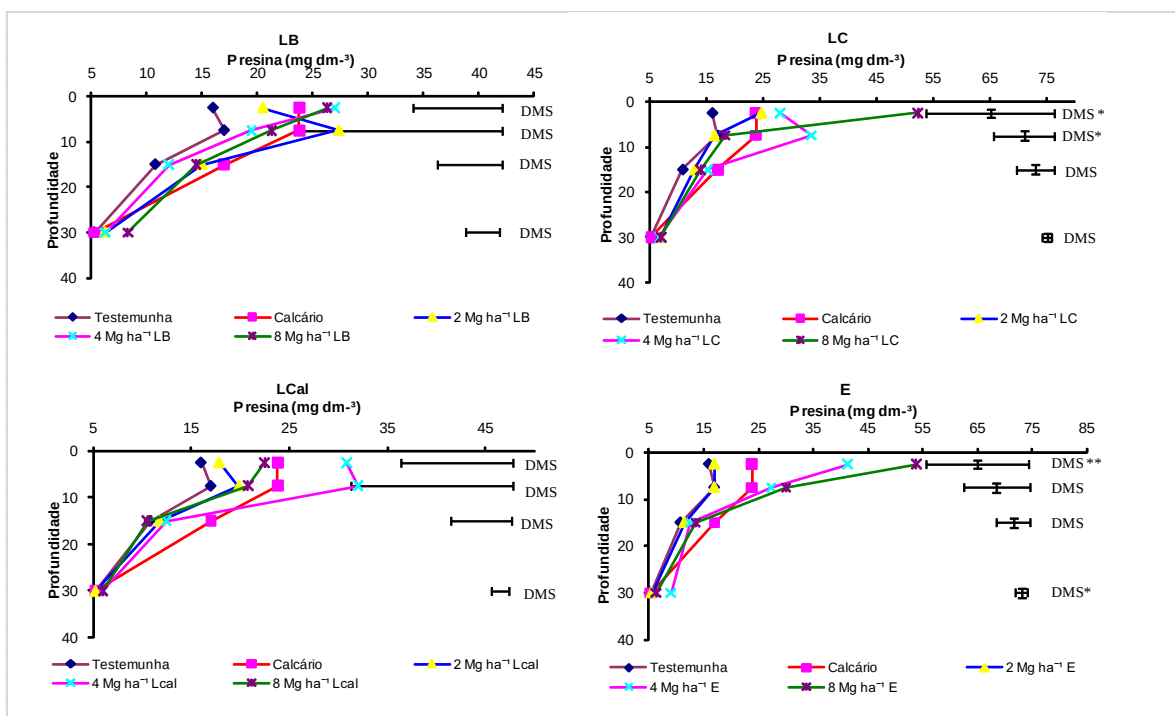


Figura 7. Dinâmica do fósforo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, LCal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.4 Potássio

Os resultados para teores de potássio (Tabela 11) mostram que não houve efeito de interação entre doses e resíduos. Também permite observar que houve diferença significativa para doses nas profundidades 0-5, 5-10 e 20-40 cm.

Conforme Tabela 12 pode-se observar que a aplicação do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ apresentou teores médios de potássio inferiores à da dose zero, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20cm. Em relação a aplicação dos resíduos observa-se que os maiores teores de potássio em relação a testemunha encontra-se na profundidade de 10-20 e 20-40 cm. Apenas os resíduos LB, LC e E apresentaram diferença significativa para teores

médios de potássio na profundidade de 20-40 cm, sendo o resíduo LB na dose de 8 Mg ha⁻¹ o apresentar o maior teor médio.

Tabela 11. Resumo da análise de variância para valores de Potássio, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	K			
	mmol _c dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	**	*	ns	*
R X D	ns	ns	ns	ns
Bloco	**	ns	*	ns
CV (%)	40,20	35,47	45,69	81,86
DMS	0,38	0,27	0,27	0,34

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

O efeito significativo apenas na profundidade de 20-40 cm na dose de 8 Mg ha⁻¹ para teores de potássio no solo é devido a este elemento apresentar alta mobilidade no solo, através do processo de transporte ser preferencialmente por fluxo de massa e difusão, alcançando até 96% do total absorvido pelas raízes (OLIVEIRA et al., 2004) e, por estar relacionado aos teores de Ca e Mg, devido as altas relações Ca/Mg e Mg/K encontrados nos tratamentos, o que teria possibilitado ainda mais sua lixiviação ao longo das camadas estudadas.

Os resíduos LB e E apresentaram comportamento linear crescente e quadrático, respectivamente na profundidade de 20-40 cm (Figura 8). O resíduo LB apresentou valores superiores de potássio em relação ao calcário na dose de 8 Mg ha⁻¹, assim como E na dose de 4 Mg ha⁻¹ na profundidade de 20-40 (Figura 9).

Estes resultados corroboram os encontrados por Carvalho-Pupatto et al., (2004) para escória de aciaria e Nascimento et al., (2004) e Côrrea (2005) que observaram aumento nos teores de potássio no solo com a aplicação de lodo de esgoto.

Tabela 12. Teores de Potássio, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

					Resíduos			
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	K (mmol _c dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	1,8	1,8	1,8	1,8	1,3	1,3	1,3	1,3
2	1,0	1,3	1,3	1,5	1,0	0,8	0,8	1,0
4	1,0	1,3	1,0	1,5	1,0	1,3	1,0	1,3
8	1,0	1,3	1,0	1,3	1,0	0,8	1,0	1,0
Média	1,2	1,4	1,3	1,5	1,1	1,0	1,0	1,1
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	1,3				0,8			
	-----Profundidade 10-20 cm---				-----Profundidade 20-40 cm-----			
	--							
0	0,8	0,8	0,8	0,8	0,3	0,3	0,3	0,3
2	1,3	0,8	0,8	1,0	0,5	0,8	0,5	0,8
4	0,8	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	0,8	1,0
8	1,0	1,0	0,5	0,5	1,0 a	0,8 ab	0,3 b	0,5 ab
Média	0,9	0,9	0,8	0,8	0,6	0,6	0,4	0,6
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,6				0,5			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = $P < 0,10$ ** = $P < 0,05$ e *** = $P < 0,01$ respectivamente.

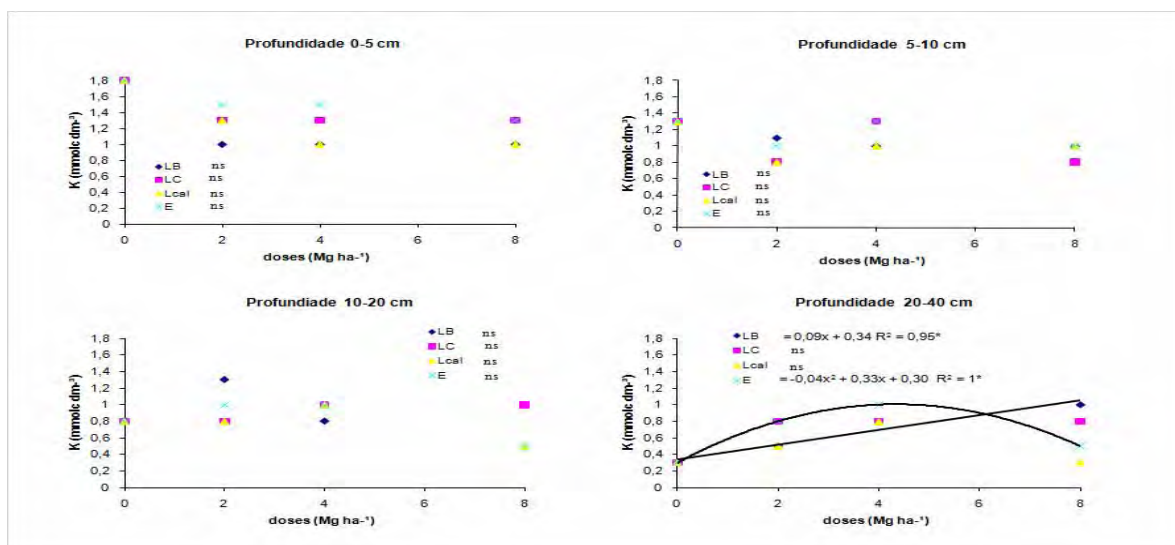


Figura 4. Potássio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007).

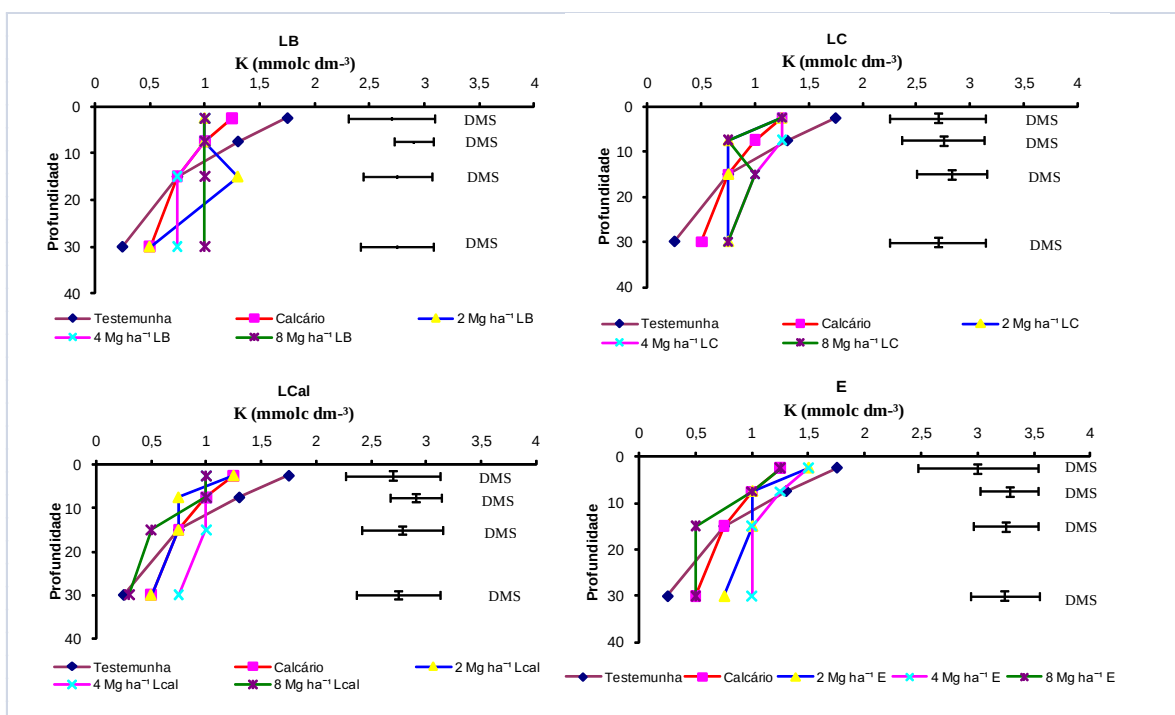


Figura 9. Dinâmica do Potássio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.5 Cálcio

Os resultados para teores de Cálcio no solo apresentados na Tabela 13 mostram o efeito significativo para doses e interação entre dose e resíduos para todas as profundidades. Também pode ser observado o efeito significativo para teor de Ca no solo para cada um dos resíduos reaplicados.

Os resíduos LC, Lcal e E apresentaram maiores teores médios de Ca em relação ao calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em todas as profundidades, sendo Lcal o resíduo a apresentar o maior teor médio nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Também é o resíduo Lcal na dose de 8 Mg ha⁻¹ a apresentar o maior teor de Ca (199 mmol_c dm⁻³), seguido da E (145 mmol_c dm⁻³), LC (82 mmol_c dm⁻³) e LB (8 mmol_c dm⁻³) na profundidade de 0-5 cm (Tabela 14).

Tabela 13. Resumo da análise de variância para valores de Calcio, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Ca mmol _c dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	**	*
Dose (D)	**	**	**	*
R X D	**	**	*	*
Bloco	ns	**	**	**
CV (%)	42,76	70,28	50,62	39,96
DMS	5,23	12,35	4,99	2,74

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

O calcário aplicado em superfície proporcionou teores de Ca inferiores aos tratamentos LC, Lcal e E, no entanto aumentou esse nutriente até a profundidade de 40 cm quando comparado à dose zero. O resíduo LB apresentou teores de cálcio discrepantes ao calcário na profundidade até 10 cm (Tabela 14).

Os resíduos LC e E apresentaram comportamento linear crescente na profundidade até 20 cm e linear para LC na profundidade de 20-40 cm. O resíduo Lcal apresentou comportamento quadrático na profundidade de 0-5 cm e linear crescente até a profundidade de 40 cm (Figura 10).

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 (Tabelas 2 e 3). Com o resíduo Lcal contendo 24% de Ca, 16% para E, 11,7% para LC e 1,3% para LB. 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.

Tabela 14. Teores de Cálcio, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Ca (mmol _c dm ⁻³)							
-----Profundidade 0-5 cm-----					-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	10	10	10	10	9	9	9	9
2	14 b	34 ab	45 a	25 ab	11	19	24	16
4	20 b	50 a	55 a	66 a	11 b	32 ab	36 a	36 a
8	8 d	82 c	199 a	145 b	6 c	38 b	85 a	47 b
Média	13 d	44 c	77 a	62 b	9 c	24 b	38 a	27 ab
Contraste R x C ⁽¹⁾	***	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns
Calcário	43				18			
-----Profundidade 10-20 cm-----					-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	8	8	8	8	7	7	7	7
2	9	16	11	11	8	10	8	11
4	9 b	15 ab	20 a	15 ab	10	10	11	12
8	6 c	24 b	34 a	19 b	6 b	15 a	14 a	12 a
Média	8 c	16 ab	18 a	13 b	8 b	11 a	10 ab	10 ab
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	10				8			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 **= P < 0,05 e ***= < 0,01 respectivamente.

Os maiores teores de cálcio encontram-se nas camadas de 0-5 e 5-10 cm após três meses da reaplicação dos resíduos e do calcário, denotando que essas camadas superficiais permitem o possível caminhamento para as camadas mais profundas Côrrea (2005). Os teores de Ca encontram-se bastante elevados em relação aos preconizados por Raij et al., (1997) para a cultura da soja.

Com relação a Figura 11, observa-se que o calcário proporcionou teores superiores de cálcio em relação ao resíduo LB na profundidade até 10 cm, sendo indiferente na profundidade de 10-40 cm. Os resíduos LC, Lcal e E proporcionaram teores de cálcio igual ou superior à aplicação de calcário a partir da dose de 4 Mg ha⁻¹, sendo a maior diferença obtida com a aplicação de 8 Mg ha⁻¹.

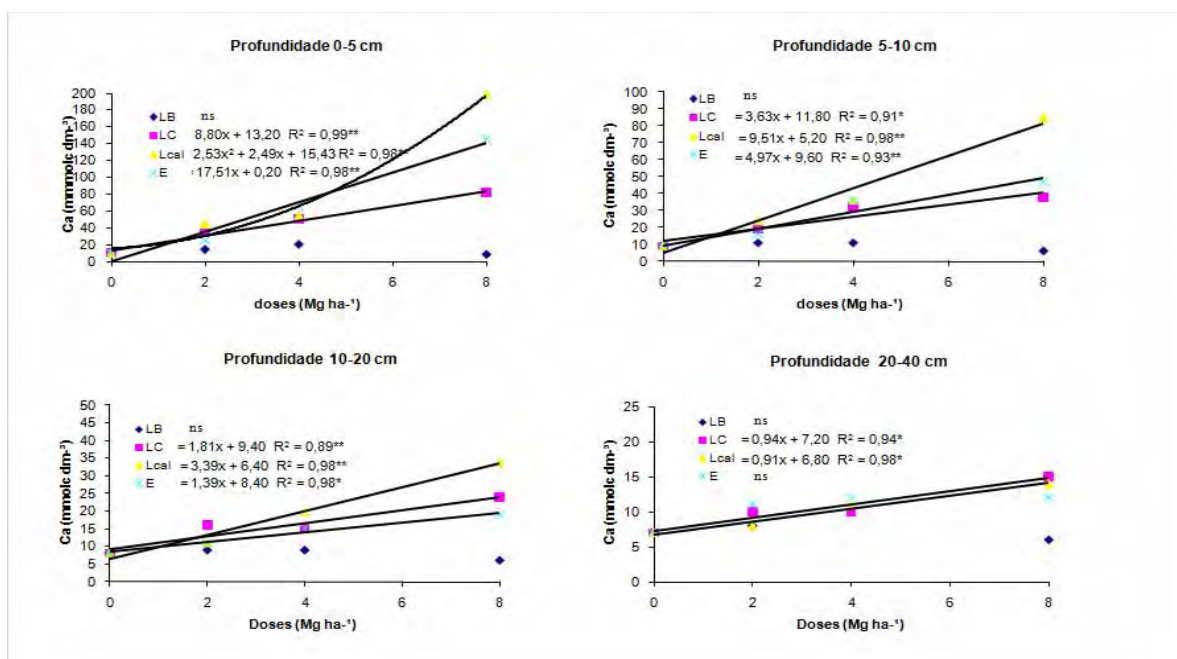


Figura 10. Cálcio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

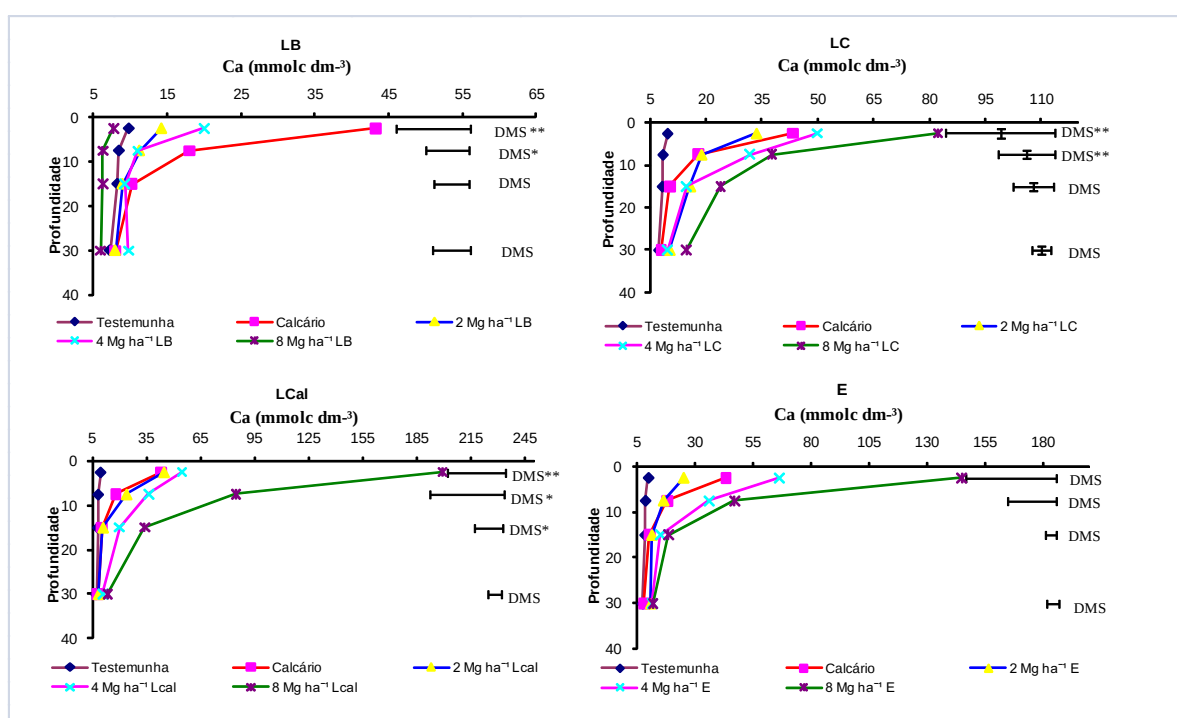


Figura 11. Dinâmica do Cálcio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

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. Segundo Freitag (2008) 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⁻¹ 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_c dm⁻³ o teor de Ca na camada de 0-5 cm de profundidade.

