

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

**DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLO TRATADO COM
RESÍDUOS URBANOS E INDUSTRIAIS SOB SISTEMA DE
PLANTIO DIRETO CULTIVADO COM SOJA**

SUSIANE DE MOURA CARDOSO DOS SANTOS

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU-SP

Agosto 2014

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

**DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLO TRATADO COM
RESÍDUOS URBANOS E INDUSTRIAIS SOB SISTEMA PLANTIO
DE DIRETO CULTIVADO COM SOJA**

SUSIANE DE MOURA CARDOSO DOS SANTOS

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll

Coorientador: Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU-SP

Agosto – 2014

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

S237d Santos, Susiane de Moura Cardoso dos, 1986-
Disponibilidade de fósforo em solo tratado com resíduos urbanos e industriais sob sistema de plantio direto cultivado com soja / Susiane de Moura Cardoso dos Santos. - Botucatu : [s.n.], 2014
xiii, 88 f. : grafs., tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2014
Orientador: Leonardo Theodoro Büll
Coorientador: Thiago Assis Rodrigues Nogueira
Inclui bibliografia

1. Soja - Cultivo. 2. Lodo de esgoto. 3. Plantio Direto
4. Resíduos. I. Büll, Leonardo Theodoro. II. Nogueira, Thiago Assis Rodrigues. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu. IV. Título.

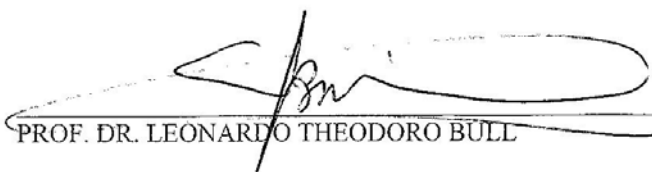
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLO TRATADO COM
RESÍDUOS URBANOS E INDUSTRIAIS SOB SISTEMA DE PLANTIO
CULTIVADO COM SOJA"

ALUNA: SUSIANE DE MOURA CARDOSO DOS SANTOS

ORIENTADOR: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL

Aprovado pela Comissão Examinadora



PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL



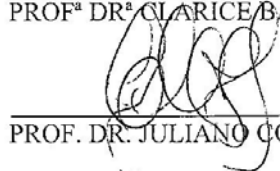
PROF. DR. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES



PROF. DR. HÉLIO GRASSI FILHO



PROF. DR. CLARICE BACKES



PROF. DR. JULIANO CORULLI CORREA

Data da Realização: 04 de agosto de 2.014.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.” (Madre Teresa de Calcutá)

Aos meus pais Severino e Benedita, meus irmãos e meus sobrinhos, pela força, apoio, alegria, orações e amor incondicional.

DEDICO

Ao meu esposo Raphael, pela amizade, amor, apoio e incentivo

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder a vida e determinação para buscar meus objetivos, estando sempre ao meu lado para me erguer nos momentos de queda.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônomicas Campus de Botucatu pela oportunidade da realização deste sonho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos de Doutorado.

Ao Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll, pela orientação, paciência, atenção e pelos ensinamentos transmitidos no decorrer deste doutorado, os quais foram fundamentais para aprimorar meus conhecimentos.

Aos meus pais Severino e Benedita por todo amor, confiança e apoio a mim depositados.

Aos meus queridos irmãos Sandro, Silvaneide, Sidney e Silas, por todo carinho e apoio em todos os momentos.

Aos meus lindos sobrinhos Lenina, Lucas, Kauã, Vitor e Levi, por alegrarem meus dias me fazendo ver que a vida pode ser mais leve.

Ao meu amado marido Raphael, por cada momento compartilhado, por cada palavra de incentivo, por todo amor, paciência, confiança e por me fazer querer ser uma pessoa melhor a cada dia.

As amigas Sônia, Adriana e Valdinéia por toda ajuda, carinho, amizade e cada risada em nossos cafés.

As minhas amigas Patrícia, Gleice, Françoise pela convivência todos os dias, por todos os momentos juntas.

As minhas queridas madrinhas Ana Carolina, Lilian e Danila, por toda ajuda, carinho, companheirismo e dedicação a nossa amizade;

Aos funcionários da Fazenda, por todo suporte disponibilizado para a realização deste trabalho;

Aos amigos que auxiliaram na construção desse trabalho: João Arthur, Luís André, Gustavo Brandão, Aline Sandim, Itaynara Batista, Angélica Cristina, Jader Nantes, Lilian Favare, Ana Kummer, Françoise Lima, Franciana Sousa, Kazuhiro Aoi, Rafael Catojo. Jader Nantes.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Solos e Recursos Ambientais.

A todos os professores e funcionários Departamento de Produção Vegetal/Agricultura.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	XII
RESUMO	1
SUMARY	3
1 INTRODUÇÃO	5
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 Uso de resíduos urbanos e industriais na agricultura	7
2.2 Disponibilidade de nutrientes no solo sob sistema de plantio direto	9
2.3 Característica e importância da cultura da soja	12
2.4 Fracionamento do fósforo no solo	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 Localização e caracterização da área experimental	16
3.2 Delineamento experimental e tratamentos utilizados	18
3.3 Instalação e desenvolvimento do experimento	19
3.3.1 Aplicação dos resíduos	19
3.3.2 Cultura da soja	19
3.4 Parâmetros avaliados no solo	19
3.4.1 Amostragem	19
3.4.1.2 Avaliação da fertilidade do solo	20
3.4.1.3 Fracionamento e disponibilidade do fósforo	20
3.5 Parâmetros avaliados no material vegetal	22
3.5.1 Avaliação do estado nutricional	22
3.5.2 Produção de grãos	22
3.6 Análise estatística	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
4.1 Análise química dos atributos do solo	23
4.1.2 Matéria Orgânica	28
4.1.3 Saturação por bases (V%)	31
4.1.4. Fósforo no solo	34

4.1.5 Cálcio no solo	38
4.1.6 Magnésio no solo.....	41
4.2 Fracionamento de fósforo no solo	44
4.2.1 Fósforo Lábil (Pi RTA)	45
4.2.2 Fósforo moderadamente lábil	47
4.2.3 Fósforo ligado ao Ferro e Alumínio	51
4.2.4 Fósforo ligado ao Cálcio.....	56
4.2.5 Fósforo não lábil.....	58
4.2.6 Fósforo Residual.....	61
4.3 Cultura da soja	63
4.3.1 Diagnose Foliar	63
4.3.2 Produtividade da cultura da soja.....	71
5 CONCLUSÕES	75
6 REFERÊNCIAS	76

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1. Caracterização química do solo na implantação do experimento (2002).....	17
Tabela 2. Características químicas dos resíduos utilizados no experimento.....	18
Tabela 3. Resumo da análise de variância dos valores de pH do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade em função dos resíduos e doses aplicadas nos anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013.	23
Tabela 4. Valores de pH em CaCl ₂ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	25
Tabela 5. Resumo da análise de Matéria Orgânica (M.O), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	28
Tabela 6. Valores de matéria orgânica (M.O), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	29
Tabela 7. Resumo da análise de V%, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	31
Tabela 8. Valores de V% nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	32
Tabela 9. Resumo da análise de fósforo no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	34
Tabela 10. Valores de fósforo (mmol _c dm ⁻³) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	35
Tabela 11. Resumo da análise de cálcio (mmol _c dm ⁻³) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	38

- Tabela 12. Valores de cálcio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 40
- Tabela 13. Resumo da análise de magnésio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 42
- Tabela 14. Valores de magnésio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 43
- Tabela 15. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído pela resina de troca aniônica (Pi RTA), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 45
- Tabela 16. Teores de P inorgânico em mg dm^{-3} na fração RTA do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 46
- Tabela 17. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaHCO_3 , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 48
- Tabela 18. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaHCO_3 , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 49
- Tabela 19. Teores de P orgânico (mg dm^{-3}) na fração NaHCO_3 do fracionamento de P no solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 50
- Tabela 20. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH 0,1 mol L^{-1} , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 52

- Tabela 21. Teores de P orgânico em mg dm^{-3} na fração NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 52
- Tabela 22. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 54
- Tabela 23. Teores de P inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 55
- Tabela 24. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 56
- Tabela 25. Teores de P inorgânico em mg dm^{-3} na fração HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 57
- Tabela 26. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} . Botucatu, SP (2014). 58
- Tabela 27. Teores de P orgânico em mg dm^{-3} na fração NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 59
- Tabela 28. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 59
- Tabela 29. Teores de P inorgânico em mg dm^{-3} na fração NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 60

- Tabela 30. Resumo da análise de variância para valores de fósforo residual (mg dm^{-3}) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 61
- Tabela 31. Teores de P residual (mg dm^{-3}) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E ((escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 62
- Tabela 32. Resumo da análise de variância para valores de diagnose foliar de macro e micro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 63
- Tabela 33. Resumo da análise de variância para valores de diagnose foliar de macro e micro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 64
- Tabela 34. Valores de diagnose foliar de macro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} ... 66
- Tabela 35. Valores de diagnose foliar de macro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} ... 67
- Tabela 36. Valores de diagnose foliar de micro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} ... 68
- Tabela 37. Valores de diagnose foliar de micro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} ... 69
- Tabela 38. Resumo da análise de variância para valores de produtividade, para o ano agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} 72
- Tabela 39. Valores de produtividade (kg ha^{-1}), para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} ... 73

LISTA DE FIGURAS

Páginas

Figura 1. Temperaturas máxima e mínima (°C) e precipitação pluvial acumulada mensal (mm) registradas durante a realização do experimento, nos anos agrícolas de 2011 a 2013.	17
Figura 2. Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações de Condron et al. (1985).....	21
Figura 3. Valores de pH(CaCl ₂), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade um função da após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	27
Figura 4. Valores de M.O., nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, reaplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	30
Figura 5. Valores de V%, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, reaplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	33
Figura 6. Valores de fósforo (mmol _c dm ⁻³) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	37
Figura 7. Valores de cálcio (mmol _c dm ⁻³) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	41
Figura 8. Valores de magnésio (mmol _c dm ⁻³) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	44
Figura 9. Valores de Pi RTA (mg dm ⁻³), nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	47
Figura 10. Valores de fósforo inorgânico (mg dm ⁻³) extraído por NaHCO ₃ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	48
Figura 11. Valores de P orgânico (mg dm ⁻³) extraído por NaHCO ₃ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos	

LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	51
Figura 12. Valores de fósforo orgânico (mg dm ⁻³) extraído por NaOH 0,1 mol L ⁻¹ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (es escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹ ..	53
Figura 13. Valores de P inorgânico (mg dm ⁻³) extraído por NaOH 0,1 mol L ⁻¹ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	55
Figura 14. Valores de HCl 1,0 mol L ⁻¹ , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	57
Figura 15. Teores de P inorgânico em mg dm ⁻³ na fração NaOH 0,5 mol L ⁻¹ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	60
Figura 16. Teores de P residual (mg dm ⁻³) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	63
Figura 17. Valores de diagnose foliar de macro, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	69
Figura 18. Valores de diagnose foliar de macro, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	70
Figura 19. Valores de diagnose foliar de micro, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	71
Figura 20. Valores de diagnose foliar de micro, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹	71
Figura 21. Produtividade de grãos de soja após aplicação de 0, 2, 4 e 8 Mg ha ⁻¹ dos resíduos lodo de biodigestor (Lb), lodo centrifugado com adição de cal (LC), lama cal (Lcal) e escória de aciaria(E), nos anos agrícolas 2011/12 e 2012/13.	74

RESUMO

Resíduos industriais e urbanos aplicados em cultivos agrícolas sob sistema de plantio direto (SPD) podem promover benefícios nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. A reutilização desses materiais reduz o aporte de fertilizantes, proporcionando maior sustentabilidade ambiental e econômica. Além de atuarem como atenuadores da acidez do solo, alguns desses resíduos são excelentes fontes de nutrientes de planta, como o fósforo (P). O entendimento da dinâmica do P advindo de resíduos e aplicados em solos tropicais é importante para auxiliar no manejo da adubação de espécies agrícolas. Neste contexto, objetivou-se com este estudo, analisar as alterações químicas no solo, principalmente, por meio do fracionamento do P, bem como avaliar o estado nutricional e a produtividade de grãos da cultura da soja cultivada sob sistema de plantio direto (SPD) em um Latossolo Vermelho distrófico que recebeu aplicação de resíduos urbanos e industriais. O delineamento experimental adotado foi em blocos ao acaso, em esquema fatorial 4x3+2, com três repetições. Os tratamentos foram constituídos por quatro resíduos: **LC** - lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem (CaO); **LB** - lodo de esgoto proveniente de biodigestor com adição de polieletrólitos; **E** - escória de aciaria; e **Lcal** - lama cal, aplicados nas doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹. Em amostra de terra coletadas nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, realizou-se o fracionamento de P no solo (Pi RTA, Pi e Po NaOH 0,1 mol L⁻¹, Pi HCl, Pi e Po NaOH 0,5 mol L⁻¹, P residual) e foram

avaliadas algumas características químicas do solo: pH, matéria orgânica, V%, P, cálcio e magnésio. Na planta, avaliou-se o estado nutricional, por meio da determinação de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, e Zn no tecido foliar e a produtividade de grãos. Verificou-se que a aplicação dos resíduos, juntamente com as adubações anuais de plantio, contribuíram para um aumento significativo e preferencial das formas orgânicas de fósforo no solo, sendo que os lodos LB e LC foram os que mais contribuíram para elevar a disponibilidade de fósforo no solo, independente do aporte de matéria orgânica originado dos resíduos. Todos os resíduos utilizados proporcionaram melhorias nas principais propriedades químicas do solo e na nutrição das plantas, atuando assim de forma direta para o melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade de grãos de soja.