4.2.6 Magnésio

Segundo os teores de Magnésio no solo (Tabela 15), pode-se observar a interação significativa entre resíduo e dose e efeito significativo para dose e resíduo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

Tabela 15. Resumo da análise de variância para valores de Magnésio, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Mg mmol _c dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	ns	ns
Dose (D)	**	*	ns	ns
R X D	**	*	ns	ns
Bloco	ns	**	**	**
CV (%)	60,99	70,26	50,62	54,48
DMS		2,75	1,39	1,52

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Quando comparadas as teores médios dos resíduos com o do calcário, pode-se observar que o calcário apresentou maiores teores de magnésio no solo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm em relação aos resíduos LB, LC e Lcal (Tabela 16).

Os teores de magnésio foram incrementados pela reaplicação dos resíduos e de calcário, porém com efeito significativo pronunciado apenas pela aplicação de escória Tabela 16. A E na dose de 8 Mg ha⁻¹ foi o resíduo a apresentar o maior teor de magnésio no solo e comportamento linear crescente nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm (Figura 12).

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 participação de 27 g kg⁻¹ do total desse resíduo, que corresponde à aplicação de 216 kg ha⁻¹ de Mg, quando aplicado na dose de 8 Mg ha⁻¹, podendo conferir aumento de até 30 mmol_c dm⁻³ na camada de 0-5 cm de profundidade.

Tabela 16. Teores de Magnésio, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Mg (mmol _c dm ⁻³)							
-----Profundidade 0-5 cm-----					-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	5	5	5	5	4	4	4	4
2	4	5	11	9	3	4	6	6
4	7 b	7 b	5 b	19 a	4 b	6 ab	7 ab	12 a
8	3 b	8 b	5 b	42 a	3 b	5 b	4 b	12 a
Média	5 b	6 b	6 b	19 a	4 b	5 b	5 b	8 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	***	***	***	ns	***	***	***	ns
Calcário	20				10			
-----Profundidade 10-20 cm-----					-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	4	4	4	4	5	5	5	5
2	3	5	4	5	3	4	4	5
4	4	3	3	4	4	3	4	4
8	3	4	3	5	3	4	3	5
Média	3	4	4	4	4	4	4	5
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	5				4			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 ** = P < 0,05 e *** = < 0,01 respectivamente.

Observa-se na figura 13 que os resíduos LB e LC na profundidade até 10 cm apresentam valores de magnésio inferior ao proporcionado com a aplicação de calcário, enquanto que os resíduos Lcal e E proporcionaram teores iguais ou superiores ao calcário na profundidade de 5-40 cm.

Segundo Freitag (2008) 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.

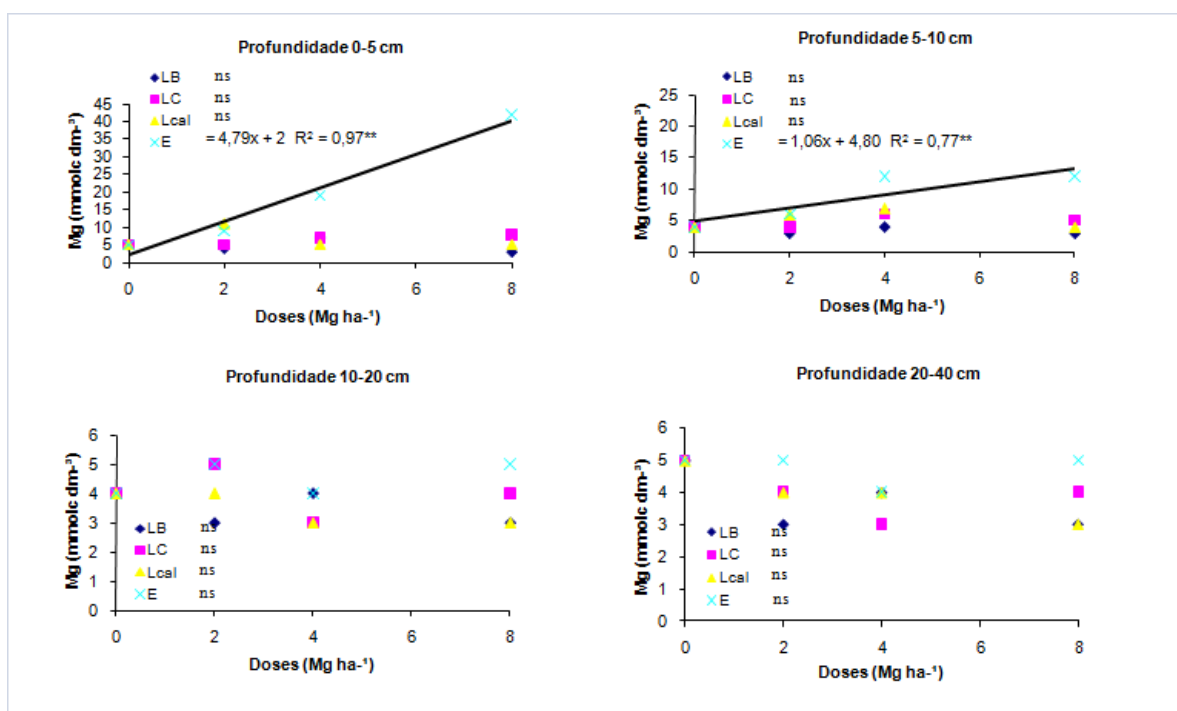


Figura 12. Magnésio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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 mmol_c dm⁻³ em todas as profundidades, com ênfase nas camadas superficiais

de 0-5 e de 5-10 cm, fato que possibilita o desenvolvimento adequado das culturas Freitag (2008).

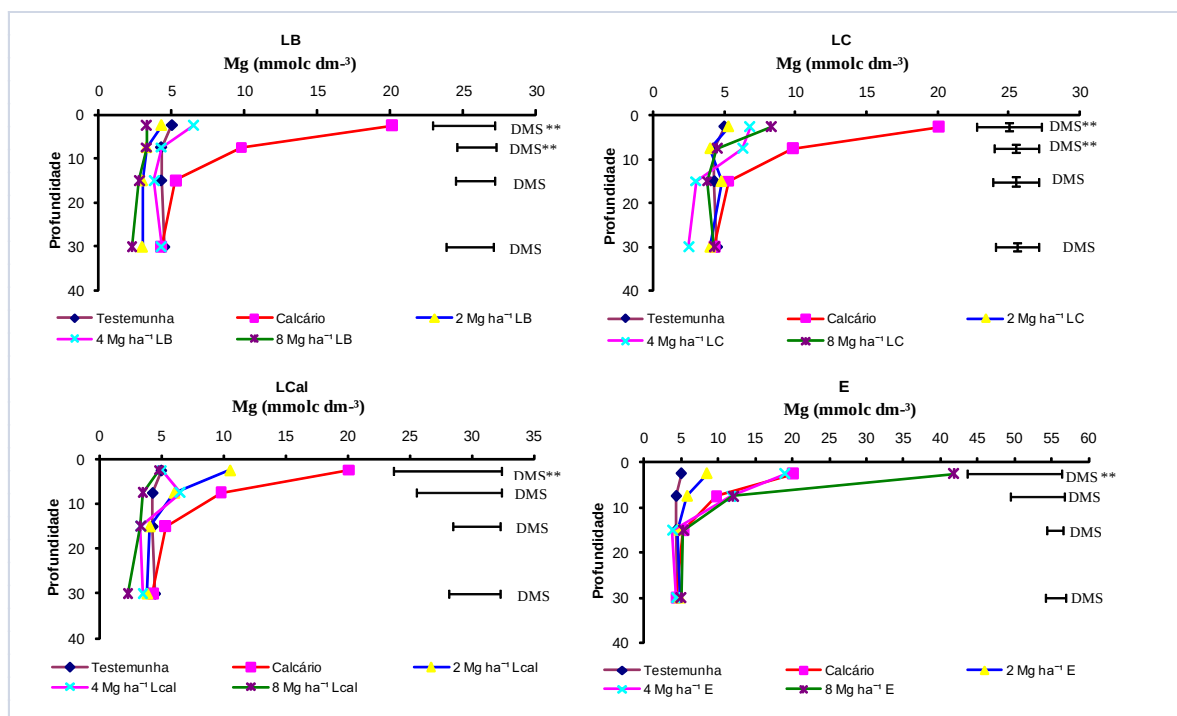


Figura 13. Dinâmica do Magnésio, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, LCal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.7 Capacidade de Troca Catiônica

De acordo com os valores de CTC (Tabela 17), observa-se interação significativa entre dose e resíduo apenas na profundidade de 0-10 cm e efeito significativo para dose nas profundidades de 0-5 e 5-10cm.

Segundo Tabela 18 pode-se observar que os maiores valores para CTC são verificados nas profundidade de 0-5 e 5-10 cm. Os resíduos LCal e E apresentaram os maiores valores médios para CTC em relação ao calcário e dose zero, sendo LCal o resíduo a apresentar maior valor de CTC na dose de 8 Mg ha⁻¹, na profundidade de 0-5 cm.

Tabela 17. Resumo da análise de variância para valores de Capacidade de Troca Catiônica, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	CTC mmol _c dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	ns	ns	ns
Dose (D)	**	*	ns	ns
R X D	**	ns	ns	ns
Bloco	ns	*	**	**
CV (%)	26,02	22,37	12,63	12,84
DMS	12	11,79	6,05	6,48

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Tabela 18. Valores de Capacidade de Troca Catiônica, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	CTC (mmol _c dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	68	68	68	68	70	70	70	70
2	65	71	81	66	64	67	65	69
4	69 b	76 ab	76 ab	107 a	68	73	78	88
8	72 b	105 b	214 a	198 a	72 b	72 b	105 a	86 ab
Média	68 b	80 b	110 a	110 a	68	70	79	78
Contraste R x C ⁽¹⁾	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	84				66			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	70	70	70	70	68	68	68	68
2	65	65	66	68	70	66	77	75
4	65	72	68	67	67	73	74	78
8	68	64	64	66	76	68	70	69
Média	67	68	67	68	70	69	72	73
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	67				76			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 **= P < 0,05 e ***= < 0,01 respectivamente.

A explicação para esse fato é que a CTC do solo é proveniente da soma dos cátions Ca, Mg e K mais o teor de H+Al, como houve incremento nos teores de Ca e Mg em razão dos reíduos e do calcário, o aumento da CTC pode ocasionar superestimação dessa característica. Lembrando que o mesmo não foi observado para o resíduo LB, pois apresentou valores médios de CTC do solo menores ou iguais aos valores da dose zero.

O resíduo LC apresentou comportamento linear crescente e Lcal e E quadrático na profundidade de 0-5 cm e comportamento linear crescente para Lcal na profundidade de 5-10 cm, enquanto que na profundidades de 10-40 cm não foram observados efeito significativo em relação a CTC do solo (Figura 14).

A grande contribuição da aplicação superficial dos resíduos no aumento da CTC do solo diz respeito ao fornecimento de Ca e Mg, principalmente por Lcal e E e pelo calcário, sendo que os valores dessa variável para Lcal e E chegaram a triplicar quando se utiliza a dose de 8 Mg ha⁻¹, na profundidade de 0-5 cm, amostrada aos 3 meses após a reaplicação.

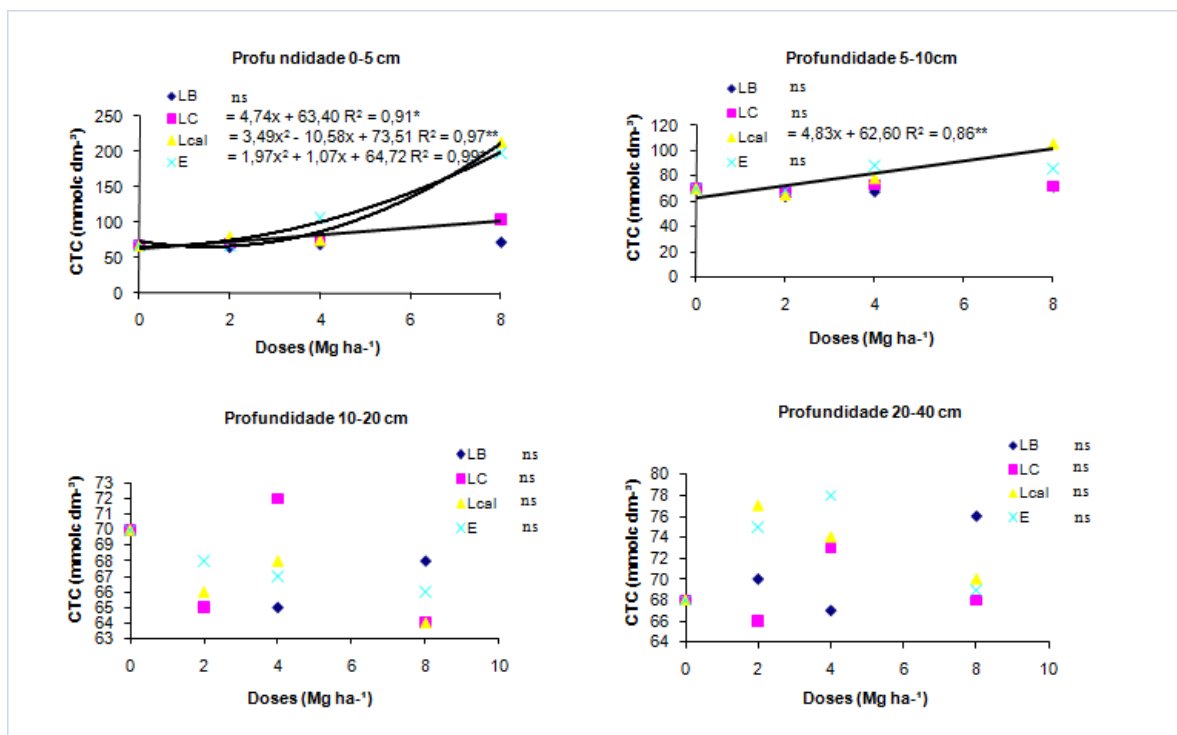


Figura 14. Capacidade de Troca Catiônica, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

O resíduo LB apresentou valores inferiores de CTC em relação ao calcário somente na profundidade de 0-5 cm, sendo que os resíduos LC, Lcal e E apresentam valores iguais ou superiores ao calcário em profundidade até 40 cm, sendo na dose de 8 Mg ha⁻¹ observados os maiores valores (Figura 15).

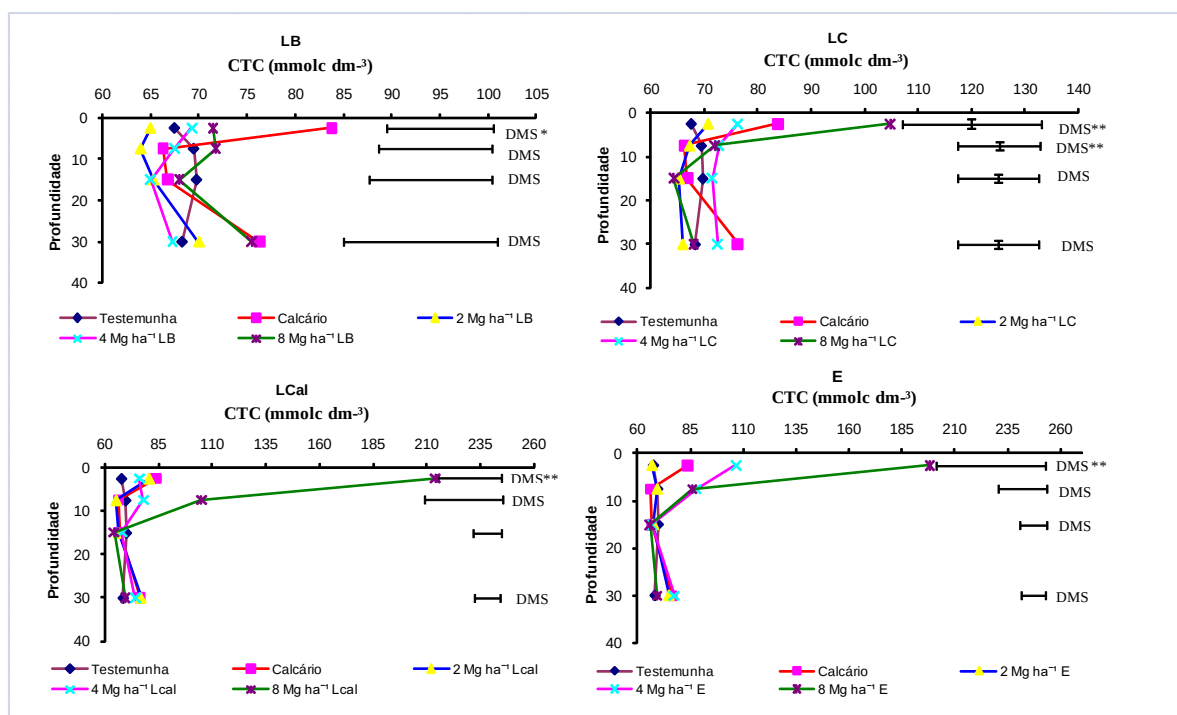


Figura 15. Dinâmica da Capacidade de Troca Catiônica, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.8 Saturação por Bases

Com base nos valores de Saturação por Bases Tabela 19, pode-se observar a interação significativa entre resíduo e dose para as profundidades 0-5 e 5-10 cm e efeito significativo para dose e resíduo nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm.

Tabela 19. Resumo da análise de variância para valores de Saturação por Bases, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	V			
	-----%-----			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	**	ns
Dose (D)	**	**	**	ns
R X D	**	**	ns	ns
Bloco	**	**	**	**
CV (%)	20,72	35,68	40,64	46,86
DMS	9,00	9,91	8,32	6,98

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e ***= P < 0,01.

Tabela 20. Valores de Saturação por Bases, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose	Resíduos							
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	V %							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	25	25	25	25	21	21	21	21
2	32 b	55 a	67 a	52 a	24 b	36 ab	47 a	33 ab
4	39 b	76 a	78 a	81 a	24 b	54 a	53 a	51 a
8	18 b	85 a	96 a	94 a	15 c	58 b	78 a	67 ab
Média	28 b	60 a	66 a	63 a	21 b	42 a	50 a	43 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	***	ns	ns	ns	***	ns	ns	ns
Calcário	77				43			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	21	21	21	21	19	19	19	19
2	21	34	33	25	17	25	19	24
4	21	27	36	30	21	19	20	23
8	16 c	44 ab	57 a	37 b	14 b	29 a	24 ab	25 ab
Média	19 c	31 ab	36 a	28 b	18 a	23 a	20 a	23 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	25				17			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 **= P < 0,05 e ***= < 0,01 respectivamente.

Os resíduos LC, Lcal e E apresentaram em todas as profundidades os maiores valores para saturação por bases nas doses de 4 Mg ha⁻¹ e 8 Mg ha⁻¹ em relação aos valores médios da reaplicação do calcário Tabela 20. Cujos resíduos proporcionaram valores adequados de saturação por bases para a cultura da soja implantadas em Sistema Plantio Direto, podendo esses ser usados em substituição ao calcário.

Na profundidade de 0-5 cm os resíduos LB, LC Lcal e E apresentaram valores médios de saturação por bases superiores a dose zero, somente o resíduo LB não apresentou o mesmo comportamento para as profundidades de 5-10, 10-20 e 20-40 cm.

Na figura 16 observa-se efeito quadrático para todos os resíduos na profundidade de 0-5 cm e linear crescente para LC, Lcal e E na profundidade de 5-10 e 10-20 cm.