Palavras chave: *Glycine max* L.; Resíduos; Lodo de esgoto; Escória; Lama cal; Fracionamento;

AVAILABILITY OF PHOSPHORUS IN SOIL TREATED MUNICIPAL WASTES AND INDUSTRIAL SYSTEM UNDER DIRECT PLANTING WITH SOYBEAN GROWN. Botucatu, 2014. 88 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autor: SUSIANE DE MOURA CARDOSO

Orientador: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BÜLL

Coorientador: PROF. DR. THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA

SUMMARY

Industrial and municipal wastes applied to agricultural crops under no-tillage (NT) can promote benefits in physical, chemical and biological soil properties. The reuse of these materials reduces the supply of synthetic fertilizers, providing greater economic and environmental sustainability. Apart from acting as attenuators of soil acidity, some of these residues are excellent sources of plant nutrients such as phosphorus (P). Understanding the dynamics of P arising from waste and applied in tropical soils is important to assist in fertilization management of agricultural species. In this context, the objective of this study was to analyze the chemical changes in the soil, mainly through the fractionation of P, and to assess the nutritional status and grain yield of soybean plants grown under no-tillage (NT) in an Oxisol that received application of municipal and industrial waste. The experimental design was randomized blocks, 4x3+2 factorial scheme with three replications. Treatments were four residues LC - centrifuged sewage sludge with addition of quicklime (CaO); LB - sewage sludge from the digester with the addition of polyelectrolytes; and - steel slag; and LCAL - lime slurry applied at dosages of 0, 2, 4 and 8 mg ha⁻¹. In soil sample collected in the 0-5, 5-10, 10-20 and 20-40 cm depth was held fractionation of soil P (RTA Pi, Pi Po and NaOH 0.1 mol L⁻¹, HCl Pi, Pi Po and NaOH 0.5 mol L⁻¹, residual P) and evaluated some characteristics of soil pH, organic matter, V%, P, Ca and Mg. In the plant, we assessed the nutritional status, through the determination of N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, and Zn in the leaves and grain yield. It was found that the application of the waste, along with the annual planting fertilization, contributed to a significant increase and preferred organic forms of phosphorus in the soil, and the LB and

LC sludge were contributing the most to raise the availability of phosphorus the ground, independent of the contribution of organic matter from waste. All waste materials provided major improvements in soil properties and plant nutrition, thus acting directly for the best shoot growth and yield of soybeans.

Keywords: *Glycine max* L.; Waste; Sewage sludge; Slag; Lime mud; Fractionation

1 INTRODUÇÃO

O uso de resíduos 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, os quais muitas vezes, são acumulados no ambiente sem o adequado tratamento, ou utilização, que possibilite sua reciclagem (NASCIMENTO et al., 2004). Resíduos esses que variam na composição em função do local de origem, da época e do processo de higienização utilizado.

Além de promover melhorias nos atributos químicos, os resíduos industriais e os resíduos urbanos promovem ainda alterações nas propriedades físicas e biológicas do solo. O uso de lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria na agricultura contribui para reduzir o consumo de fertilizantes inorgânicos, devido a presença de nutrientes essenciais às plantas e matéria orgânica e alguns casos reduzir a neutralização da acidez do solo, denotando assim uma redução de custos pela agricultura e diminuição do acúmulo nos centros de produção (GALDO et al., 2004; CARVALHO-PUPATTO et al., 2004).

Levantamentos feitos em vários países indicam que o volume de lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) representa cerca de 1-2% do volume de esgoto tratado, entretanto seu tratamento e disposição final chega a atingir

entre 30% e 50% do custo operacional da ETE. A reciclagem do lodo na agricultura é, sem sombra de dúvida, a melhor alternativa quando este atende aos requisitos necessários com relação à concentração de metais pesados e patógenos, pois o mesmo apresenta elevado teor de matéria orgânica, macro e micronutrientes, servindo como bom condicionador do solo, favorecendo o desenvolvimento e produtividade das culturas. No Brasil foram definidos critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgotos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário por meio da Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 (CONAMA, 2006).

O resíduo industrial escória de aciaria, proveniente de siderúrgicas, por apresentar efeito semelhante ao calcário, pode ser usado em substituição aos corretivos comuns, 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.

Informações sobre a dinâmica de nutrientes em solos sob SPD, bem como o manejo da fertilidade, ainda são escassas para as condições brasileiras. Entretanto, estudos realizados demonstram que tal sistema promove mudanças nos atributos, físicos, químicos e biológicos do solo, melhorando sua fertilidade, em relação ao sistema convencional. Dentre os nutrientes analisados, o teor de fósforo (P) apresentou valores elevados, sendo 4 a 7 vezes superiores aos encontrados no preparo convencional, na camada de 0-5 cm de profundidade, sugerindo a possibilidade de reduzir a adubação fosfatada no plantio direto (MERLIN, 2012).

No solo, o fósforo ocorre sob diferentes formas, caracterizadas por distintas capacidades de adsorção, tendo sido propostos vários métodos químicos, baseados em extrações sequenciais, visando a fracionar o fósforo de acordo com sua disponibilidade. O uso do solo, as remoções de fósforo pelas plantas e as aplicações de fertilizantes fosfatados alteram a dinâmica das transformações de fósforo no solo. O fracionamento de fósforo do solo tem sido utilizado para estudar estas transformações (CHANG; JACKSON, 1957; HEDLEY et al., 1982). O método proposto por Hedley et al. (1982) tem como vantagem o fato de relacionar as formas de fósforo no solo à sua disponibilidade para as plantas, além de quantificar o fósforo orgânico lábil no solo.

Dessa forma objetivou-se analisar as alterações químicas no solo e na planta de soja bem como o fracionamento de fósforo no solo e a produção de grãos da cultura da soja, após a aplicação dos resíduos em Sistema de Plantio Direto.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Uso de resíduos urbanos e industriais na agricultura

Um dos maiores problemas ambientais enfrentados pela sociedade moderna é o constante aumento da geração de resíduos urbanos e industriais, ocasionado pelo elevado crescimento demográfico dos grandes centros urbanos (OLIVEIRA, 1995). Esses resíduos, muitas vezes, são descartados no ambiente sem tratamento adequado. É oportuno salientar que a composição desses materiais varia amplamente em função do local de origem, ou seja, se de uma área tipicamente residencial ou industrial, bem como da época do ano e do processo utilizado (SILVEIRA; ALLEONI, 2003).

Dentre os resíduos urbanos, pode-se destacar o lodo de esgoto, material resultante do tratamento das águas servidas. Entre as muitas alternativas existentes para a deposição final desse resíduo, destaca-se: descarte em aterro sanitário, reutilização industrial, incineração, conversão em óleo combustível, reciclagem agrícola etc.

O lodo de esgoto contém considerável quantidade de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas, podendo substituir, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais, além de desempenhar importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (NASCIMENTO; FONTES, 2004). Dessa forma, a utilização do lodo de esgoto na agricultura tem sido uma das alternativas mais adequadas em termos técnicos, econômicos e ambientais (BARBOSA et al., 2007).

A destinação de grande parte do lodo de esgoto tratado e higienizado para aplicação em agrossistemas, visando à reciclagem dos nutrientes e manutenção da fertilidade do solo já é praticada na França (58%), Itália (33%), Suíça (45%) e Noruega (58%) (MONTEIRO, 2005). No Brasil diversos estudos vêm sendo desenvolvidos visando à utilização do lodo de esgoto na agricultura (BERTON; NOGUEIRA, 2010).

Resíduos urbanos têm sido considerados eficientes em suprir nutrientes às culturas. A dose ideal desses materiais devem resultar em alta produtividade, absorção de nutrientes pelas plantas e em baixas concentrações de elementos tóxicos (Ba, Cd, Cr, Pb, Hg etc) que possam se acumular nos solos inviabilizando sua aplicação na agricultura ou trazendo problemas ambientais (CORRÊA, 2004). No entanto, estudos realizados por Corrêa et al., (2008) verificaram que a aplicação de resíduos urbanos e industriais até a dose de 8 Mg ha⁻¹ não aumentaram a disponibilidade no solo de metais pesados como Cd, Cr, Hg, Pb, Ni e As.

Alguns resíduos industriais podem ser utilizados na agricultura como corretivos de acidez e como fertilizantes, dentre esses podemos citar 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, constituído predominantemente de carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, agindo também como corretivo da acidez do solo, podendo ser comparado a um calcário (FREITAG, 2008). Os subprodutos alcalinos gerados nas indústrias de papel e celulose podem ser utilizados como corretivos da acidez do solo. Apesar de possuírem pequenos teores de Mg, esses materiais possuem teor médio de Na e, por isso, podem afetar negativamente a biodisponibilidade de alguns nutrientes, assim como alguns atributos do solo (ALMEIDA, 2008).

Outro resíduo que também possui qualidades agrícolas é a escória de aciaria, resíduo proveniente da matéria prima dos minérios de ferro, cuja incorporação ao ferro gusa ou aço é indesejável. A escória de aciaria é um subproduto da produção do aço composta de muitos óxidos, como CaO e MgO, portanto podem ser usadas como corretivos de solo devido à sua alcalinidade (CAPUANI, 2013).

As melhorias nas características químicas do solo pela utilização de escórias decorrem da elevação dos valores de pH, dos teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg), da capacidade de troca catiônica (CTC) e da saturação por bases (V%), diminuindo ainda a concentração de H⁺Al (PRADO et al., 2002; 2003). 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. As escórias são classificadas como corretivo de acidez do solo, aplicando-lhe a mesma legislação do calcário para sua comercialização e utilização (CONAMA, 2006).

Seguindo critérios bem definidos, a utilização de resíduos no sistema de plantio direto, pode resultar em benefícios ao solo, promovendo melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas, além de tornar-se uma forma racional e econômica para agricultura, contribuindo para reduzir os custos com corretivos e fertilizantes minerais (CORRÊA, 2005; FREITAG, 2008;). Isso pelo fato que ambas as práticas são capazes de proporcionar efeitos benéficos ao meio, e a soma delas poderá trazer ainda melhores efeitos ao solo e ao ecossistema. Sabe-se que, quando utilizados de forma racional, não causam prejuízos de contaminação por elementos tóxicos (CORRÊA et al., 2008), requerendo assim, maior destaque na pesquisa para que sejam usados adequadamente.

A aplicação de resíduos urbanos ao solo tem propiciado elevação dos teores de fósforo (P), do carbono orgânico da fração humina da matéria orgânica, do pH, da condutividade elétrica e da CTC (OLIVEIRA et al., 2002).

2.2 Disponibilidade de nutrientes no solo sob sistema de plantio direto

O sistema plantio direto, além de reduzir de forma eficaz os processos erosivos, preserva a qualidade estrutural dos solos obtida ao longo do tempo. O uso desse sistema estabelece uma situação que modifica profundamente vários processos químicos do solo, influenciando o pH, a CTC, a adsorção de P, a toxidez por alumínio (Al) e a mobilidade de cátions trocáveis (CORRÊA et. al, 2009). No entanto, somente após vários anos de manejo em plantio direto pode-se verificar alterações expressivas nos teores de matéria orgânica (MOS), para que assim possam ocorrer possíveis alterações nas propriedades químicas do solo (TIRITAN, 2001).

O acúmulo de matéria orgânica na camada superficial do solo pode exercer efeito positivo sobre a acidez do subsolo, por originar compostos orgânicos hidrossolúveis a partir de ácidos orgânicos liberados pela decomposição dos restos vegetais, complexando Ca e Mg, formando moléculas de cargas neutras, facilitando a sua descida no perfil do solo, em que o Al desloca o Ca destes mesmos complexos orgânicos

hidrossolúveis em subsuperfície diminuindo a acidez e aumentando o teor de Ca (CAIRES et al., 2000). Essa movimentação provavelmente é lenta e influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos, decorrentes da manutenção dos restos vegetais na superfície. Além disso, a matéria orgânica possui importância na fase de ciclagem de nutrientes e no controle da umidade, temperatura, infiltração, erosão e atividade biológica do solo (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

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 de plantio direto, e esta ação é atribuída aos complexos orgânicos hidrossolúveis dos resíduos vegetais, destacando os ácidos orgânicos que promovem as alterações químicas até a camada subsuperficial dos solos (CORRÊA et al., 2007).

Os cátions se movimentam no solo por meio da formação de complexos com ligantes orgânicos originados por resíduos vegetais presentes na superfície do solo. Estes complexos apresentam cargas negativas ou nulas e como o complexo de troca do solo possui predominantes cargas negativas a retenção destas moléculas é baixa (FREITAG, 2008). 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 do solo devido à 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, tendendo esta correção a se estender as camadas superficiais ao longo do tempo de cultivo (OLIVEIRA; PAVAN, 1996).

Os lodos de esgoto são importantes fontes de nutrientes às plantas, principalmente de nitrogênio (N) e fósforo (P). Berton e Nogueira 2010 observaram que esses resíduos apresentam menos custo de P_2O_5 e N em relação a fontes tradicionais (super fosfato triplo e uréia). A formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado, sem que haja quantidade excessiva de nitrato no solo. No entanto, não tem sido boa fonte de potássio (K), por este ser facilmente solubilizado em água, encontrando-se em baixos teores (FREITAG, 2008).

A utilização do lodo de esgoto em solos agrícolas tem como principal benefício a incorporação de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e de micronutrientes (zinco, cobre, manganês, ferro e molibdênio) (SPADOTTO; RIBEIRO,

2006). Além desses benefícios o lodo pode agir ainda como condicionador do solo nas propriedades físicas de maneira semelhante à matéria orgânica, aumentando a retenção de água em solos arenosos e melhorando a permeabilidade e infiltração em solos argilosos, melhorando o estado de agregação das partículas do solo, com conseqüente diminuição da densidade e aumento da aeração do solo (OLIVEIRA, 2002) quanto aos aspectos químicos, a aplicação de lodo ao solo tem propiciado a elevação dos teores de fósforo, carbono orgânico, da fração humina da matéria orgânica, do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (SILVA et al, 2002)

A aplicação desse resíduo também pode resultar no melhor aproveitamento do P aplicado ao solo, ocorrendo liberação moderada do elemento, porém contínua, em contraste com os fertilizantes solúveis que fornecem elevado teor de P solúvel, imediatamente após sua aplicação. Pois durante a decomposição do lodo, os ácidos orgânicos liberados podem bloquear os mesmos sítios de adsorção do P na fase sólida, diminuindo assim a fixação do elemento. Este mecanismo de bloqueio aumenta a disponibilidade de P para as plantas. Comparado às fontes solúveis, tais como o superfosfato simples e o fosfato monoamônico, o lodo apresenta eficiência que varia entre 20 e 80% (MELO; MARQUES, 2000). Em estudo realizado comparando às fontes solúveis, tais como superfosfato simples e o fosfato monoamônico e lodo notou-se que, após 75 dias, o lodo foi 50% mais eficiente que o fosfato monocálcico na absorção de P pelas gramíneas. É provável que essa amplitude seja conseqüência da influência de outros elementos presentes no lodo. A elevada adição de N via lodo, por exemplo, pode aumentar a absorção de P pela planta.