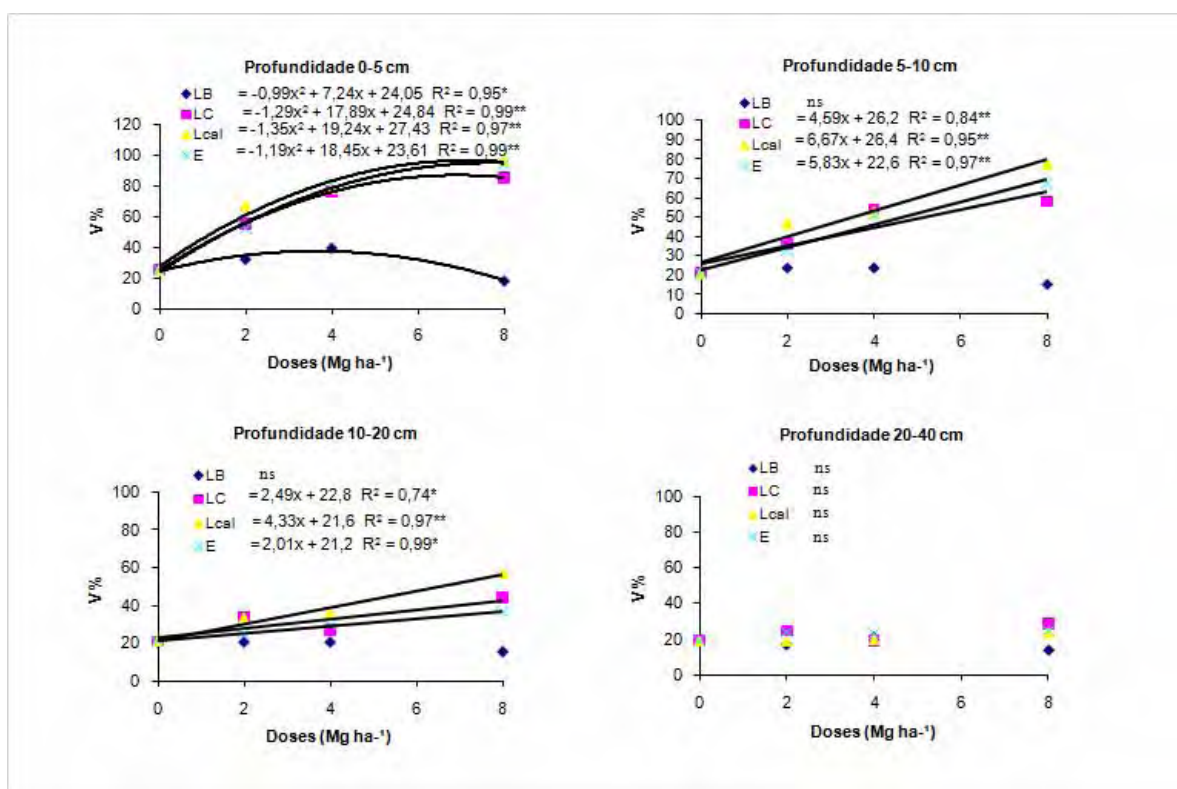


Figura 16. Saturação por Bases, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

O resíduo LB proporcionou valores inferiores de saturação por bases em relação a aplicação do calcário em profundidades até 10 cm, sendo os resíduos LC, Lcal e

E os proporcionarem valores iguais ou superiores de saturação por bases nas doses de 4 e 8 Mg ha^{-1} em profundidades até 40 cm (Figura 17).

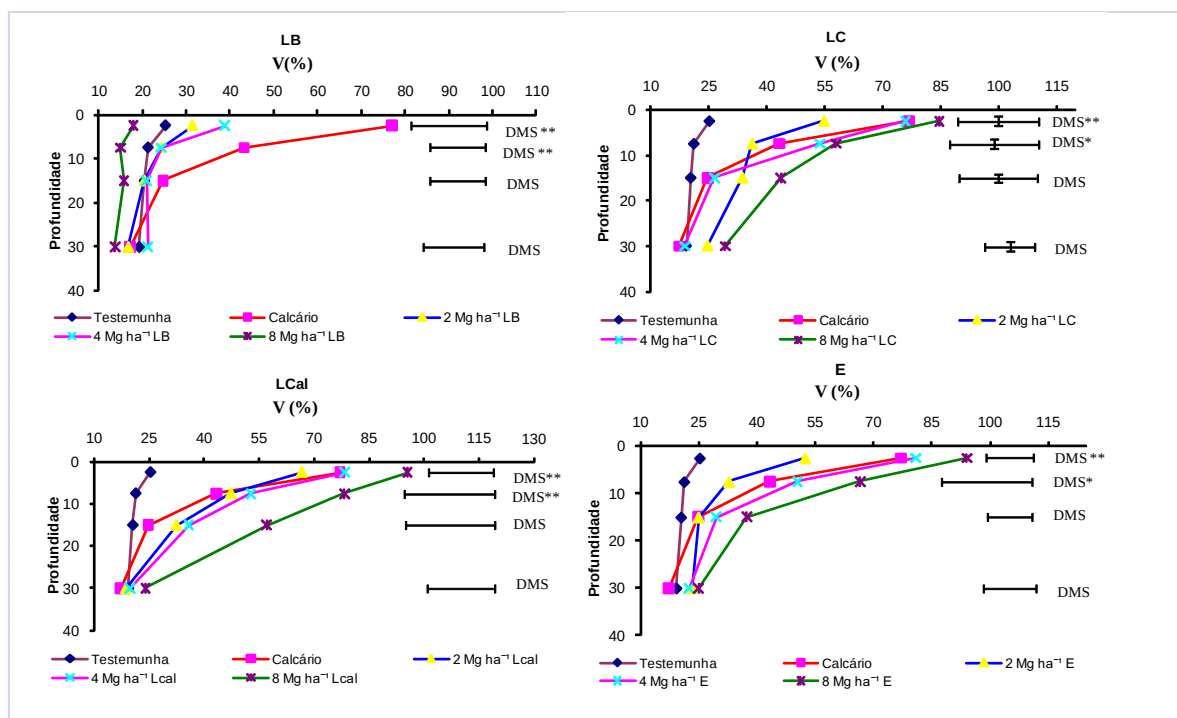


Figura 17. Dinâmica da Saturação por Bases, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} e do calcário na dose de 2 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

Os resultados de saturação por bases seguem o mesmo comportamento dos valores de pH, após a reaplicação.

A saturação por bases está intimamente ligada ao pH, a justificativa para tal fato é de que solos intemperizados, onde predominam minerais 1:1 e sesquióxidos de ferro e alumínio (gibbsite e goetite), as cargas negativas do solo são em grande parte dependente de pH, e com seu aumento há maior disponibilidade de cargas negativas para adsorção de Ca, Mg e K aos colóides de argila, principalmente, orgânicos fazendo com que os valores de saturação por bases aumentem consecutivamente (QUAGGIO, 2000).

Os efeitos de reação mais importantes da saturação por bases em função da aplicação dos resíduos e do calcário em profundidade, são 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, 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 Franchini et al. (1999).

Dessa forma os resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, apresentaram ação corretiva da acidez do solo e podem 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 consequentemente maior desenvolvimento das plantas.

4.2.9 Micronutrientes

4.2.9.1 Boro

Observa-se na Tabela 21 o efeito significativo para doses nas profundidades de 10-20 e 20-40 cm. O efeito não significativo é observado para resíduos e para a interação entre resíduo e dose em profundidades até 40 cm.

O resíduo E apresentou o maior teor médio de B em todas as profundidades exceto na profundidade de 0-5 cm, sendo o maior teor $0,53 \text{ mg dm}^{-3}$ observado na dose de 8 Mg ha^{-1} na profundidade de 20-40 cm.

Tabela 21. Resumo da análise de variância para valores Boro, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	B			
	-----mg dm ⁻³ -----			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	ns	ns	ns	ns
Dose (D)	ns	ns	*	**
R X D	ns	ns	ns	ns
Bloco	ns	**	**	**
CV (%)	28,24	28,78	20,82	18,29
DMS	0,08	0,08	0,06	0,05

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Tabela 22. Teores de Boro, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose Mg ha ⁻¹	Resíduos							
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
B (mg dm⁻³)								
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	0,36	0,36	0,36	0,36	0,37	0,37	0,37	0,37
2	0,43	0,48	0,41	0,39	0,43	0,51	0,41	0,48
4	0,40	0,38	0,42	0,45	0,40	0,42	0,46	0,37
8	0,40	0,36	0,36	0,35	0,44 a	0,39 ab	0,25 b	0,50 a
Média	0,40	0,39	0,39	0,39	0,41	0,42	0,37	0,43
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,39				0,39			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	0,38	0,38	0,38	0,38	0,35	0,35	0,35	0,35
2	0,49	0,45	0,47	0,45	0,42	0,47	0,44	0,44
4	0,44	0,41	0,51	0,44	0,41	0,43	0,51	0,50
8	0,44	0,43	0,38	0,48	0,44 ab	0,33 b	0,45 a	0,53 a
Média	0,43	0,42	0,43	0,44	0,40 ab	0,39 b	0,43 ab	0,45 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	0,48				0,41			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 **= P < 0,05 e ***= < 0,01 respectivamente.

O resíduo Lcal apresentou comportamento quadrático para profundidades de 5-40 cm, quadrática para LC e linear crescente para E na profundidade de 20-40 cm (Figura 18). Todos os resíduos não apresentaram diferença significativa em relação a aplicação de calcário em profundidades de até 40 cm (Figura 19).

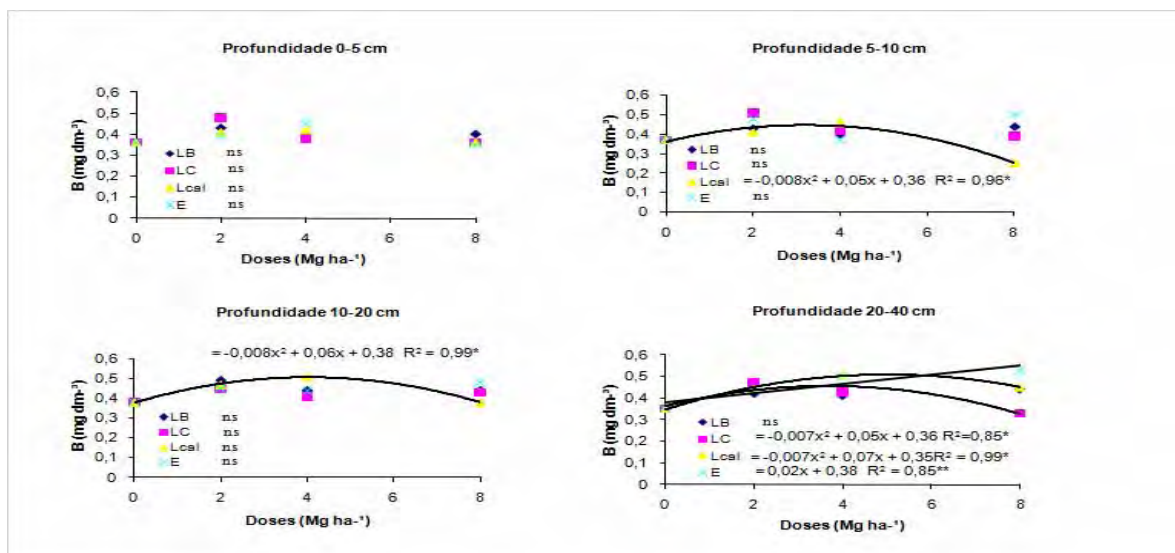


Figura 18. Boro, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

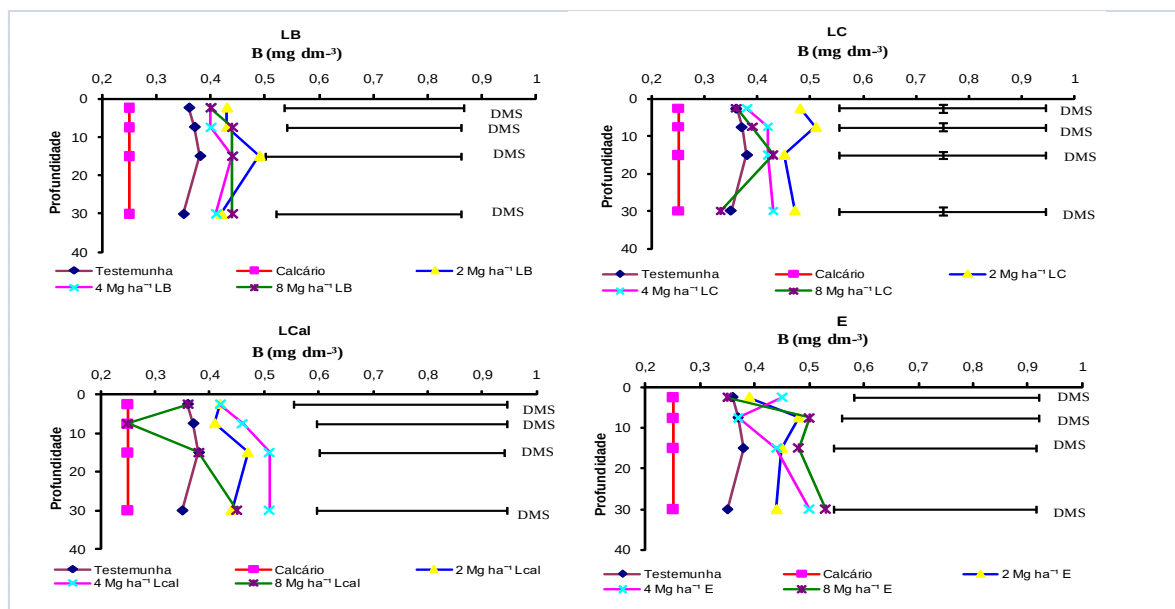


Figura 3. Dinâmica do Boro, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.9.2 Cobre

Segundo a análise para teores de Cobre (Tabela 23) observa-se efeito significativo para resíduos nas profundidades de 0-5 2 5-10 cm de profundidade e interação significativa entre doses e resíduos na profundidade de 0-5 cm.

Nos primeiros 10 cm (Tabela 24), mesmo não sendo significativo, os maiores teores disponíveis de Cu foram obtidos quando aplicado o resíduo LB. Na profundidade de 0-5 cm, o teor de Cu no solo após a reaplicação foi crescendo com o aumento das doses quando aplicados o lodo de esgoto LB e decrescendo quando aplicados os resíduos LC, Lcal e E, resultados que corroboram com Freitag (2008).

Tabela 23. Resumo da análise de variância para valores de Cobre, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Cu mg dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	ns	ns
Dose (D)	ns	ns	ns	ns
R X D	**	ns	ns	ns
Bloco	**	ns	ns	*
CV (%)	20,19	16,56	15,29	13,52
DMS	0,46	0,43	0,43	0,43

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

Também pode-se observar que o menor teor de Cu no solo foi obtido na profundidade de 0-5 cm com a aplicação de 8 Mg ha⁻¹ do resíduo E. Os resíduos LC, Lcal, E e o calcário apresentaram teores médios inferiores a dose zero em todas as profundidades, exceto na profundidade de 20-40 cm.

Observa-se na Figura 20 que o resíduo LB apresentou comportamento linear crescente e linear decrescente para E na profundidade de 0-5 cm. O resíduo Lcal apresentou comportamento linear decrescente na profundidade de 5-10 cm para teores de cobre (Figura 20).

Tabela 24. Teores de Cobre, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Cu (mg dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	3,2	3,2	3,2	3,2	3,8	3,8	3,8	3,8
2	3,8 a	3,1 ab	3,0 ab	2,8 b	3,9	3,6	3,6	3,7
4	4,5 a	3,0 b	2,9 b	2,7 b	4,4 a	3,5 b	3,6 ab	3,4 b
8	5,5 a	2,4 b	2,6 b	2,2 b	4,6 a	3,2 b	2,9 b	3,1 b
Média	4,2 a	2,9 b	2,9 b	2,7 b	4,2 a	3,5 b	3,5 b	3,5 b
Contraste R x C ⁽¹⁾	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	2,6				3,7			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,5	4,5	4,5	4,5
2	3,9	3,7	4,1	4,0	4,4	4,2	4,8	4,6
4	4,0	3,9	4,0	4,1	4,5	4,5	4,7	4,7
8	4,1	3,6	3,6	3,8	4,7	4,3	4,4	4,6
Média	4,0	3,8	3,9	3,9	4,5	4,4	4,6	4,6
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	4,3				4,6			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = $P < 0,10$ ** = $P < 0,05$ e *** = $P < 0,01$ respectivamente.

Todos os resíduos, exceto LB, não apresentaram diferença significativa em profundidades até 40 cm quando comparados ao calcário. A maior diferença significativa entre resíduo e calcário foi observada com a aplicação de LB na dose de 8 Mg ha^{-1} na profundidade de 0-5 cm (Figura 21).

Esse comportamento de redução dos teores de Cu no solo com o aumento das doses dos resíduos LC, Lcal e E foi proporcionado pelo aumento dos valores de pH do solo, pois em pH alto ocorre a diminuição da solubilidade e absorção de Cu (MALAVOLTA, 2006; DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

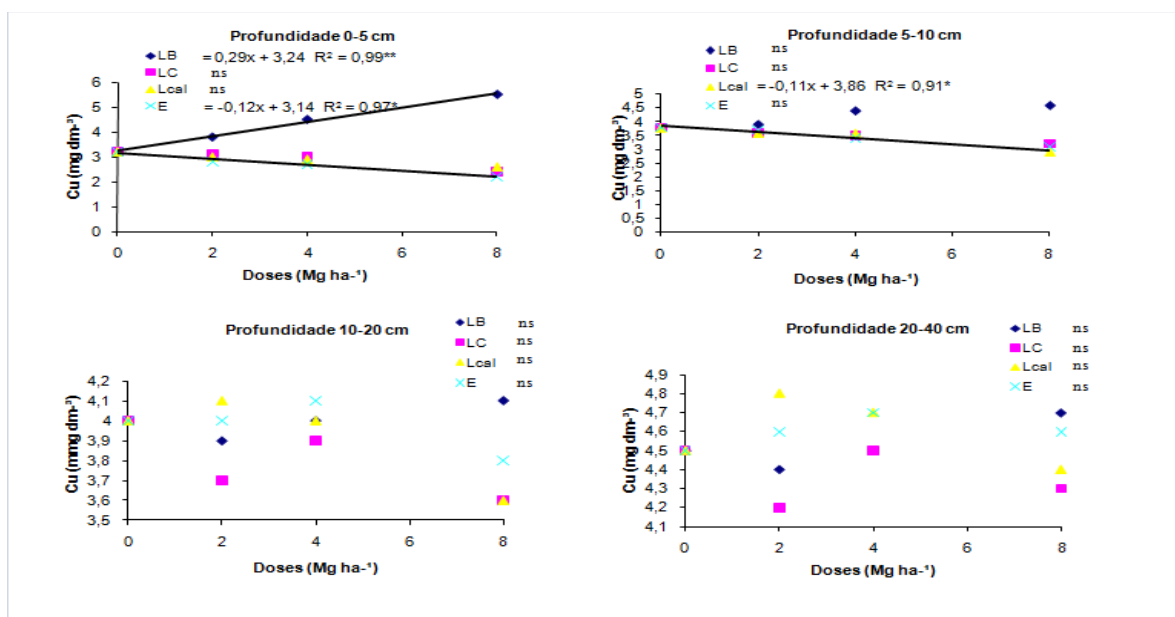


Figura 20. Cobre, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

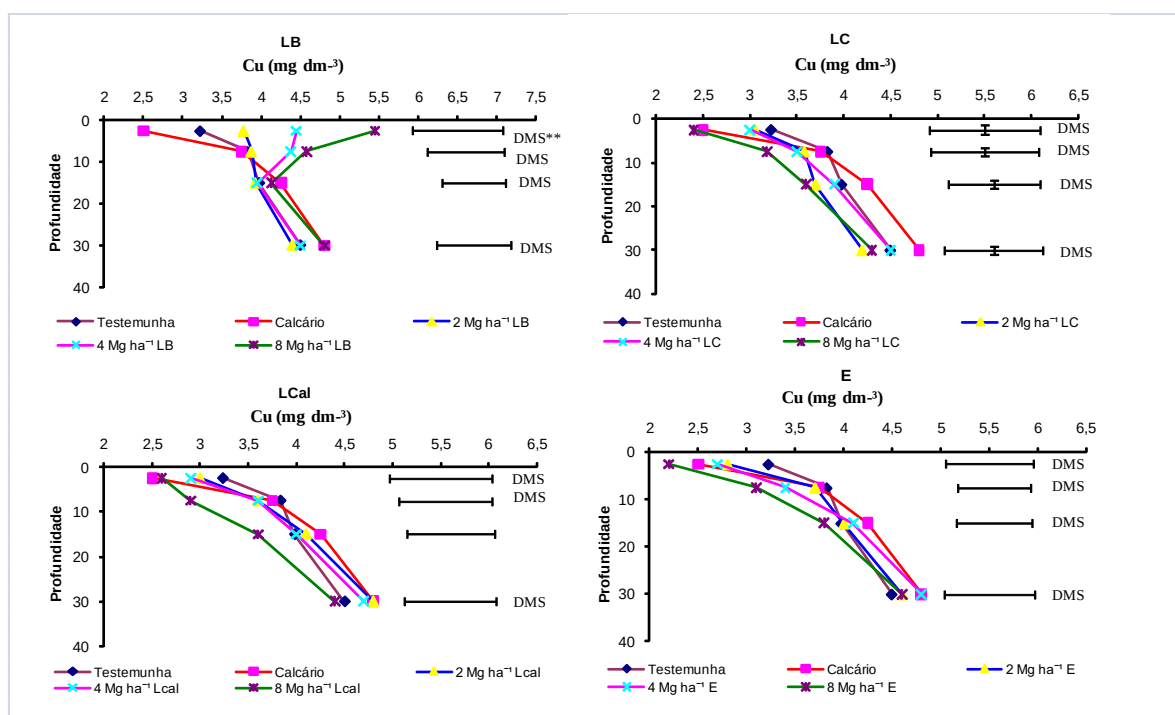


Figura 21. Dinâmica do Cobre, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

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

4.2.9.3 Ferro

Na tabela 25 observa-se efeito significativo para doses e resíduos nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm e interação significativa entre doses e resíduos nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

Tabela 25. Resumo da análise de variância para valores de Ferro, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Fe mg dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	*	ns
Dose (D)	**	**	**	ns
R X D	**	*	ns	ns
Bloco	ns	ns	ns	**
CV (%)	34,45	24,32	20,72	16,73
DMS	12,04	9,52	7,74	4,75

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= P < 0,05 e **= P < 0,01.