Pressupõe-se que a modificação na disponibilidade de P, após a adição de lodo, seja acompanhada de uma redistribuição do elemento entre as suas principais frações no solo. Sendo assim, as formas orgânicas e inorgânicas de P presentes no resíduo, quando inseridas no sistema solo, poderão seguir por diferentes caminhos, definidos pelas características químicas, físicas e biológicas deste solo, até encontrarem o estado de equilíbrio.

A aplicação dos resíduos urbanos e industriais no solo contribuiu para aumentar o teor de P do solo na profundidade de 0-5 cm de profundidade (MIGGIOLARO, 2009). Este aumento 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 coloides de óxidos de ferro e alumínio, passando da forma solúvel para a forma mais lábil no solo (BRANCO 2013).

Diversos estudos evidenciaram o aumento de P disponível no solo em função da aplicação de lodo (BERTON et al. 1989; 1997; MARQUES, 1997; SILVA et al. (1998), NASCIMENTO et al. 2004; GALDO et al. 2004), o que pode ser explicado em razão do lodo de esgoto diminuir a adsorção do P no solo, devido a matéria orgânica presente nesse resíduo fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, bem como a formação de complexos e quelatos, aumentando assim sua disponibilidade (HUE, 1995).

Freitag (2008) em seu estudo encontrou aumento no teor de P pela aplicação de escoria de aciaria, aumento esse também encontrado por Prado (2004) e Fernandes (2001). Conforme esses autores, o aumento do teor de P no solo ocasionado pela aplicação de escórias se deve ao silicato presente nestes materiais, exercendo assim, competição dos ânions do silicato com o P pelos mesmos sítios de adsorção, ou seja, o a presença do silicato (SiO_3^{-2}) no solo gera um gradiente de concentração, permitindo que este retire o P adsorvido aos coloides de óxidos de Fe e Al do solo, que nas condições dos solos tropicais estão presentes em grande quantidade.

2.3 Característica e importância da cultura da soja

A soja (*Glycine max* (L.) Merrill) é uma das mais importantes culturas na economia mundial, destacando-se pela porcentagem de proteína nos grãos, os quais são usados pela agroindústria, para a produção de óleo vegetal e rações para alimentação animal, indústria química e de alimentos, sendo crescente o uso como fonte alternativa de biocombustível (COSTA NETO; ROSSI, 2000).

Segundo o Ministério da Agricultura a soja é a cultura agrícola brasileira que mais cresceu nas últimas três décadas e corresponde a 49% da área plantada em grãos do país (CONAB 2012). O aumento da produtividade está associado aos avanços tecnológicos, ao manejo e eficiência dos produtores. O grão é componente essencial na fabricação de rações animais e com uso crescente na alimentação humana encontra-se em franco crescimento.

A indústria nacional transforma, por ano, cerca de 30,7 milhões de toneladas de soja, produzindo 5,8 milhões de toneladas de óleo comestível e 23,5 milhões

de toneladas de farelo proteico, contribuindo para a competitividade nacional na produção de carnes, ovos e leite. Além disso, a soja e o farelo de soja brasileiro possuem alto teor de proteína e padrão de qualidade Premium, o que permite sua entrada em mercados extremamente exigentes como os da União Européia e do Japão (BOURSCHEIT, 2012). A soja também se constitui em alternativa para a fabricação do biodiesel, combustível capaz de reduzir em 78% a emissão dos gases causadores do efeito estufa na atmosfera.

A produção de soja está concentrada, principalmente, em três países: Estados Unidos, Brasil e Argentina, que atualmente respondem por cerca de 71,5% e 81,5%, respectivamente, da área e da produção mundial da oleaginosa. Ressalta-se que o Brasil e Argentina são responsáveis por 46,2% dessa produção global, permitindo ao MERCOSUL produzir mais da metade do referido total (HIRAKURI; LAZZAROTTO, 2011). De acordo com o segundo levantamento realizado pela companhia nacional de abastecimento (CONAB, 2013), a respeito da intenção do plantio da safra brasileira de soja na temporada 2013/14, foi registrado incremento de área variando de 3,7 a 6,4%, o que confirma a opção do produtor nacional em priorizar esse plantio em detrimento de outras alternativas, uma vez que a oleaginosa nas últimas temporadas, tem sido beneficiada por preços remuneradores no momento da comercialização. Além disso, estima-se para a safra de 2013/2014, um intervalo na produção de soja variando de 87.859,4 a 90.224,9 mil toneladas, representando um incremento variando de 7,8 a 10,7%, constituindo-se assim, em um novo recorde na produção nacional (CONAB, 2013).

2.4 Fracionamento do fósforo no solo

A utilização das técnicas de fracionamento de P visam à identificação das formas com que este elemento encontra-se retido no solo e sua contribuição na capacidade de suprimento de P para as plantas. Várias técnicas de fracionamento de P estão sendo utilizadas, destacando-se os métodos de Chang; Jackson (1957) e de Hedley et al. (1982) modificado por Condron et al. (1985). Estas técnicas variam no número e nas formas extraídas (inorgânicas e orgânicas), bem como na ordem e tipo de extrator.

O método proposto por Chang e Jackson (1957) baseia-se na capacidade de determinadas substâncias químicas dissolverem compostos específicos de P inorgânico do solo. Logo, essas frações e as substâncias químicas utilizadas para cada uma delas são as seguintes: P solúvel ou P-H₂O (NH₄Cl 1 mol L⁻¹), P ligado ao Al ou P-Al

(NH_4F $0,5 \text{ mol L}^{-1}$), P ligado ao Fe ou P-Fe (NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), P ligado ao cálcio ou P-Ca (H_2SO_4 $0,25 \text{ mol L}^{-1}$), e P ocluso. Esta técnica pode apresentar problemas na interpretação dos resultados, pois algumas soluções extratoras extraem mais do que uma forma inorgânica. Além disso, o P orgânico é obtido em outra amostra, por meio do método da ignição, disponibilizando apenas a quantidade do elemento e não a sua labilidade.

O método desenvolvido por Hedley et al. (1982) possibilita a obtenção das frações orgânicas e inorgânicas do solo de acordo com a sua disponibilidade, independentemente do grau de intemperismo e dos sistemas de cultivos empregados. As formas extraídas pela resina e bicarbonato de sódio são ditas formas lábeis, ou seja, de maior disponibilidade, enquanto aquelas extraídas com NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, são consideradas formas moderadamente lábeis. As frações de P extraídas por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (CONDRON et al., 1985), HCl 1 mol L^{-1} e o residual seriam consideradas não lábeis. Cross e Schlesinger (1995), agruparam as frações obtidas por meio do fracionamento de Hedley em duas formas: P geoquímico e P biológico. O P geoquímico é a soma das frações inorgânicas (Resina, NaHCO_3 , NaOH $0,1$, NaOH $0,5$ e HCl) mais o P residual, enquanto que o P biológico é a soma das frações orgânicas (NaHCO_3 , NaOH $0,1$ e NaOH $0,5$).