O maior teor de Ferro no solo (101 mg dm⁻³) foi proporcionado com a reaplicação do resíduo LB na dose de 8 Mg ha⁻¹ na profundidade de 0-5 cm, sendo também o único resíduo a apresentar teores médios de Ferro no solo superior ao da dose zero nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm (Tabela 26).

Os resíduos LB, LC, Lcal e E apresentaram maior teor médio de Ferro no solo em relação a reaplicação do calcário (25 mg dm⁻³), na profundidade de 0-5 cm, fato não observado nas profundidades de 5-10, 10-20 e 20-40 cm pelos resíduos LC, Lcal e E.

De acordo com os resultados expostos na Tabela 26, observa-se comportamento distinto entre os resíduos para o teor de Ferro no solo após a reaplicação, principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade, onde foi crescente com o aumento das doses quando aplicados o lodo de esgoto LB e decrescente quando reaplicados os resíduos LC, Lcal e E, resultados que corroboram os encontrados por Freitag (2008).

Tabela 26. Teores de Ferro, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Fe (mg dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	70	70	70	70	68	68	68	68
2	71 a	37 b	33 b	36 b	76 a	47 b	44 b	59 ab
4	79 a	40 b	28 b	25 b	72 a	47 b	44 b	42 b
8	101 a	20 b	10 b	26 b	81 a	39 b	22 b	36 b
Média	80 a	42 b	35 b	39 b	74 a	50 b	44 b	51 b
Contraste R x C ⁽¹⁾	***	ns	ns	ns	***	ns	ns	ns
Calcário	25				51			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	54	54	54	54	40	40	40	40
2	63	48	48	54	43	37	39	40
4	61	58	65	51	43 ab	49 a	38 b	44 ab
8	62 a	42 bc	30 c	46 b	42 a	36 ab	33 b	35 ab
Média	60 a	50 b	49 b	51 b	42	40	37	40
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Calcário	57				43			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = $P < 0,10$ ** = $P < 0,05$ e *** = $P < 0,01$ respectivamente.

Os resíduos LC e Lcal apresentaram comportamento linear decrescente, LB linear crescente e quadrático para E na profundidade de 0-5 cm. Na profundidade de 5-10 cm os resíduos LC, Lcal e E apresentaram comportamento linear decrescente (Figura 22).

O resíduo LB proporcionou teores superiores de ferro em relação a aplicação de calcário em profundidade até 10 cm, enquanto que os resíduos LC e E apresentaram teores iguais ou inferiores na mesma profundidade (Figura 23).

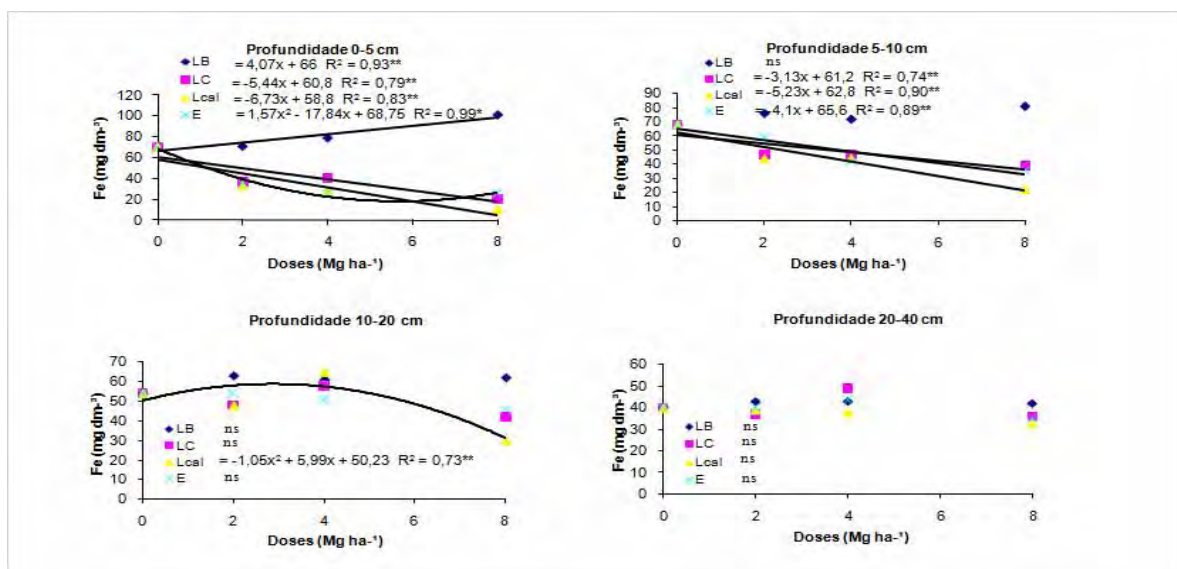


Figura 22. Ferro, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007).

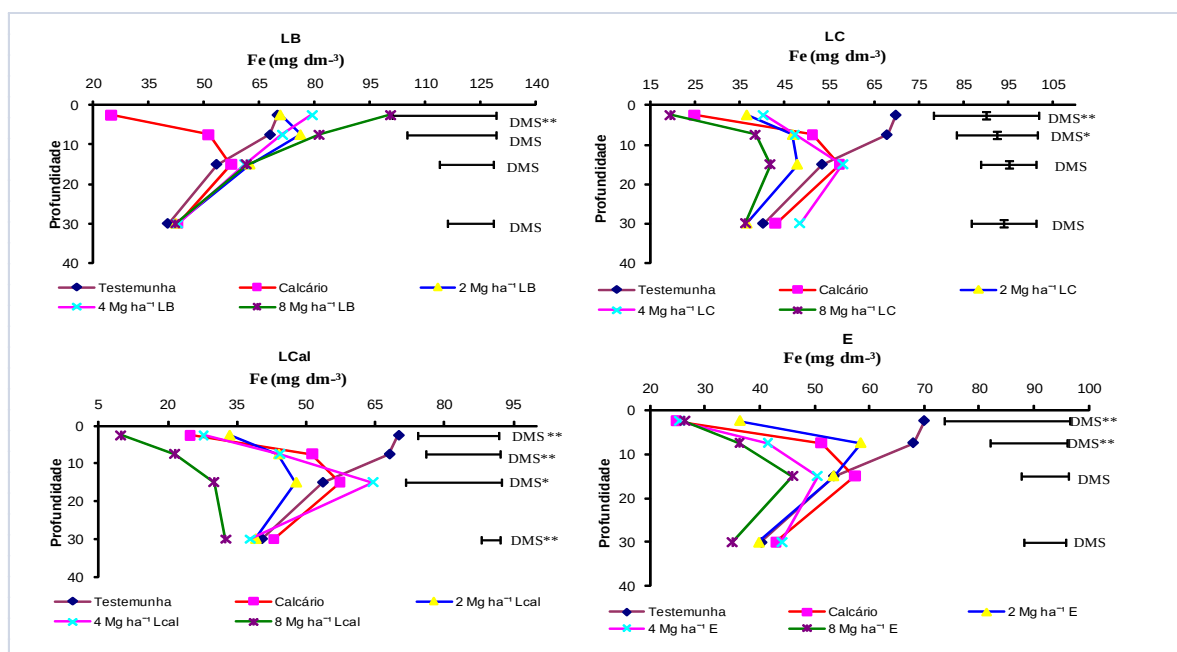


Figura 23. Dinâmica do Ferro, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} e do calcário na dose de 2 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

O menor teor de Ferro no solo foi observado com a reaplicação dos resíduos LC e Lcal (20 mg dm^{-3} e 10 mg dm^{-3}) na dose de 8 Mg ha^{-1} na profundidade de 0-5 cm. Este comportamento pode ser explicado pelo fato destes materiais apresentarem em sua composição teores elevados de componentes neutralizantes da acidez do solo.

Assim como para teores de Cu, para Fe esse comportamento de redução dos teores deste no solo com o aumento das doses dos resíduos LC, Lcal e E foi proporcionado pelo aumento dos valores de pH do solo, pois em pH elevado ocorre a diminuição da solubilidade e absorção de Fe (MALAVOLTA, 2006; DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

4.2.9.4 Manganês

Conforme os teores de Manganês no solo (Tabela 27), pode-se observar efeito significativo até a profundidade de 40 cm para doses e efeito significativo para resíduos até 20 cm de profundidade. A interação significativa entre dose e resíduo é observada somente na profundidade de 0-5 cm.

Tabela 27. Resumo da análise de variância para valores de Manganês, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Mn mg dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	**	ns
Dose (D)	**	**	**	*
R X D	*	ns	ns	ns
Bloco	**	**	**	ns
CV (%)	18,15	18,99	20,87	43,21
DMS	3,42	3,23	3,59	6,39

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama ca, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= $P < 0,05$ e **= $P < 0,01$.

Nota-se na Tabela 28 que o resíduo E na dose de 8 Mg ha^{-1} na profundidade de 0-5 cm, apresentou o maior teor de Mn no solo, sendo explicado em função deste elemento fazer parte de sua constituição (Tabelas 2 e 3). Observa-se que LB, LC, Lcal, E

e calcário, exceto E na dose de 8 Mg ha⁻¹ na primeira profundidade, apresentaram valores de Mn no solo inferior a dose zero em profundidade até 40 cm.

O resíduo LB apresentou comportamento linear decrescente na profundidade até 10 cm e quadrática para Lcal na mesma profundidade. Na profundidade de 10-20 cm os resíduos LC e Lcal apresentaram comportamento linear decrescente e quadrática para E. Somente E apresentou efeito significativo na profundidade de 20-40 cm (Figura 26).

Com relação a aplicação dos resíduos e do calcário pode-se observar que E apresentou teores de Mn superiores ao proporcionado pelo calcário em profundidades até 10 cm. Os resíduos LC e Lcal proporcionaram aumento de Mn semelhante ao calcário, porem todos os resíduos e o calcário proporcionaram teores de Mn inferiores a dose zero em camadas até 10 cm (Figura 25).

Tabela 28. Teores de Manganês, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Mn (mg dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	33,0	33,0	33,0	33,0	30,2	30,2	30,2	30,2
2	31,9 a	24,9 bc	21,6 c	31,4 ab	27,1	21,7	21,2	26,7
4	28,2 a	20,8 b	16,4 b	29,2 a	27,7 a	17,5 b	16,6 b	24,5 a
8	22,5 b	16,8 bc	13,9 c	33,4 a	22,5 ab	16,4 bc	13,9 c	26,4 a
Média	28,9 a	23,9 b	21,2 b	31,8 a	26,8 a	21,4 b	20,5 b	26,9 a
Contraste R x C ⁽¹⁾	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns
Calcário	19,8				18,6			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	30,4	30,4	30,4	30,4	28,1	28,1	28,1	28,1
2	28,1 a	21,6 ab	19,2 b	26,0 ab	19,5	20,1	16,4	22,8
4	27,3 a	19,9 b	20,9 ab	17,7 b	22,7	16,7	16,1	13,6
8	25,2 a	18,7 ab	16,8 b	23,6 ab	20,1	16,3	18,7	14,0
Média	27,7 a	22,6 b	21,8 b	24,4 ab	22,6	21,0	19,8	19,6
Contraste R x C ⁽¹⁾	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Calcário	19,2				12,1			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 ** = P < 0,05 e *** = < 0,01 respectivamente.

A redução do teor de Mn disponível ao solo com a reaplicação dos resíduos e do calcário já era esperado, uma vez que esse elemento também é bastante influenciado com o aumento do pH do solo, que reduz sua disponibilidade no solo (MALAVOLTA 2006). Assim, o aumento do pH do solo proporcionado pela reaplicação dos resíduos LC, Lcal e E e do calcário, diminuiu a disponibilidade do metal, ou seja, seu comportamento no solo é inversamente proporcional ao pH.

Pode-se observar o comportamento do teor de Mn disponível no perfil do solo decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário, onde ficam evidentes os efeitos dos tratamentos nos primeiros 10 cm de profundidade, já em maiores profundidades os efeitos são reduzidos. Assim como para Cu e Fe o teor de Mn no solo é aumentado com a reaplicação do resíduo LB.

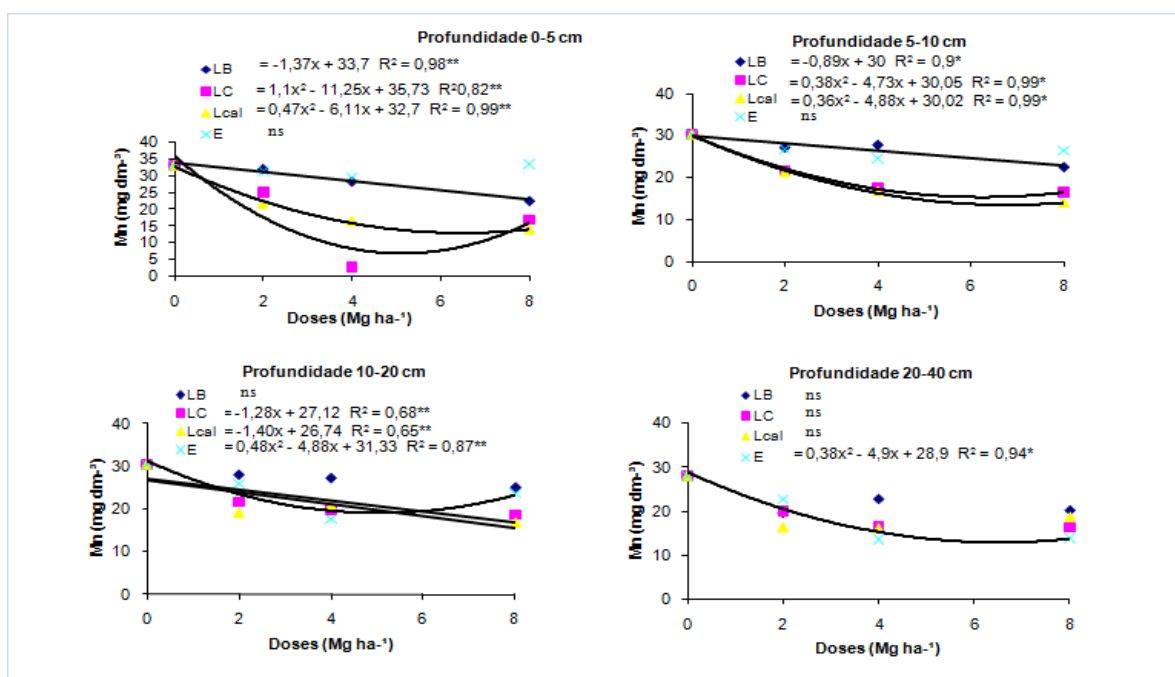


Figura 24. Manganês, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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) e Freitag (2008) que trabalharam 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.

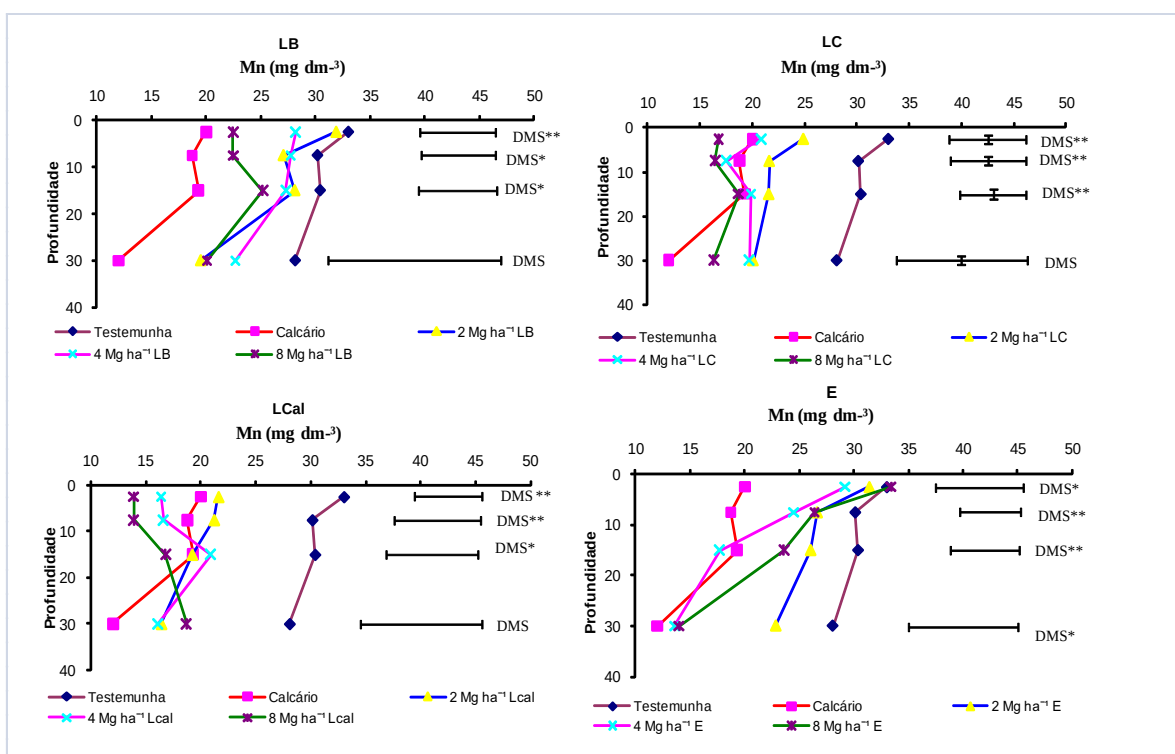


Figura 25. Dinâmica do Manganês, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.9.5 Zinco

Segundo a análise para teores de Zinco (Tabela 29) pode-se observar efeito significativo para resíduo nas profundidades 0-5, 5-10 e 20-40 cm. Na profundidade de 0-5 cm observa-se efeito significativo para dose e interação significativa entre dose e resíduo.

Tabela 29. Resumo da análise de variância para valores de Zinco, em diferentes profundidades três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LC, LB, Lcal e E, e do calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

	Zn mg dm ⁻³			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Resíduo (R)	**	**	ns	**
Dose (D)	*	ns	ns	ns
R X D	**	ns	ns	ns
Bloco	*	**	**	ns
CV (%)	56,82	56,96	78,71	58,25
DMS	1,10	0,74	0,68	0,20

Regressão entre as doses dos resíduos LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, SP), LB= lodo de esgoto de biodigestor “digerido” (ETE de Barueri, SP), Lcal= lama cal, E= escória de aciaria; ns= não significativo, *= $P < 0,05$ e **= $P < 0,01$.

Verificou-se que houve aumento nos teores de Zinco do solo em função da reaplicação do resíduo LB nas quatro profundidades estudadas (Tabela 30), sendo a dose de 4 Mg ha^{-1} a apresentar o maior teor ($7,8 \text{ mg dm}^{-3}$) de Zn no solo. O aumento dos teores de Zn no solo é em razão desse resíduo não ter efeito na neutralização da acidez do solo, fato que torna o Zn mais disponível na solução do solo e portanto mais passível de ser absorvido pelas plantas, além de estar presente na composição desse resíduo.

Observa-se que os resíduos LB e LC apresentaram valores médios de Zinco no solo superiores a dose zero nas profundidades de 0-5 e 20-40 cm. Os menores valores médios de Zn é proporcionado com a reaplicação dos resíduos Lcal e E em todas as profundidades estudadas.

Verifica-se (Figura 26) que o resíduo LB proporcionou comportamento quadrático até 10 cm e linear crescente de 20-40 cm de profundidade. Com relação a aplicação do calcário nota-se que os resíduos E e Lcal não proporcionaram aumento no teor de Zn no solo, sendo LB na dose de 4 Mg ha^{-1} o resíduo a promover o maior teor em profundidades até 10 cm (Figura 27).

Tabela 30. Teores de Zinco, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Zn (mg dm ⁻³)							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8
2	4,0 a	3,1 ab	1,4 b	1,6 b	2,1	1,4	1,3	1,5
4	7,8 a	2,1 a	1,6 b	2,1 b	4,6 a	1,7 b	1,5 b	1,3 b
8	6,3 a	3,0 b	2,1 b	1,2 b	3,4 a	1,1 b	1,2 b	1,2 b
Média	5,0 a	2,5 b	1,7 b	1,7 b	3,0 a	1,5 b	1,4 b	1,4 b
Contraste R x C ⁽¹⁾	**	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Calcário	1,6				1,2			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	1,8	1,8	1,8	1,8	0,4	0,4	0,4	0,4
2	1,3	0,9	0,7	0,7	0,6	0,4	0,4	0,4
4	1,8	1,3	0,8	0,6	0,9 a	0,6 ab	0,4 b	0,5 ab
8	1,9	1,4	0,6	0,7	1,0 a	0,7 ab	0,3 b	0,4 b
Média	1,7 a	1,3 ab	0,9 b	0,9 b	0,7 a	0,5 ab	0,4 b	0,4 b
Contraste R x C ⁽¹⁾	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Calcário	0,9				0,3			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 5% pelo teste t (LSD); ⁽¹⁾ Contraste ortogonal onde; ns= não significativo, * = P < 0,10 ** = P < 0,05 e *** = < 0,01 respectivamente.

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 3 meses da reaplicação dos resíduos e do calcário.

Segundo Freitag (2008) a adição do resíduo LB eleva os teores desse micronutriente (Zn) principalmente por este estar presente em sua composição (Tabela 3) 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⁻¹ traz benefícios ao desenvolvimento das plantas cultivadas.

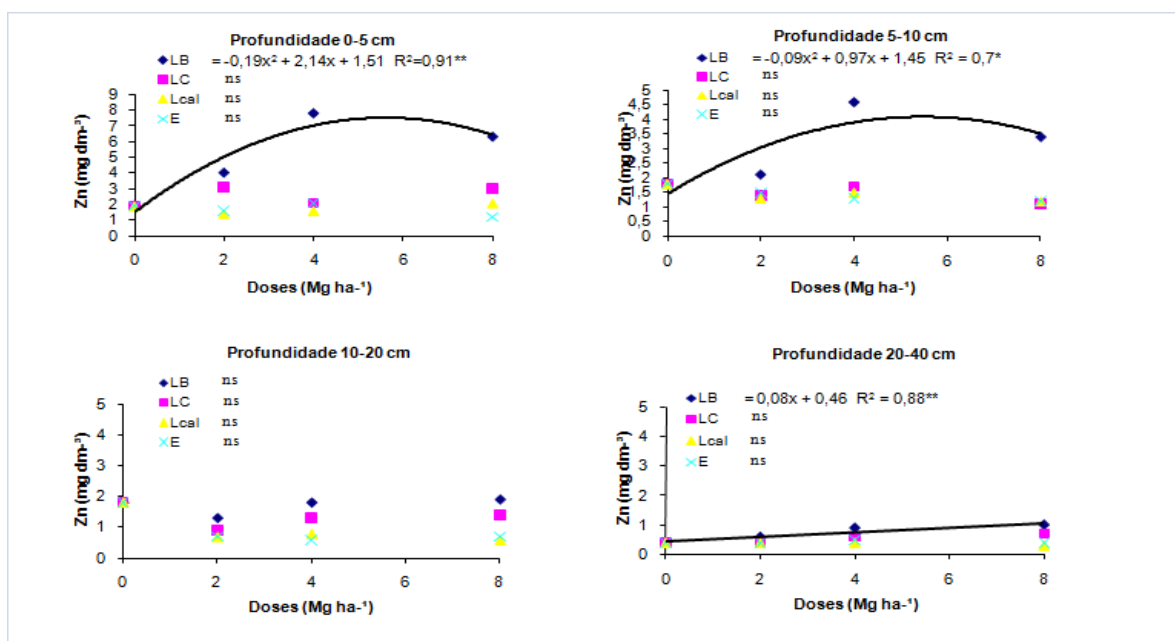


Figura 26. Zinco, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

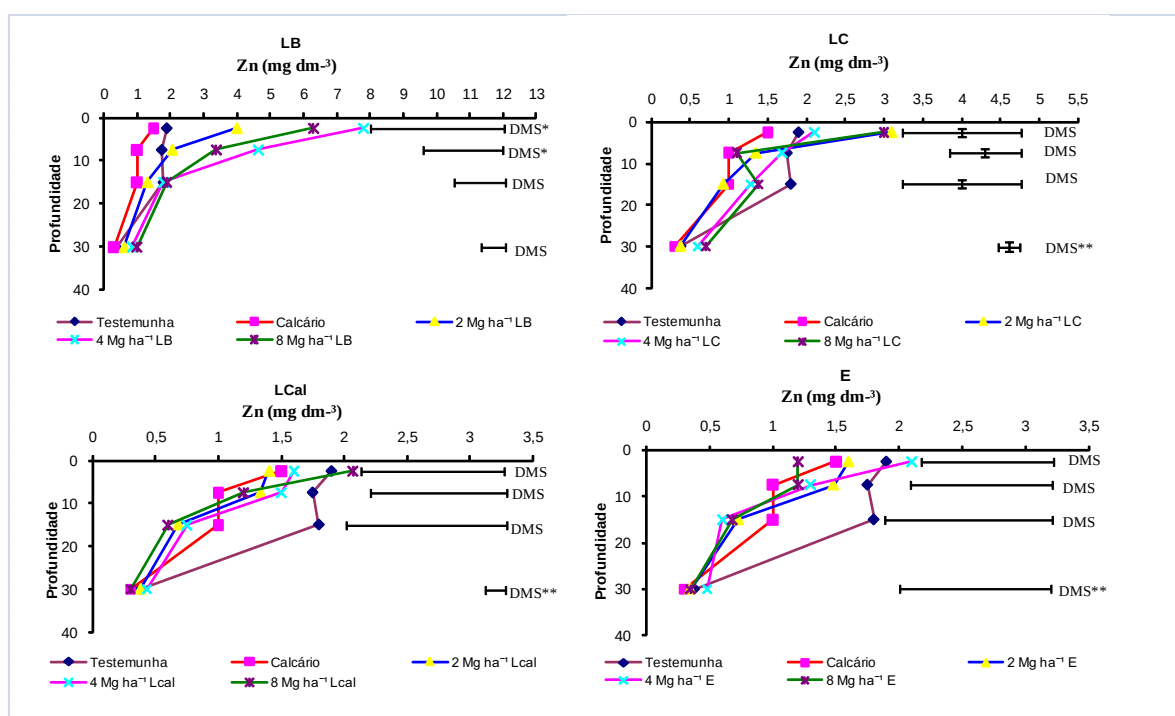


Figura 27. Dinâmica do Zinco, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ e do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007). DMS = diferença mínima significativa entre as médias pelo teste t a 5%. ** e * significativo a 1% e 5% respectivamente.

4.2.10 Metais pesados potencialmente tóxicos

Observa-se (Tabelas 31, 32 e 33) que os maiores teores médios de Cd, Cr e Pb são proporcionados com a aplicação do resíduo LB nas profundidades até 40 cm, mesmo assim cabe resaltar que não promoveram alterações expressivas sobre a disponibilidade destes metais no perfil do solo, enquanto que os teores de Hg não foram detectados pelo método analítico empregado. Os resíduos LB, LC, Lcal, E e o calcário 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.

O resíduo LB proporcionou comportamento linear crescente de 0-5 cm e quadrático em profundidades de 5-40 cm. Não havendo efeito significativo para os demais resíduos (Figura 28).

Tabela 31. Teores de Cádmio, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹, sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose Mg ha ⁻¹	Resíduos							
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Cd (mg dm ⁻³)								
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	0,014	0,014	0,014	0,014	0,024	0,024	0,024	0,024
2	0,027	0,019	0,021	0,013	0,018	0,016	0,019	0,022
4	0,045 a	0,012 b	0,013 b	0,014 b	0,029	0,014	0,015	0,017
8	0,101 a	0,014 b	0,020 b	0,021 b	0,069 a	0,010 b	0,016 b	0,025 b
Média	0,047 a	0,015 b	0,017 b	0,015 b	0,035 a	0,016 b	0,018 b	0,022 b
Calcário	0,078				0,089			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	0,020	0,020	0,020	0,020	0,012	0,012	0,012	0,012
2	0,014	0,013	0,016	0,016	0,010	0,009	0,011	0,013
4	0,015	0,010	0,010	0,011	0,012	0,008	0,015	0,008
8	0,051 a	0,010 b	0,015 b	0,018 b	0,040 a	0,008 b	0,011 b	0,013 b
Média	0,025 a	0,013 b	0,015 b	0,016 b	0,018 a	0,009b	0,012 ab	0,012 ab
Calcário	0,019				0,010			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

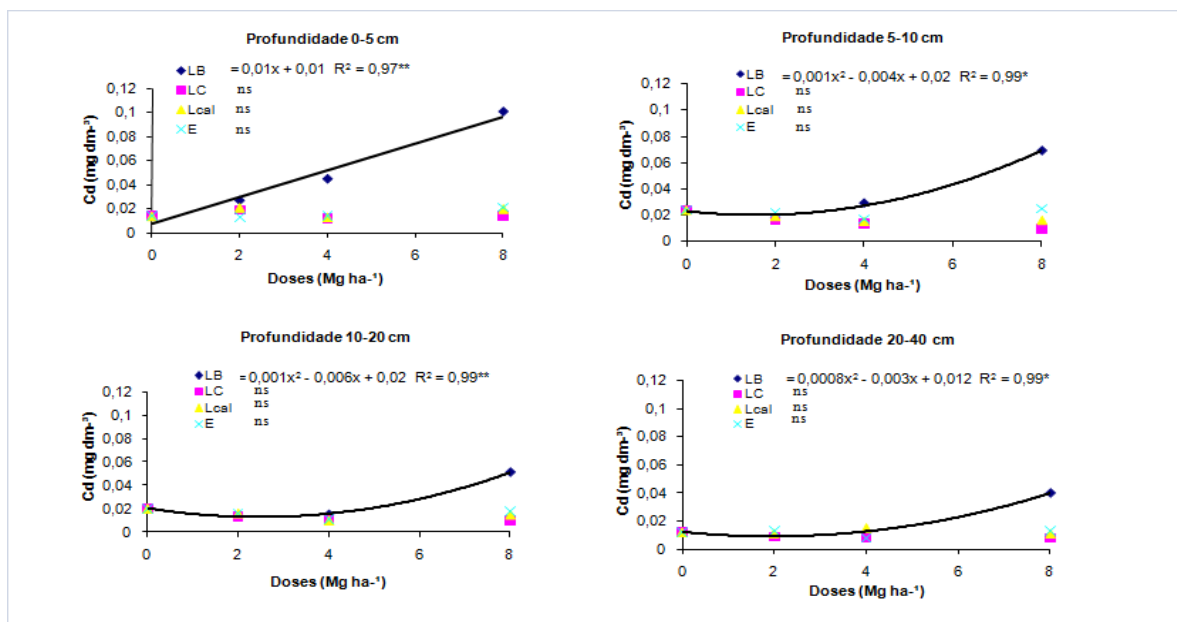


Figura 28. Cádmo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

Borges & Coutinho (2004) demonstraram que a aplicação de lodos de esgotos diminui a disponibilidade de Pb às plantas devido a esse elemento passar da forma trocável para as frações menos fitodisponíveis (orgânica e óxidos). Este efeito é ainda mais favorecido em solos com maiores teores de argila e com aumento da neutralização da acidez por meio de reações de precipitação e por aumento da adsorção, de forma covalente, em colóides de cargas variáveis.

A razão por não serem encontradas respostas de metais pesados em função da reaplicação de resíduos e calagem, pode ser justificada pelo comportamento dos metais pesados serem influenciados por vários atributos do solo, como: teor de argila, matéria orgânica, conteúdo de óxidos e pH (BORGES & COUTINHO, 2004), sendo, talvez, a matéria orgânica a principal responsável pela complexação desses elementos tóxicos no solo, tornando-os indisponíveis às plantas.

Tabela 32. Teores de Cromo, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Cr (mg dm ⁻³)							
-----Profundidade 0-5 cm-----					-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
2	0,022 a	0,013 ab	0,008 b	0,011 b	0,017 a	0,009 bc	0,006 c	0,011 b
4	0,038 a	0,006 b	0,005 b	0,008 b	0,020 a	0,007 c	0,006 c	0,011 b
8	0,031 a	0,007 b	0,007 b	0,008 b	0,024 a	0,007 bc	0,005 c	0,009 a
Média	0,026 a	0,010 b	0,009 b	0,011 b	0,019 a	0,009 bc	0,008 c	0,011 b
Calcário	0,007				0,009			
-----Profundidade 10-20 cm-----					-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	0,012	0,012	0,012	0,012	0,010	0,010	0,010	0,010
2	0,011	0,011	0,015	0,012	0,012	0,011	0,012	0,013
4	0,013 b	0,021 a	0,004 c	0,010 b	0,006	0,010	0,007	0,008
8	0,018 a	0,006 c	0,007 c	0,011 b	0,012	0,009	0,010	0,011
Média	0,013 a	0,012 a	0,009 b	0,011 ab	0,010	0,010	0,010	0,010
Calcário	0,012				0,015			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

De acordo com a Figura 29 pode-se observar que os maiores efeitos significativos foram promovidos com a aplicação dos resíduos na profundidade 5-10 cm, sendo LB e E os resíduos a proporcionarem comportamento linear crescente e LC e Lcal comportamento quadrático. Comportamento quadrático na profundidade 0-5 e linear na profundidade 10-20 cm também foi observado com a aplicação do resíduo LB.

Conforme (Figura 30) verifica-se que o resíduo Lcal proporcionou comportamento quadrático nas profundidades de 0-40 cm, linear na profundidade 0-10 cm para E, linear para LB e quadrática para LC na profundidade de 0-5 e 5-10 cm, respectivamente.

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.

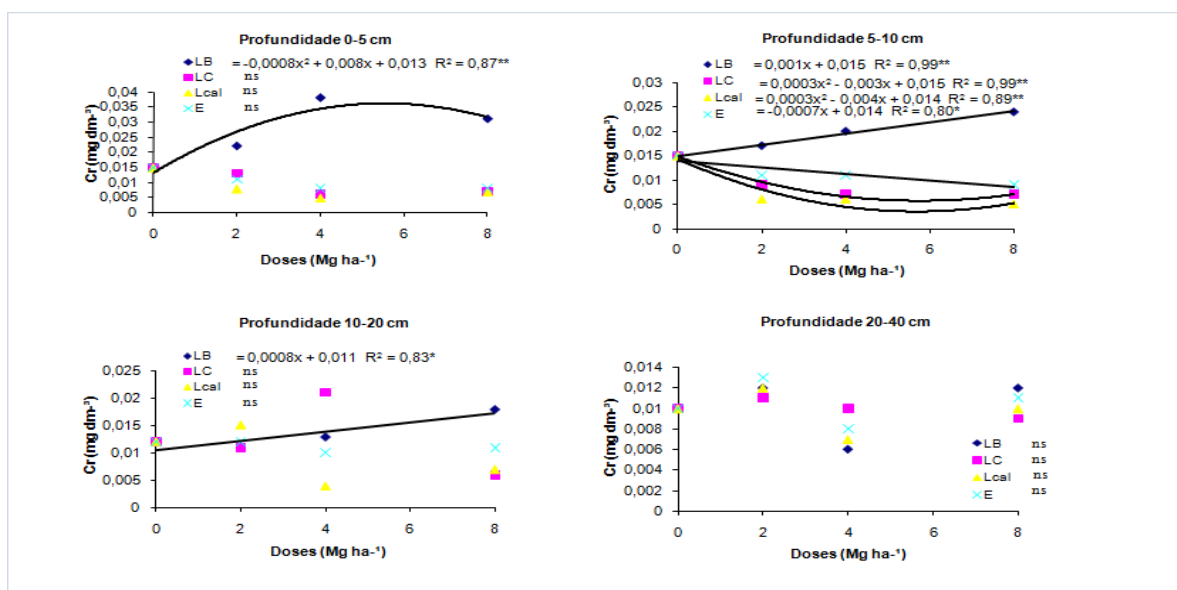


Figura 29. Cromo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

Tabela 33. Teores de Chumbo, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Resíduos								
Dose Mg ha ⁻¹	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Pb (mg dm ⁻³)								
-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----				
0	0,912	0,912	0,912	0,912	1,072	1,072	1,072	1,072
2	1,079 a	0,509 c	0,557 c	0,838 b	1,067 a	0,743 b	0,556 b	0,975 a
4	1,177 a	0,779 b	0,376 c	0,424 c	1,056 a	0,749 b	0,574 b	0,706 b
8	1,196 a	0,573 b	0,325 c	0,351 c	1,006 a	0,746 b	0,305 c	0,609 b
Média	1,091 a	0,693 b	0,542 c	0,631 c	1,050 a	0,827 b	0,627 c	0,840 b
Calcário	0,482			0,739				
-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----				
0	0,983	0,983	0,983	0,983	0,866	0,866	0,866	0,866
2	0,940 ab	0,571 c	0,916 b	1,040 a	0,884 ab	0,661 c	0,752 bc	1,015 a
4	0,974 a	0,908 ab	0,699 c	0,852 b	0,884 a	0,873 a	0,582 b	0,846 a
8	0,986 a	0,748 b	0,510 c	1,008 a	0,827 ab	0,813 ab	0,784 b	0,983 a
Média	0,971 a	0,802 b	0,777 b	0,970 a	0,865 ab	0,803 bc	0,746 c	0,927 a
Calcário	0,900			0,847				

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

Os baixos teores disponíveis de metais pesados no solo podem estar associados ao fato da área utilizada no experimento apresentar baixa acidez 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.