A labilidade da fração NaHCO_3 é relatada por muitos pesquisadores, indicando que os teores extraídos pela RTA não representam todo P disponível do solo (HEDLEY et al., 1982). A fração Pi-NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ representa o P inorgânico moderadamente lábil, quimiosorvido por ligações monodentadas e bidentadas aos óxidos e à caulinita (HEDLEY et al., 1982). Além disso, representa as formas precipitadas de P com o Fe e Al (RUIZ et al., 1997). A fração Po-NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ representa o P orgânico moderadamente lábil ligado aos ácidos húmicos (CROSS; SCHEHLESIGER, 1995). A extração do P orgânico pelo NaOH ocorre por ação de ânions OH^- , que provocam a hidrólise parcial dos compostos orgânicos (DALAL, 1977). O P orgânico é representado pelas formas monoéster, diéster, fosfonatos e polifosfatos. Os fosfatos monoéster (hexafosfato de inositol, açúcares fosfatados, mononucleotídeos e fosfato colina) representam a maior parte do fósforo orgânico nos solos do Rio Grande do Sul (SANTOS; ANGHINONI, 2003).

Estas formas são adsorvidas com alta energia por causa de sua elevada carga residual, tornando quimicamente e fisicamente protegida do ataque microbiano. Esses fosfatos são encontrados nos ácidos fúlvicos e principalmente nos

ácidos húmicos. Nos fosfatos diésteres (fosfolípidios, ácido teicóico e ácidos nucleicos), o P tem sua carga ocupada pelos próprios constituintes da molécula, por ter menor carga residual, diminuindo sua adsorção aos colóides do solo, logo ficam mais suscetíveis ao ataque microbiano, sendo mineralizados e fornecendo P inorgânico ao sistema solo-planta.

Gatiboni et al. (2005) observou que os fosfatos diéster são mineralizados em maior proporção do que os fosfatos monoéster, quando o P inorgânico não é capaz de suprir a absorção pelas plantas. Em sistemas onde ocorre a acumulação de P inorgânico pela adubação fosfatada, a absorção da planta utiliza esta forma de fósforo, ocorrendo acúmulo do P orgânico. A fração P_i e P_o -NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ representa o P inorgânico e orgânico fisicamente protegidos no interior de microagregados. A fração HCl 1 mol L^{-1} representa as formas inorgânicas de fósforo associadas ao cálcio (CROSS; SCHLENSIGER, 1995). Estudos realizados mostraram que a aplicação de superfosfato triplo aumentou esta fração, indicando a difusão de fósforo no interior de fosfatos de ferro e alumínio.

A associação com este cátion pode ocorrer nos minerais primários, fosfatos de cálcio neoformados e em fosfatos naturais. Gatiboni et al. (2005) observaram aumento nos teores desta fração devido à adição de superfosfato triplo e também pela aplicação de calcário, respectivamente. Em ambas as situações observou-se a neoformação de fosfatos de cálcio. Solos com baixos teores da fração HCl são resultantes do avançado grau de intemperismo, que resulta na lixiviação de cátions básicos. A fração residual representa o P presente nas substâncias húmicas bem como formas inorgânicas de fósforo insolúveis, e a fração total representa as formas de fósforo, incluindo fósforo estrutural e fósforo ocluído em minerais do solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental.

O presente trabalho vem sendo conduzido desde o ano de 2002 na Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas - FCA, Campus de Botucatu/UNESP, localizada no município de Botucatu-SP, na latitude de 22°51'S, longitude de 48°26'W e altitude de 740 m. O trabalho foi implantado em solo classificado como Latossolo Vermelho distrófico (SANTOS, 2013). 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 de temperatura máxima e mínima durante a condução do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Fazenda Experimental Lageado, pertencente ao Departamento de Recursos Ambientais- Setor Climatologia, e estão apresentados na Figura 1.

A área utilizada no experimento vem sendo manejada em Sistema de plantio direto (SPD) desde 1999. Em 2002, ocorreu à 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). Desde então os resíduos vem sendo aplicados seguindo as mesmas doses com intervalo de 1 ano entre as aplicações, desta forma as reaplicações foram realizadas nos anos 2005, 2007, 2009 e 2011, resultando em vários trabalhos de mestrado e doutorado, bem como várias publicações em periódicos nacionais.

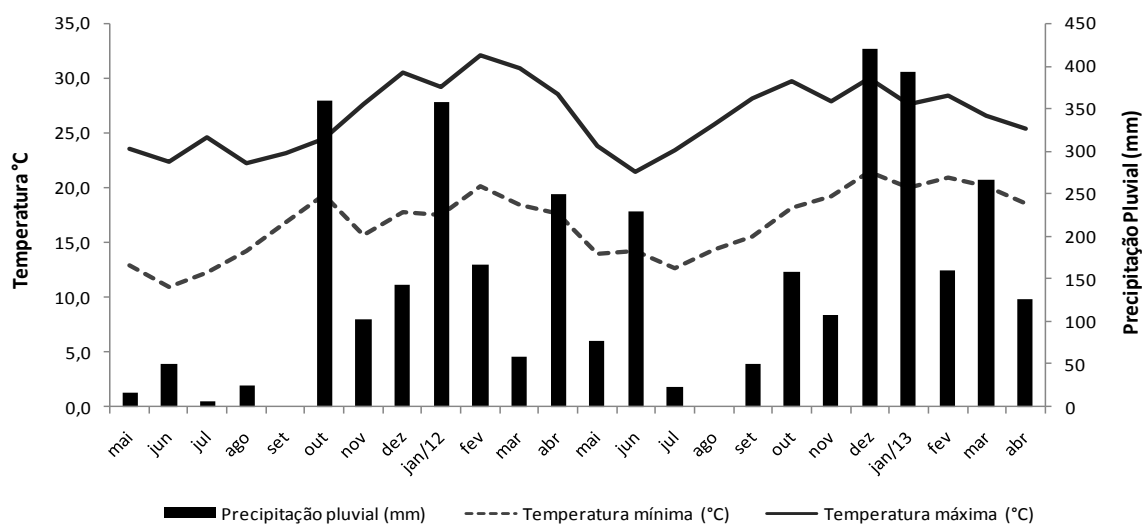


Figura 1. Temperaturas máxima e mínima (°C) e precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) registradas durante a realização do experimento, nos anos agrícolas de 2011 a 2013.

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 camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade (Tabela 1) utilizando o trado tipo sonda. A análise química da amostra de solo foi realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Solo e Recursos Ambientais da Faculdade de Ciências Agrônomicas, segundo metodologia descrita por Rajj et al. (2001).

Tabela 1. Caracterização química do solo na implantação do experimento (2002).

Profundidade cm	pH	M.O. g dm ⁻³	P _{resina} mg dm ⁻³	Al ³⁺mmolc dm ⁻³	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	V%	S
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	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 utilizados

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial de $4 \times 4 + 1$, com três repetições, onde cada parcela foram disposta de 6 m de largura e 7 m de comprimento totalizando 56 unidades experimentais.

Os tratamentos foram constituídos por quatro resíduos: **LC** - lodo de esgoto centrifugado com adição de cal virgem (CaO), proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Presidente Prudente; **LB** - lodo de esgoto proveniente de biodigestor com adição de polieletrólitos, produzido pela ETE de Barueri; **E** - escória de aciaria gerada pela Mannesmann e, **Lcal** - lama cal proveniente da empresa de celulose Ripasa. As características químicas destes resíduos estão descritas na Tabelas 2.