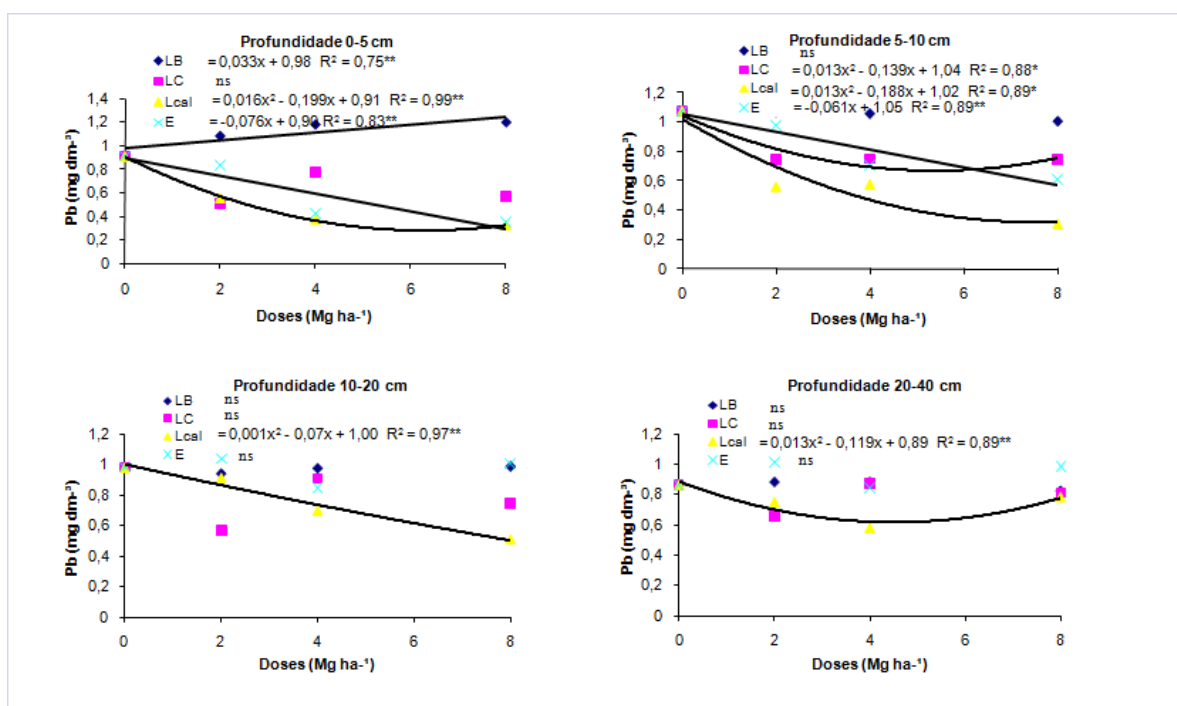


Figura 30. Chumbo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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⁻¹, assim como do calcário na dose de 2 Mg ha⁻¹, 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) e Freitag (2008) com soja, dentre outros.

Conforme 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 longo prazo, entretanto, o aumento das concentrações de metais pesados no solo resultante da aplicação de lodo de esgoto, torna-se uma preocupação justificada, porém a reaplicação de doses crescentes dos resíduos LC, LB, Lcal e E não alterou a disponibilidade dos metais pesados Cd, Cr, Hg e Pb no solo. Em razão desses resultados é possível inferir que a utilização desses resíduos não promove contaminação do solo, nem aumenta a absorção pelas plantas cultivadas nessas condições. Podendo, portanto,

serem aplicados sobre a superfície do solo em SPD, desde que utilizadas doses de até 8 Mg ha⁻¹.

Segundo Freitag (2008) 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.

4.3 Propriedades físicas do solo

4.3.1 Diâmetro Médio Ponderado (DMP)

Observa-se na Tabela 34 que os maiores valores de DMP foram obtidos nas profundidade de 0-5 cm, sendo LB o resíduo a apresentar o maior valor (2,51 mm), na dose de 4 Mg ha⁻¹. O resíduo Lcal apresentou maior valor médio em relação aos outros tratamentos em profundidades até 20 cm, sendo que na profundidade de 20-40 cm o maior valor médio foi observado com o resíduo E (1,45 mm).

A aplicação do resíduos Lcal promove o incremento do DMP, com comportamento linear na profundidade de 10-20 cm, três meses após a reaplicação dos resíduos. Observa-se na (Figura 31) o comportamento linear do resíduo Lcal na profundidade de 10-20 cm.

Segundo Corrêa (2005), estes resultados favoráveis ao aumento de DMP até a profundidade de 20 cm, pelo resíduo Lcal, torna-se contrário com efeito de redução do DMP, na profundidade de 20-40 cm. Essa contradição dentro do mesmo tratamento pode ser explicado em razão desse resíduo ser rico em dois nutrientes que causam a agregação e a desagregação do solo, que são o Ca²⁺ e o Na⁺, sendo o efeito favorável a agregação do solo até a profundidade de 20 cm atribuída ao Ca²⁺ e a desagregação na última profundidade do

solo atribuída ao Na^+ , uma vez que esse nutriente possui alta movimentação no solo, em grande parte atribuída aos processo de fluxo de massa e por difusão, o que lhe permite caminhamento, principalmente por lixiviação, concentrando-se em camadas mais profundas, permitindo maior desagregação do solo nos locais onde encontram-se os maiores teores.

Tabela 34. Valores de Diâmetro Médio Ponderado, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose Mg ha^{-1}	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
	DMP							
	mm							
	-----Profundidade 0-5 cm-----				-----Profundidade 5-10 cm-----			
0	1,96	1,96	1,96	1,96	1,40	1,40	1,40	1,40
2	1,98	1,82	2,22	1,84	1,29	1,36	1,50	1,38
4	2,51 a	1,86 b	2,39 a	2,17 ab	1,29	1,36	1,45	1,35
8	2,05	1,94	2,22	1,95	1,29 b	1,35 b	1,61 a	1,27 b
Média	2,12 ab	1,90 c	2,20 a	1,98 bc	1,32 b	1,37 ab	1,49 a	1,35 b
Calcário	2,27				1,47			
	-----Profundidade 10-20 cm-----				-----Profundidade 20-40 cm-----			
0	1,28	1,28	1,28	1,28	1,36	1,36	1,36	1,36
2	1,27 ab	1,15 b	1,35 a	1,34 a	1,32 b	1,36 ab	1,54 a	1,36 ab
4	1,30	1,29	1,43	1,34	1,35 b	1,43 b	1,39 b	1,63 a
8	1,32 ab	1,30 b	1,39 a	1,31 ab	1,40	1,37	1,43	1,45
Média	1,30 b	1,25 b	1,39 a	1,31 ab	1,36	1,38	1,43	1,45
Calcário	1,30				1,43			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

No entanto, os resultados obtidos demonstram não haver efeito negativo pela aplicação de Lcal no solo devido a presença de Na em sua constituição. Portanto, por este ser considerado um agente dispersante era de se esperar um efeito negativo sobre a estabilidade dos agregados determinada pelo DMP, corroborando com (FREITAG, 2008 e CORRÊA, 2005). 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.

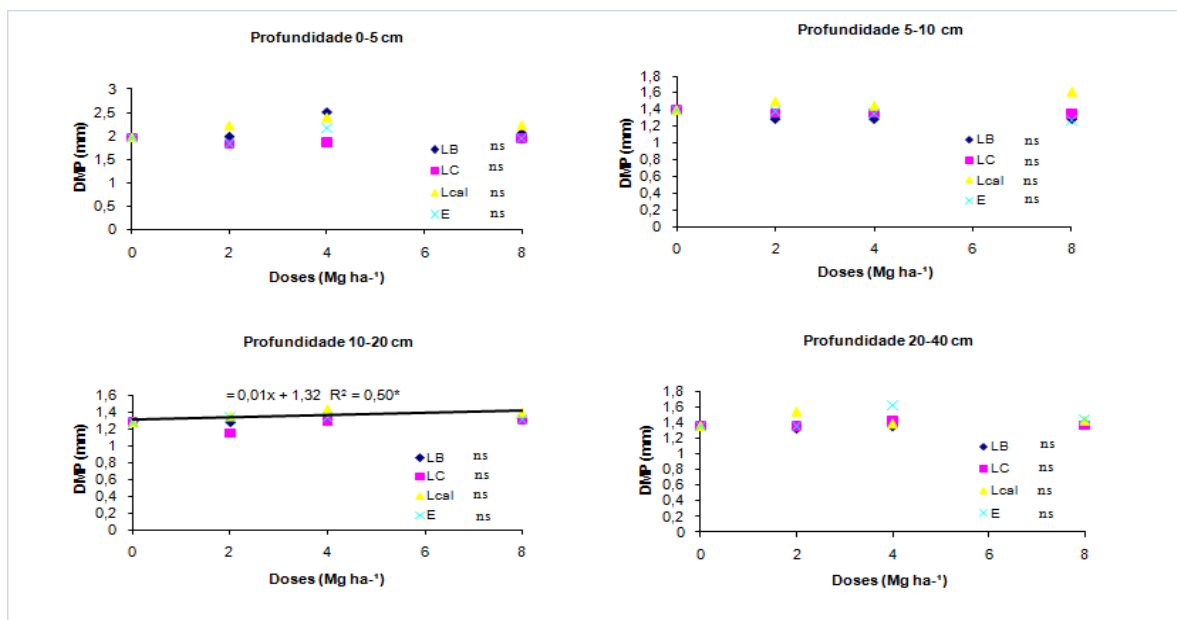


Figura 31. DMP, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

Bertol 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.

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), portanto, os valores de DMP proporcionados pela aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal, E e do calcário no SPD apresentaram efeito positivo sobre a qualidade estrutural do solo com o passar dos anos.

4.3.2 Índice de Estabilidade de Agregados (IEA)

De acordo com a Tabela 35, o resíduo Lcal apresentou o maior valor médio em todas as profundidades estudadas, exceto na profundidade de 20-40 cm, apresentando um comportamento semelhante ao DMP. Na (Figura 32) observa-se comportamento linear crescente para Lcal na profundidade de 10-20 cm.

A estabilidade dos agregados do solo pode ser resultado da união mecânica das células e hifas dos organismos, através do efeito cimentante dos produtos derivados da síntese microbiana ou da ação estabilizadora dos produtos de decomposição que agem individualmente ou em decomposição (WOHLENDERG et al., 2004).

Tabela 35. Valores de Índice de Estabilidade de Agregados, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose Mg ha ⁻¹	LB	LC	Lcal	E	IEA	LB	LC	Lcal	E
-----%-----									
Profundidade 0-5 cm					Profundidade 5-10 cm				
0	87	87	87	87	83	83	83	83	83
2	88	86	91	86	79	79	83	81	81
4	95 a	87 b	94 a	91 ab	80	81	82	79	79
8	89	88	92	89	81	79	84	80	80
Média	90 ab	87 b	91 a	88 ab	80	80	83	80	80
Calcário		91				82			
Profundidade 10-20 cm					Profundidade 20-40 cm				
0	79	79	79	79	79	79	79	79	79
2	79	77	76	80	78	76	80	78	78
4	80	79	81	79	81	82	80	85	85
8	80	80	84	77	80	79	81	82	82
Média	79	79	80	79	79	79	80	81	81
Calcário		79				80			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

O aumento do IEA em função da reaplicação dos resíduos e do calcário em sistema plantio direto corrobora com Wohlenberg et al. (2004) que atribuíram o maior valor de índice de estabilidade de agregados a alta densidade de raízes, às periódicas

renovações dos sistemas radiculares e à uniformidade de distribuição dos exsudados no solo, que estimulam a atividade microbiana.

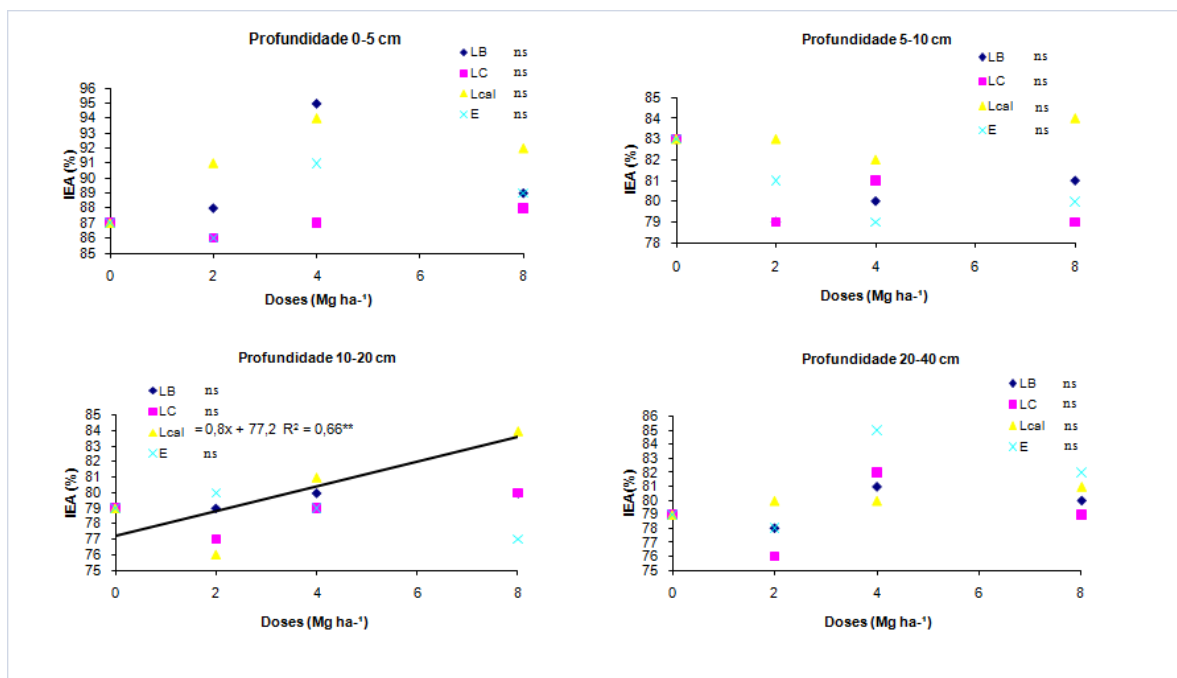


Figura 32. IEA, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

A matéria orgânica exerce função direta sobre a movimentação de água, transferência de calor, aeração, densidade do solo e porosidade. Então a melhor agregação do solo pelos resíduos industriais e urbanos pode ter favorecido os mecanismos de percolação ou lixiviação dos íons, facilitando seu caminho ao longo das camadas estudadas.

4.4 Propriedades microbiológicas do solo

4.4.1 Carbono microbiano do solo

Os valores de carbono não foram significativos Tabela 36, exceto o resíduo LC que apresentou comportamento linear na profundidade de 0-5 cm (Figura 33). Observa-se que o tratamento contendo calcário apresentou o maior valor médio de carbono microbiano em relação aos outros tratamentos na profundidade de 5-10 cm.

Os resíduos LB, LC e E na dose de 2 Mg ha⁻¹ apresentaram os maiores valores de carbono microbiano na profundidade de 0-5 cm, sendo que os menores valores foram observados na dose de 8 Mg ha⁻¹ para o resíduo LC. 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.

Os resultados foram inferiores aos encontrados em anos anteriores, porem no ano de 2007 não foi realizado o plantio de cultura de inverno, portanto menor quantidade de matéria orgânica no solo.

Tabela 36. Valores de Carbono Microbiano do Solo, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose Mg ha ⁻¹	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Carbono Microbino do Solo								
mg kg⁻¹								
Profundidade 0-5 cm				Profundidade 5-10 cm				
0	198	198	198	198	164	164	164	164
2	158	190	108	194	123	117	155	139
4	103	119	134	134	119	111	91	164
8	137	82	115	111	114	133	144	83
Média	149	147	139	159	130	131	138	137
Calcário	105			197				

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

Segundo D’Andréa et al. (2002) além da função catalizadora 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.

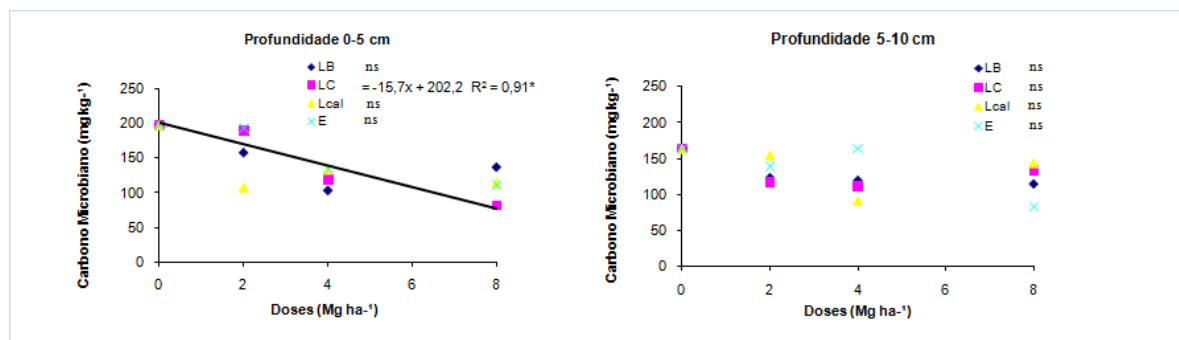


Figura 33. Carbono Microbiano no solo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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.

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).

A população microbiana está concentrada nos primeiros 5cm 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) e Freitag (2008), onde em sol sob SPD o teor de carbono microbiano decresceu das camadas mais superficiais para as mais profundas.

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 escoria e também do calcário.

4.4.2 Nitrogênio microbiano do solo

Segundo resultados para valores de nitrogênio microbiano do solo Tabela 37 observa-se que os maiores valores são encontrados na profundidade de 0-5 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, visto que se trata de uma área manejada em SPD a pelo menos 7 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. Na (Figura 34) observa-se comportamento quadrático para LC na profundidade de 5-10 cm.

O resíduo Lcal apresentou o maior valor de nitrogênio microbiano no solo na dose de 2 Mg ha⁻¹ e menor valor na dose de 4 Mg ha⁻¹, na profundidade de 0-5 cm.

O LB foi o resíduo a apresentar o maior valor médio de nitrogênio microbiano no solo quando comparado aos outros tratamentos na profundidade de 0-5 cm e LC na profundidade de 5-10 cm. Observa-se menores valores médios em relação ao calcário para os resíduos LB, Lcal e E.

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.

Tabela 37. Valores de Nitrogênio Microbiano do Solo, em diferentes profundidades, três meses após a reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto. Botucatu, SP (2007).

Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Nitrogênio Microbiano do Solo							
	-----mg kg ⁻¹ -----							
	----Profundidade 0-5 cm----				----Profundidade 5-10 cm----			
0	16	16	16	16	15	15	15	15
2	17 ab	12 b	21 a	14 b	10 b	24 a	12 b	11 b
4	18 a	15 ab	10 b	14 ab	15	18	11	11
8	15 a	18 a	14 a	16 a	15	10	12	13
Média	16	15	15	15	14 ab	16 a	12 b	13 b
Calcário		13				15		

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

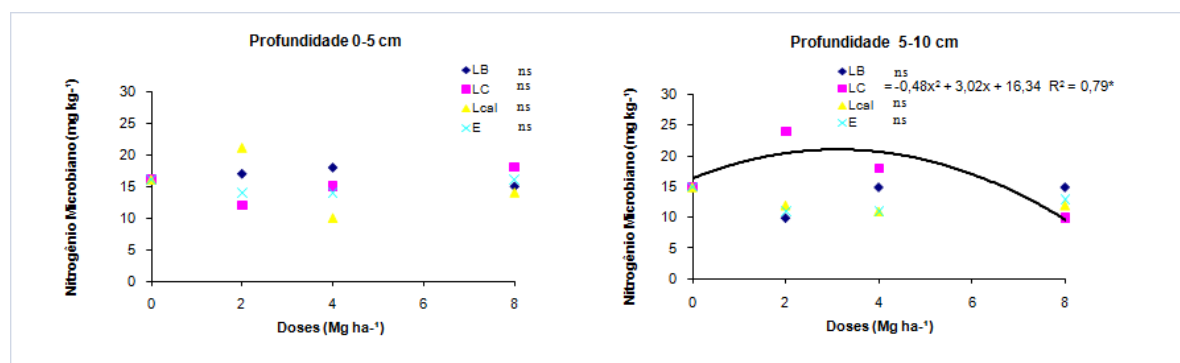


Figura 30. Nitrogênio Microbiano no solo, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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).

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, pode ter exercido grande influenciado sobre a biomassa microbiana, o aumento dos valores de nitrogênio microbiano no solo, corroborando Freitag (2008).

4.5 Cultura da soja (*Glycine max* (L.) Merryll)

4.5.1 Análise química foliar

O teor de N foi influenciado pela aplicação dos resíduos, apresentando comportamento quadrático para os resíduos LB, LC, Lcal e E, sendo o maior teor 47 g kg^{-1} observado com a aplicação de 4 Mg ha^{-1} do resíduo E (Tabela 38 e Figura 35).

O menor teor de N (38 g kg^{-1}) foi observado na dose zero. O resíduo LB proporcionou o menor teor médio quando comparado ao calcário e aos resíduos LC, Lcal e E na dose 2 Mg ha^{-1} , sendo também observado o menor teor de N na dose de 8 Mg ha^{-1} para LB.

Tabela 38. Teor de nutriente foliar na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos			
	LB	LC	Lcal	E
	-----N (g kg^{-1})-----			
0	38	38	38	38
2	41 b	45 a	46 a	46 a
4	45	45	45	47
8	42 b	46 a	44 ab	44 ab
Média	42 b	43 a	43 a	44 a
Calcário	44			
	-----P (g kg^{-1})-----			
0	2,0	2,0	2,0	2,0
2	2,0	2,5	2,3	2,0
4	2,3	2,5	2,0	2,3
8	2,3	2,8	2,3	2,3
Média	2,1 b	2,4 a	2,1 b	2,1 b
Calcário	2,1			
	-----K (g kg^{-1})-----			
0	12	12	12	12
2	11	10	11	11
4	10	11	10	12
8	10	11	11	10
Média	11	11	11	11
Calcário	10			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

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 $40 - 54 \text{ g kg}^{-1}$. Diante dos resultados obtidos em decorrência da aplicação superficial dos resíduos e do calcário, pode-se inferir que os teores de N estiveram dentro do limite considerado adequado por Raij et al. (1997) de 40 g kg^{-1} , exceto para o tratamento testemunha (dose zero) 38 g kg^{-1} .

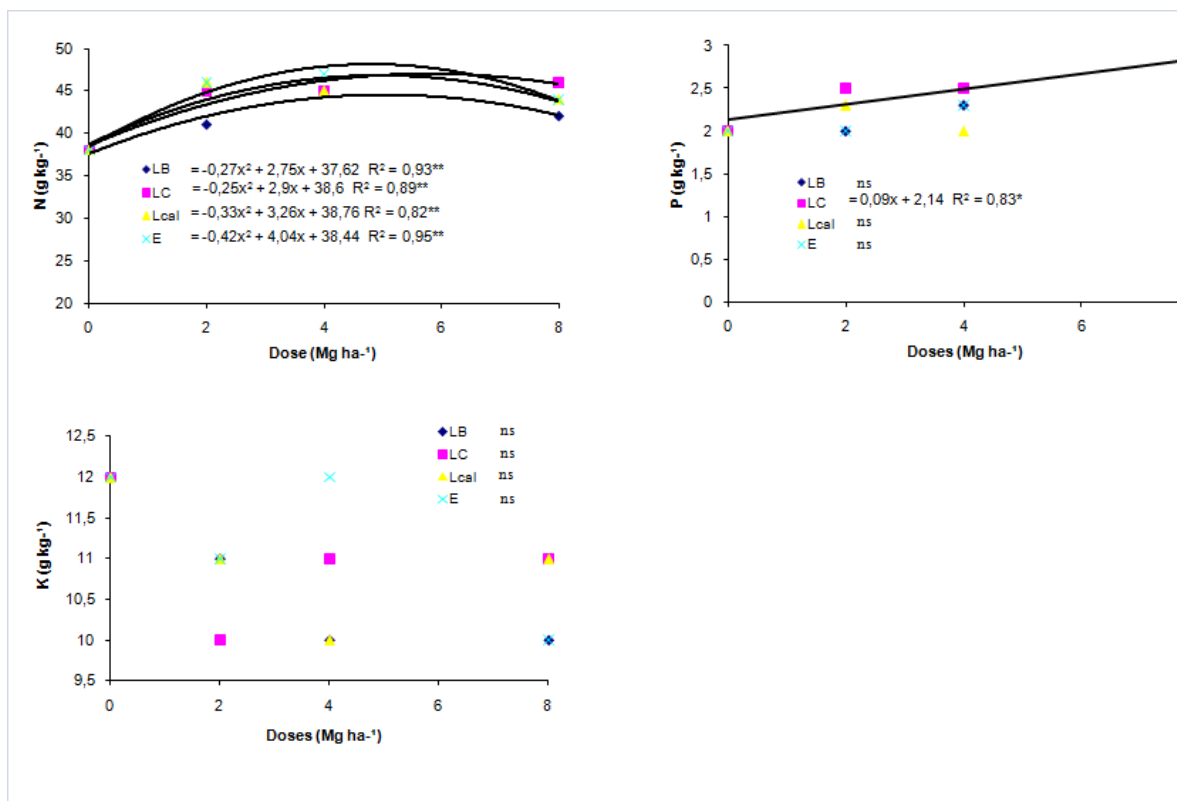


Figura 35. Teor de nutriente foliar, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

No entanto, Malavolta et al. (1999) citam que um nível adequado de N na folha para obtenção de uma produtividade de 2700 kg ha⁻¹ de soja seria de 36 g kg⁻¹. 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 corroborando com Freitag (2008).

Pode-se observar na tabela 38 que o teor de P foi pouco influenciado com a aplicação dos resíduos, apresentando teores entre 2,0 - 2,8 kg ha⁻¹, sendo o maior teor médio observado com a aplicação do resíduo LC. Todos os tratamentos proporcionaram teores de P superiores a dose zero. O resíduo LC apresentou comportamento linear crescente (Figura 35).

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⁻¹. Diante dos resultados

obtidos em decorrência da aplicação superficial dos resíduos e do calcário, pode-se inferir que os teores de P estão abaixo da faixa considerada adequada para a cultura da soja, exceto para os tratamentos contendo o resíduo LC que estão acima do limite mínimo para a cultura da soja de $2,5 \text{ g kg}^{-1}$ 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^{-1} de soja é de $2,6 \text{ g kg}^{-1}$.

O maior teor de P com a aplicação do resíduo LC pode estar relacionado há possibilidade de maior absorção de P pelas plantas em razão desse nutriente estar presente em maior quantidade em sua composição química (Tabela 2 e 3). O lodo além de ser fonte de P, apresenta elevado teor de matéria orgânica podendo diminuir a adsorção do P no solo, fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, aumentando a disponibilidade de P (Nascimento et al. 2004).

Os maiores teores de K (Tabela 38), foram observados com o tratamento testemunha (dose zero) e com a aplicação do resíduo E na dose de 4 Mg ha^{-1} . 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 pode-se dizer que todos os tratamentos estão abaixo da faixa considerada adequada para a cultura da soja.

O maior teor do Ca (19 g Kg^{-1}) na planta foi observado com a aplicação de 4 Mg ha^{-1} e 8 Mg ha^{-1} do resíduo Lcal e LC na dose de 8 Mg ha^{-1} (Tabela 39). A justificativa para o aumento do teor foliar de Ca é decorrente da reaplicação dos resíduos e do calcário, que por conter altos teores de Ca em suas composições (Tabelas 2 e 3), fornecem este nutriente ao solo. De acordo com os teores foliares de Ca para a soja proposto por Raij et al. (1997), estão na faixa de $4 - 20 \text{ g kg}^{-1}$, observa-se que todos os tratamentos apresentam teores de Ca dentro da faixa considerada adequada para a cultura.

Observa-se na Figura 36 o efeito quadrático para os resíduos LB e Lcal e linear para LC e E. O menor teor de Ca foi observado na dose zero, sendo o maior valor médio proporcionado com a reaplicação do resíduo Lcal na dose de 2 Mg ha^{-1} e calcário.

Na Tabela 39 observa-se pouco efeito significativo com a aplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal e E, porém os maiores teores de Mg foram observados com a reaplicação do resíduo LB. Todos os tratamentos, exceto LB, LC na dose de 2 Mg ha^{-1} e calcário, apresentaram teores de Mg inferiores a dose zero $4,8 \text{ g kg}^{-1}$. Segundo Raij et al.

(1997) estes teores estão dentro da faixa dos teores considerados como adequados para a cultura da soja (3- 10 g kg⁻¹).

Os teores de S não apresentaram efeito significativo (Tabela 39), porem observa-se o maior teor (2,8 g kg⁻¹) com a reaplicação de 2 Mg ha⁻¹ dos resíduos Lcal e E, LB na dose de 4 Mg ha⁻¹ e E na dose de 8 Mg ha⁻¹. Todos os tratamentos apresentaram teores de S superiores ao proporcionado pela dose zero. O maior teor médio foi observado com a reaplicação do resíduo E, o qual, pode ser justificado pelo fato da escória conter Mg em sua composição (Tabela 2) favorecendo desta forma o teor deste nutriente no solo.

Tabela 39. Teor de nutriente foliar na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha⁻¹), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha ⁻¹	Resíduo			
	LB	LC	Lcal	E
	----- (Ca g kg ⁻¹) -----			
0	11	11	11	11
2	16	16	16	14
4	17 ab	16 b	19 a	16 b
8	14 b	19 a	19 a	18 a
Média	15 b	15b	16 a	15 b
Calcário	16			
	----- Mg (g kg ⁻¹) -----			
0	4,8	4,8	4,8	4,8
2	5,8	4,8	4,3	4,5
4	6,0 a	4,3 ab	3,8 b	3,8 b
8	5,8	4,0	4,5	4,8
Média	5,6 a	4,4 b	4,3 b	4,4 b
Calcário	5,7			
	----- S (g kg ⁻¹) -----			
0	2,0	2,0	2,0	2,0
2	2,3	2,5	2,8	2,8
4	2,8 a	2,5 ab	2,0 b	2,5 ab
8	2,5	2,5	2,3	2,8
Média	2,4	2,4	2,3	2,5
Calcário	2,2			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

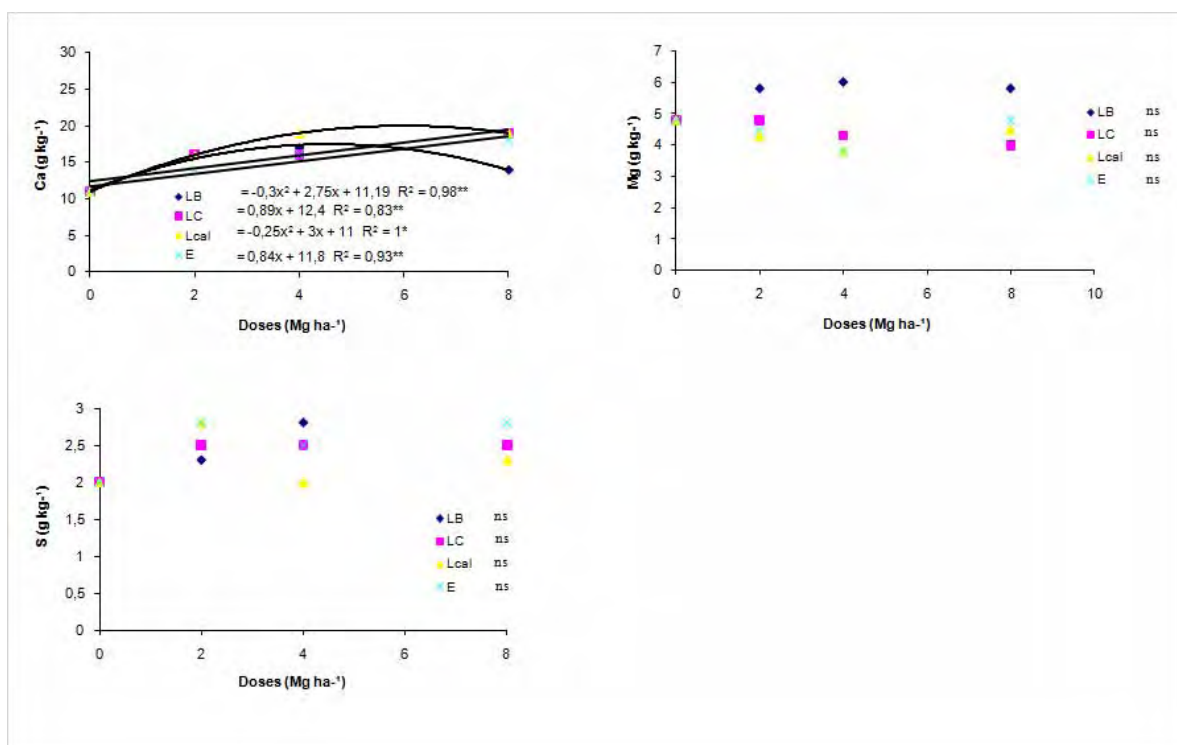


Figura 36. Teor de nutriente foliar, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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⁻¹. Assim, com base nos resultados presentes na Tabela 26, pode-se dizer que os teores de S encontram-se dentro da faixa considerada adequada, exceto tratamento testemunha (dose zero).

Segundo os teores de nutriente na cultura da soja safra 07/08 Tabela 40, pode-se observar que os nutrientes B e Cu não proporcionaram efeito significativo, enquanto que os nutrientes Mn, Zn e Fe proporcionaram efeito significativo para dose e efeito significativo para resíduo para os nutrientes Mn e Zn.

O maior teor de B (tabela 40) foi observado com a reaplicação dos resíduos E na dose de 2 Mg ha⁻¹ e 8 Mg ha⁻¹ e LC na dose de 2 Mg ha⁻¹. O tratamento calcário dose 2 Mg ha⁻¹ apresentou teor médio de B igual a dose zero, sendo o menor teor de B observado com a reaplicação do resíduo Lcal da dose de 2 Mg ha⁻¹.

Os teores de Cu não apresentaram efeito significativo para nenhum dos tratamentos, porem observa valores superiores a testemunha (9 mg kg⁻¹) para os resíduos LB na dose de 4 Mg ha⁻¹ e 8 Mg ha⁻¹ e E na dose de 2 Mg ha⁻¹.

Nota-se comportamento quadrático para os resíduos LB, LC, Lcal e E para teore de Fe na cultura da soja, sendo o maior teor (130 mg kg^{-1}) observado com a reaplicação do resíduo LC na dose de 8 Mg ha^{-1} (Figura 37). Todos os tratamentos proporcionaram teores de Fe superiores a dose zero.

Conforme a Tabela 40 pode-se observar que a reaplicação dos resíduos influenciou significativamente os teores de Mn na cultura da soja, comportando-se de forma linear para o resíduo Lcal e quadrática para os resíduos LB e E (Figura 37). O maior teor (438 mg kg^{-1}) de Mn foi observado com a aplicação do resíduo LB na dose de 8 Mg ha^{-1} , sendo LB o único resíduo a apresentar teores superiores a dose zero.

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), Caires et al. (2003) e Freitag (2008) onde observaram a redução do teor de Mn nas folhas da soja pela calagem, em decorrência da elevação do pH do solo.

Observa-se na Tabela 40 e Figura 37 que os resíduos LC, Lcal e E apresentaram comportamento linear e quadrático para o resíduo LB, sendo os maiores teores observado com a reaplicação do resíduo LB, comportamento semelhante ao observado pelo resíduo Mn. Todos os tratamentos, exceto LB, apresentaram teores inferiores ao da testemunha (dose zero). 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 e Freitag 2008), em decorrência do aumento do pH nas camadas superficiais do solo.

De acordo com Raij et al. (1997), a faixa de teores adequados nas folhas da cultura da soja estão entre 21 – 55 para o nutriente B, 10 – 30 para Cu, 50 – 350 para Fe, 20 – 100 para Mn e de 20 – 50 g kg^{-1} para Zn. Com base nos resultados presentes na Tabela 47, pode-se dizer que os teores foliares de B e Fe encontram-se dentro da faixa considerada adequada, os teores de Cu encontra-se abaixo do adequado, já o teor de Mn e Zn, encontram-se de maneira geral acima do considerado adequado para a cultura da soja, corroborando com Freitag (2008).

Tabela 40. Teor de nutriente foliar na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos			
	LB	LC	Lcal	E
	B (mg kg^{-1})			
0	35	35	35	35
2	38 ab	39 a	34 b	39 a
4	37	36	36	38
8	37	36	37	39
Média	37	36	36	37
Regressão	ns	ns	ns	ns
Calcário	35			
	Cu (mg kg^{-1})			
0	9	9	9	9
2	9	9	9	10
4	10	9	9	9
8	10	9	9	8
Média	9	9	9	9
Regressão	ns	ns	ns	ns
Calcário	9			
	Fe (mg kg^{-1})			
0	89	89	89	89
2	118	122	118	113
4	117	126	126	124
8	122	130	119	116
Média	112	117	113	110
Regressão	$Q^{*(1)}$	$Q^{*(2)}$	$Q^{***(3)}$	$Q^{***(4)}$
Calcário	115			
	Mn (mg kg^{-1})			
0	301	301	301	301
2	322 a	246 ab	192 b	206 b
4	255 ab	185 ab	264 a	149 b
8	438 a	213 b	138 b	174 b
Média	329 a	236 b	224 b	207 b
Regressão	$Q^{*(5)}$	ns	$L^{*(6)}$	$Q^{*(7)}$
Calcário	198			
	Zn (mg kg^{-1})			
0	107	107	107	107
2	121 a	94 ab	72 b	85 b
4	136 a	96 b	60 c	62 c
8	274 a	63 b	60 b	64 b
Média	159 a	90 b	75 b	79 b
Regressão	$Q^{***(8)}$	$L^{*(9)}$	$L^{*(10)}$	$L^{*(11)}$
Calcário	68			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

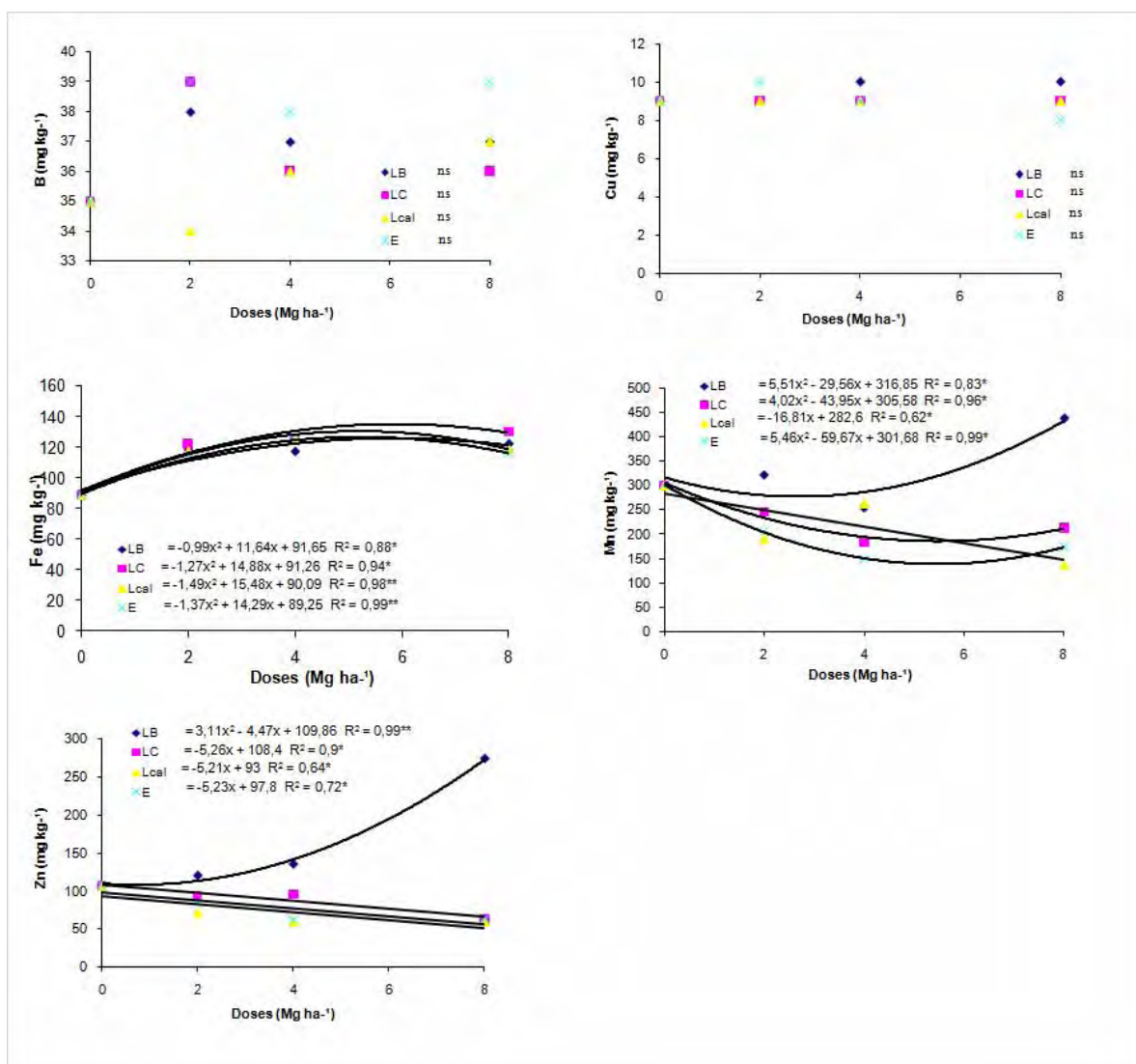


Figura 37. Teor de nutriente foliar, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

De acordo com os resultados para teores de metais pesados (Tabela 41) pode-se observar o maior teor médio de Cd com a reaplicação do resíduo LB, sendo o maior teor (317 μL^{-1}) observado com a reaplicação do resíduo LB, na dose de 8 Mg ha⁻¹. Todos os tratamentos, exceto LB, apresentaram teores de metais pesados inferiores aos proporcionados pela dose zero.