Os resíduos foram aplicados individualmente em quatro doses: 0 (controle), 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} , além de um tratamento adicional com adição de calcário (2 Mg ha^{-1}), aplicados sobre a superfície do solo. Os resíduos e as doses utilizadas inicialmente no experimento foram pré-estabelecidos com base em 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 2. Características químicas dos resíduos utilizados no experimento.

Resíduos	C/N	pH	Umidade	MO- total	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Na	Cu	Fe	Mn	Zn
		(CaCl ₂)% ao natural.....mg kg ⁻¹ ao natural.....												
LC	7/1	8,13	25,00	10,50	0,78	0,44	0,05	12,1	0,15	0,11	270	75	4388	69	150
LB	8/1	6,84	18,88	42,12	3	3,37	0,08	1,87	0,38	0,7	243	99	17334	322	1176
Lcal	93/1	8,75	37,32	10,08	0,06	0,23	0,57	16,8	0,23	0,03	3263	6	265	91	9
E	11/1	12,40	9,97	2,00	0,1	1,21	0,04	21,8	2,42	0,9	684	23	145350	22455	25

LC = lodo de esgoto centrifugado tratado com cal virgem. LB = lodo de esgoto proveniente de biodigestor. Lcal = lama cal. E = escória.

3.3 Instalação e desenvolvimento do experimento.

3.3.1 Aplicação dos resíduos

No dia 25 de agosto de 2011, foi realizada a quinta reaplicação dos resíduos na área. Todos aplicados de forma superficial e homogênea no solo, nas doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

3.3.2 Cultura da soja

O cultivar de soja 5D688 da Dow Agro Sciences foi semeado no dia 18 de novembro do ano agrícola 2011/2012 e no dia 22 de novembro do ano agrícola 2012/2013, seguindo as recomendações técnicas de acordo com os parâmetros pré-estabelecidos para cada cultura. Utilizou-se densidade de semeadura de aproximadamente 22 sementes por metro, espaçamento de 0,45 m entre linha. Para o ano agrícola 2011/2012 e 2012/2013 a adubação foi realizada, respectivamente, aplicando-se 300 kg ha⁻¹ dos fertilizantes formulados 4-20-20 e 0-20-20. As sementes foram tratadas com fungicida carboxina (carboxanilida) + tiram (dimetilditiocarbamato) (60 gi.a. por 100 kg de sementes) e inseticida tiametoxam (105 gi.a. por 100 kg de sementes) e inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*.

As colheitas da soja foram realizadas no dia 29 de março de 2012 e no dia 4 de abril de 2013.

Ao longo dos 10 anos de cultivo, todas as parcelas receberam um total de 654 kg ha⁻¹ de P₂O₅, mais especificamente sendo aplicados nos anos agrícolas 2002/03, 2003/04 e 2004/05; adubação de 300 kg ha⁻¹ do fertilizante formulado 00-20-10, nos anos de 2005/06 e 2006/07; foram aplicados 300 kg ha⁻¹ do fertilizante formulado 08-28-16, em 2007/08, 2009/2010 e, 2010/11 utilizou-se 300 kg ha⁻¹ do formulado 0-20-20, 4-14-8, 8-28-16, respectivamente e em 2011/2012, 2012/2013 aplicou-se 300 kg ha⁻¹ do formulado 4-20-20, 0-20-20, respectivamente.

3.4 Parâmetros avaliados no solo

3.4.1 Amostragem

As amostragens de solo para a caracterização química foram realizadas antecedendo a semeadura da cultura da soja nos anos agrícolas 2011/2012 e 2012/2013, sendo três meses após a aplicação dos resíduos. Realizou-se a coleta do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, sendo retirada três amostras simples para formar uma amostra composta para cada profundidade e para cada parcela. As amostras foram colocadas em sacos plásticos e secas ao ar. Após a secagem, foram destorroadas e peneiradas em peneiras de malha de 2 mm para posterior análise química.

3.4.1.2 Avaliação da fertilidade do solo

Para avaliação da fertilidade do solo, nas diferentes camadas amostradas foram determinados: pH em CaCl_2 , os teores M.O., P, H+Al, Ca, Mg, K, Cu, Fe, Mn, Zn e B, a partir dos resultados foram calculados os valores de SB, CTC e V%, conforme descrito por Raij et al. (2001).

3.4.1.3 Fracionamento e disponibilidade do fósforo

Nas amostras coletadas nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade foi realizado o fracionamento químico do fósforo. Adotou-se o método desenvolvido por Hedley et al. (1982) com algumas modificações de Condrón et al. (1985) (Figura 2). O fósforo inorgânico (Pi) dos extratos do fracionamento e o P residual foram determinados segundo Murphy e Riley (1962). O P-total dos extratos alcalinos foi obtido por meio de digestão com persulfato de amônia e ácido sulfúrico em autoclave a 121°C por duas horas, com posterior determinação também segundo Murphy e Riley (1962).

Cross e Schlesinger (1995) agruparam as suposições de vários autores sobre quais formas de fósforo são extraídas na sequência do fracionamento de Hedley. De maneira geral, assume-se que a resina trocadora de ânions (RTA) extrai formas lábeis de fósforo inorgânico. O NaHCO_3 extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico. Ao NaOH 0,1 mol L^{-1} é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiossorvido a óxidos de alumínio e ferro, o qual é moderadamente lábil. Também, com NaOH , é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil. O tratamento do solo com HCl extrai fósforo inorgânico contido nos fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido. A

utilização de NaOH 0,5 mol L⁻¹, em substituição a ultrasonificação do método original, extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos micro agregados do solo e, finalmente, a digestão do solo com H₂SO₄ e outros ácidos, extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante (GATIBONI, 2003).