O maior teor de Cr (948 μL^{-1}) foi observado com a reaplicação do resíduo LB na dose de 8 Mg ha⁻¹, sendo esse mesmo resíduo a apresentar o menor teor (540 μL^{-1}) observado com a reaplicação do resíduo LC, na dose de 8 Mg ha⁻¹.

L⁻¹) na dose de 2 Mg ha⁻¹. O resíduo Lcal apresentou o maior teor médio de Cr na cultura da soja. Todos os tratamentos, exceto LB na dose de 2 Mg ha⁻¹, apresentaram teores de Cr superiores ao tratamento testemunha.

Conforme (Tabela 41) observa-se o maior teor de Pb com a reaplicação de 8 Mg ha⁻¹ do resíduo LC. O resíduo E apresentou maior teor de Pb na dose de 2 Mg ha⁻¹, sendo o menor teor observado com a reaplicação do resíduo Lcal na dose de 8 Mg ha⁻¹. Nota-se maiores teores de Pb para a reaplicação dos resíduos quando comparado ao tratamento testemunha (181 µ L⁻¹).

Verifica-se na Figura 38 comportamento quadrático para Cd com a aplicação de LB, linear para LC e quadrática para Lcal em relação ao teor de Pb no solo.

Uma das grandes preocupações com a utilização de resíduos, sejam eles urbanos ou industriais é a incorporação e acumulação de metais pesados no solo, contaminando os produtos agrícolas, entrando na cadeia alimentar, com riscos a saúde humana (SILVA et al., 2002).

Os teores de Hg encontram abaixo do limite de determinação para o método analítico empregado. Neste sentido, afirmar que não há a presença desses metais pesados 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⁻¹ é um tanto quanto inadequado.

Corrêa et al. (2008) e Freitag (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 traz problemas ao ambiente, com relação aos metais pesados Cd, Cr, Hg e Pb. A aplicação dos resíduos LC, Lcal e E, além do calcário, proporcionou 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 pelas culturas.

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. Citam 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.

Tabela 41. Teor de metais pesados na cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Resíduos				
Dose	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1}	-----Cd ($\mu\text{g L}^{-1}$)-----			
0	89	89	89	89
2	85	62	43	35
4	97 a	68 ab	51 ab	29 b
8	317 a	54 b	31 b	32 b
Média	147 a	68 b	53 b	46 b
Regressão	$Q^{**}(1)$	ns	ns	ns
Calcário	44			
	-----Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$)-----			
0	605	605	605	605
2	540	704	805	640
4	761	661	922	707
8	948	719	830	625
Média	713	672	791	644
Regressão	ns	ns	ns	ns
Calcário	633			
	-----Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$)-----			
0	181	181	181	181
2	207 b	230 ab	314 ab	337 a
4	285	341	319	270
8	211 b	408 a	182 b	236 b
Média	221 b	290 a	249 ab	256 ab
Regressão	ns	$L^{**}(2)$	$Q^{*(3)}$	ns
Calcário	192			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

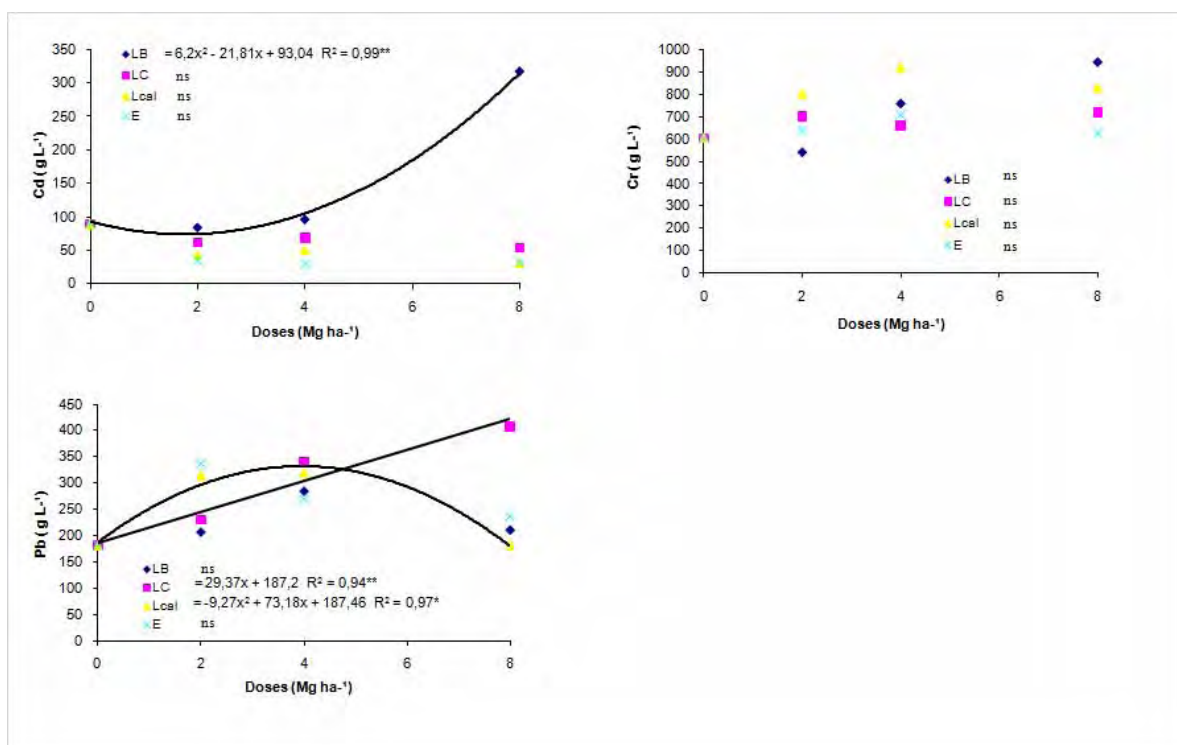


Figura 38. Teor de metais pesados, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

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 redução da disponibilidade para as plantas. A adição de cal no solo para aumentar o pH é uma prática recomendada por diversos autores.

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.

4.5.2 Produtividade

A aplicação dos resíduos e do calcário (2 Mg ha^{-1}) (Tabela 42), proporcionou maior valor medio de produção quando comparado a dose zero, na safra 07/08, sendo o maior valor observado com a aplicação de 2 Mg ha^{-1} do resíduo Lcal (4.055 kg ha^{-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 naturalmente observado em áreas manejadas com aplicação superficial de calcário em SPD.

A produção média dos tratamentos LC, Lcal e E foi superior a obtida com a aplicação do resíduo LB (2.687 kg ha^{-1}), sendo o menor valor observado com a aplicação do mesmo na dose de 8 Mg ha^{-1} (1.927 kg ha^{-1}). Verifica-se na (Figura 39) que os resíduos LB, LC, Lcal e E proporcionaram comportamento quadrático quanto a produtividade da soja.

Tabela 42. Valores de Produção da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos			
	LB	LC	Lcal	E
	----- Produção (kg ha^{-1})-----			
0	2.360	2.360	2.360	2.360
2	3.367	3.419	4.055	3.878
4	3.092	3.413	3.699	3.809
8	1.927 b	3.942 a	3.437 a	3.779 a
Média	2.687 b	3.514 a	3.157 a	3.462 a
Calcário	3.562			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

O calcário proporcionou boa produtividade, certamente 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.

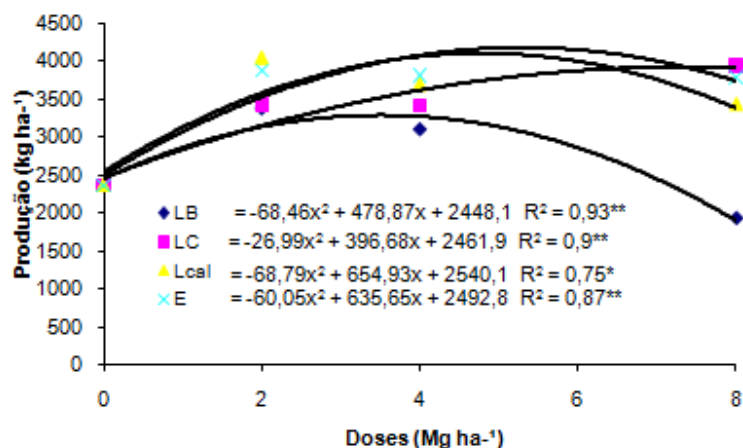


Figura 39. Produção da soja, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ em Sistema Plantio Direto (2007).

Os maiores valores para massa de 100 grãos (Tabela 43), foram observados com a aplicação de 8 Mg ha⁻¹ dos resíduos LC e E, sendo o menor valor observado com a aplicação de 8 Mg ha⁻¹ do resíduo LB (15,00 g).

Todos os tratamentos proporcionaram valores superiores a dose zero, exceto o resíduo LB na 8 Mg ha⁻¹. Porém os valores médios de LB foram superiores a dose zero. Na (Figura 40) observa-se comportamento quadrático para LB e Lcal, e comportamento linear crescente para LC e E.

Segundo a Tabela 44, nota-se que os maiores valores para altura da cultura da soja são observados com a reaplicação dos resíduos Lcal (77,5 cm) e E (80,3 cm) na dose de 4 Mg ha⁻¹. Para o resíduo LC o maior valor de altura é observado com a reaplicação de 8 Mg ha⁻¹ (75,3 cm) e 2 Mg ha⁻¹ para o resíduo LB (63,2 cm). Na Figura 41 nota-se comportamento linear crescente para LC e quadrático para Lcal e E.

Observa-se que todos os tratamentos apresentaram valores de altura superiores aos observados pelo tratamento testemunha dose zero. O maior valor médio de altura (76,1 cm) foi observado com a aplicação do calcário (2 Mg ha⁻¹), sendo somente inferior ao resíduo Lcal e E na dose de 4 Mg ha⁻¹.

Tabela 43. Valores de Massa de 100 grãos da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos			
	LB	LC	Lcal	E
	----- Massa de 100 grãos (g) -----			
0	15,3	15,3	15,3	15,3
2	15,8 b	16,8 a	16,5 ab	16,8 a
4	16,3	16,5	16,8	16,5
8	15,0 b	17,3 a	16,8 a	17,3 a
Média	15,6 b	16,4 a	16,3 a	16,4 a
Regressão	Q**	L**	Q*	L**

Calcário

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

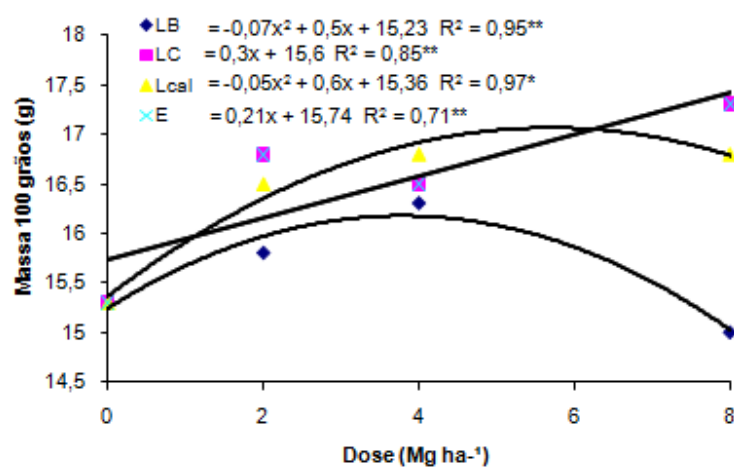


Figura 40. Massa de 100 grãos, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007).

Tabela 44. Valores de Altura da cultura da soja, decorrente da reaplicação superficial dos resíduos LB, LC, Lcal, E e Calcário (2 Mg ha^{-1}), sob Sistema Plantio Direto na safra 07/08. Botucatu, SP.

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos			
	LB	LC	Lcal	E
	----- Altura (cm)-----			
0	57,5	57,5	57,5	57,5
2	63,8	68,3	74,5	68,3
4	59,8 b	73,3 ab	77,5 a	80,3 a
8	49,5 b	75,3 a	74,0 a	67,5 a
Média	57,6 b	68,6 a	70,9 a	68,4 a
Regressão	ns	$L^{*(1)}$	$Q^{*(2)}$	$Q^{*(3)}$
Calcário	76,1			

LC= lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem “calado” (ETE de Presidente Prudente, 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, não diferem estatisticamente a 1 e 5% pelo teste t (LSD).

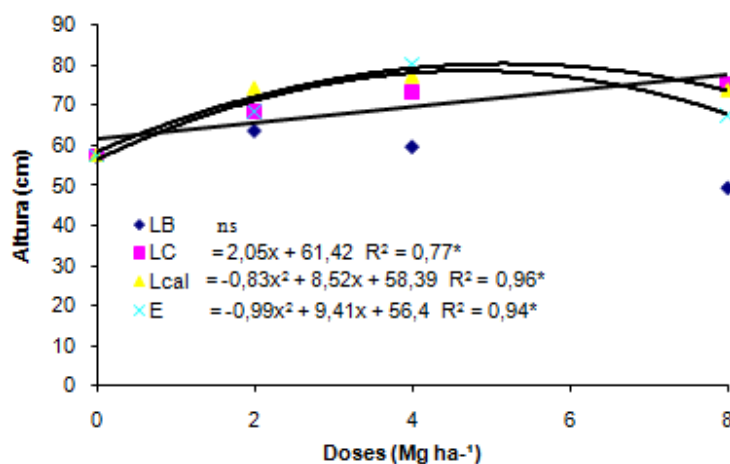


Figura 41. Altura da planta, em diferentes profundidades sob aplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} em Sistema Plantio Direto (2007).

5 CONCLUSÕES

Após três meses da reaplicação dos resíduos LC, Lcal e E, ocorreram alterações químicas até a profundidade de 40 cm, para o índice de acidez do solo MO, P, K, Ca, Mg e CTC e V%.

A reaplicação dos resíduos LB, LC, Lcal e E favoreceu a microbiologia do solo, aumentando o teor de nitrogênio microbiano no solo nas camadas de 0 – 5 cm e 5 – 10 cm. O resíduo Lcal apresentou resultados favoráveis ao DMP e IEA nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm.

Os resíduos proporcionaram bom desenvolvimento da parte aérea da cultura da soja e proporcionaram adequados teores de nutrientes foliares e aumento da produtividade.

A aplicação dos resíduos não promoveu alterações expressivas nos teores disponíveis de metais pesados potencialmente tóxicos no solo e não proporcionaram fitotoxicidade a culturas da soja.

Os resíduos LC, Lcal, e E podem ser utilizados como corretivos da acidez do solo,

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

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. 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.

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.

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.

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.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **NBR 10007**: amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

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.

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. et al. 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. 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/UsoAgricultorDeResiduosSolidosUrbanos.pdf> Acesso em: 15 mar. 2009.

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. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312 p.

BOARETTO, A. E.; NAKAGAWA, J. **Utilização de lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 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. 2009.

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.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. 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.; 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.

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.

CAIRES, E. F. et al. 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.

CAIRES, E. F. et al. 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.

CAIRES, E. F. et al. 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.

CAIRES, E. F. et al. 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.

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.

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: 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.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, v. 56, p. 63-70, 1993.

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.

CIOTTA, M. N. et al. 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.

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 – CONAMA. 2006. Ministério do Meio Ambiente, Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006, Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506/normas_01.htm>. Acesso 6 de agosto de 2008.

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.

CORRÊA, J.C. et al. Alteração de atributos físicos em Latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 33, p. 263-272, 2009.

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 Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

CORRÊA, J. C. **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 Agrônômicas, 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.

CORRÊA, J. C. et al. 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 Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

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.

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.

ELLIOT, H. A. Land application of municipal sewage sludge. **Journal Soil Water Conservation**, v. 41, p. 5-10, 1986.

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).

EMPRESA BRASILEIRA DE PEAQUISA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (Documentos, 1).

EMPRESA BRASILEIRA DE PEAQUISA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA. 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.

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.

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.

FRANCHINI, J. C. et al. 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.

FRANCHINI, J. C. et al. 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.

FRANCHINI, J. C. et al. 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.

FREITAG, E. E. **Escória de aciaria, lama cal e lodos de esgotos no cultivo da soja sob sistema plantio direto**. 2008. 278 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 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.

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.

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.

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.

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, J. C. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 264 p.

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.

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 Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2004.

LOUZADA, P. T. C. **Eficiência de uma escória de siderurgia como corretivo e fertilizante do solo**. Viçosa, MG: UFV, 1987. 52 p.

MALAVOLTA, E. **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.

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.

MARQUES, M. O. et al. 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.

MARQUES, M. O. et al. 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.

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. Cádmio. 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.; 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.

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.

MELO, W. J. et al. 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.

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)

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C. Evolution of plant residues on the mobility of surface applied lime. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 251-256, 2002.

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.

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.

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**. 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.

OLIVEIRA, F. C. et al. 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.; 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 toplotossequência do triângulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 785-796, 2004.

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.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; McMANUS, C. 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.

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.

PIAU, W. C. **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.

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 alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 4, p. 539-546, 2002.

PRADO, R. M. et al. 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.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo cultivado com cana de açúcar em vaso. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v. 57, n. 2, p. 739-744, 2000.

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

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M.; NATALE, W.. **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.

RAIJ, B. van. et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. 285 p.

RAIJ, B. van. et al. 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.

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.

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.

SÁ, J. C. M. 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.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 518 p.

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. 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.

SILVA, C. A. et al. 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.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal: I. Efeito na produção de milho e 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.

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.; 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).

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.

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.

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 Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

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

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Eds.) **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 4, p. 89-131.

TSUTIYA, M. T. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos 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. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. 468 p.

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.

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.

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: SBSCS, 2000. CD-ROM.

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.

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.