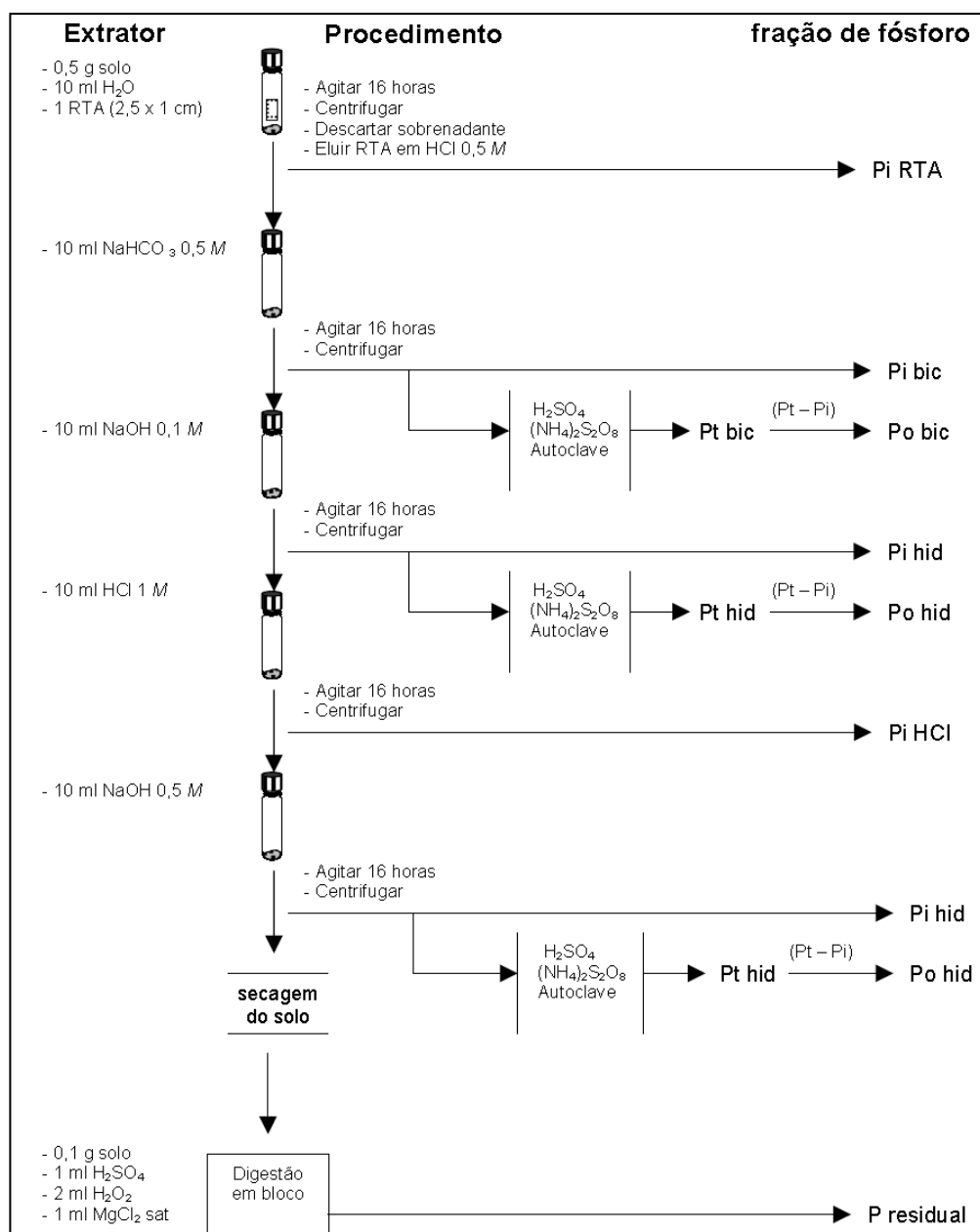


Figura 2. Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações de Condon et al. (1985).

3.5 Parâmetros avaliados no material vegetal

3.5.1 Avaliação do estado nutricional

Para avaliar o estado nutricional da cultura da soja, 10 folhas foram coletadas de forma aleatória em cada unidade experimental, na época de florescimento, sendo coletada a terceira folha completamente desenvolvida no sentido do ápice da haste para a base (MALAVOLTA et al., 1997). Depois de lavadas com detergente e água deionizada, as amostras de folhas, foram secas em estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 65°C por 72 h, trituradas em moinho tipo Willey e armazenadas até o momento das análises. Nas amostras das folhas diagnose 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).

3.5.2 Produção de grãos

A colheita da cultura da soja foi realizada no dia 29 de março de 2012 e no dia 04 de abril de 2013, mediante colheita mecanizada com colhedora de parcela, três linhas centrais, com sete metros de comprimento cada. Depois da trilha mecânica o material foi pesado e a umidade dos grãos corrigida a 13%, transformando a produção em Mg ha⁻¹.

3.6 Análise estatística

Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente por meio do software SISVAR (FERREIRA, 2003) e submetidos à análise de variância à 5% de probabilidade, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância e as doses comparadas através de ajuste de regressão linear ou quadrática.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise química dos atributos do solo

Como pode-se notar na Tabela 3 todos os resíduos bem como as doses utilizadas apresentaram efeito significativo para as camadas de solo estudadas e nos dois anos de cultivo. É importante destacar que, devido à acidez da maior parte dos solos brasileiros, é muito comum a adoção de práticas agrícolas de correção do pH dos solos por meio da aplicação de calcário. Dependendo da proporção de cal e das doses de uso, o lodo alcalino pode minimizar ou mesmo substituir esse material corretivo. Quando o lodo de esgoto passa por tratamentos com a cal, elementos essenciais para as plantas, como o cálcio e o magnésio são incorporados nesse resíduo, trazendo vantagens ao produtor (REI et al., 2009).

Tabela 3. Resumo da análise de variância dos valores de pH do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade em função dos resíduos e doses aplicadas nos anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013.

	Ano 2011/2012				pH CaCl ₂	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	*	*	*	*	*	ns
Doses (D)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
RXD	*	*	*	*	*	*	*	*	ns
Bloco	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	4,4	4,2	5,9	7,4	6,4	5,7	6,3	5,6	

*= significativo a 5% e ns= não significativo

Comparando-se os resíduos utilizados notou-se que para os dois anos de estudo os maiores valores de pH foram obtidos após a aplicação do resíduo Lama Cal (Lcal) (Tabela 4), demonstrando assim seu potencial como corretivo de acidez do solo. Por outro lado, os menores valores pH foram obtidos com a aplicação lodo de biodigestor (LB), efeito esse decorrente de suas características químicas e físicas, por seus baixos valores de RE, PN e PRNT, portanto, não podendo ser considerado material para a correção da acidez do solo. A Lcal e o Lodo centrifugado (LC) mostraram maior capacidade de caminamento em profundidade, muito possivelmente devido à maior solubilidade.

A escória (E) apresentou resultados crescentes em função do aumento das doses dos resíduos (Figura 3). Efeito sobre a correção da acidez do solo com aumento do pH em profundidade favorecido pela aplicação de escória de aciaria também foi observado por Prado e Fernandes (2000; 2001; 2003), Carvalho-Pupatto et al. (2003; 2004), Corrêa (2005), Nolla e Korndörfer (2007), pois este resíduo apresenta silicato em sua composição (CaSiO_3) e, conforme Alcarde (1992), fontes de silicato apresentam solubilidade de seis a sete vezes superior à do calcário, o que facilita a mobilidade no solo.

Para a camada de 20 a 40 cm apenas nas doses 4 e 8 Mg ha^{-1} foram significativas para o pH do solo em função dos resíduos no primeiro e no segundo ano apresentando interação não significativa, dessa forma deve-se ter em mente que os produtos de reação de neutralização não têm efeito rápido na redução da acidez no subsolo, pois depende da lixiviação de sais no perfil (COSTA, 2000), ou seja, camadas mais profundas demoram mais para serem neutralizadas. Essas informações também foram descritas em outros estudos (SORATTO, 2005; FIDALSKI; TORMENA, 2005).

Rigolon (2006), ao estudar a aplicação de resíduos urbanos e industriais (lodo de esgoto centrifugado, lodo de esgoto de biodigestor, lama cal e escória) nas culturas de girassol, milho, nabiça e aveia, notou elevação dos valores de pH para todos os resíduos utilizados, fato explicado pela presença de agentes neutralizantes nos materiais lodo de esgoto centrifugado, lama cal e escória como CaO , CaCO_3 e NaCO_3 e SiO_3 , respectivamente, Alcarde (1992). Essa elevação no pH para faixa de 5,5 – 6,5 é desejável por proporcionar maior disponibilidade de muitos macro (P, Ca, S, N e K) e micronutrientes (B, Mo, Cl e outros), e reduzir, no caso de problemas de excesso, a disponibilidade de Cu, Fe, Mn, Zn e Al, os quais poderiam trazer efeitos tóxicos às plantas e micronutrientes (FIA, 2005).

Tabela 4. Valores de pH em CaCl₂, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
pH (CaCl ₂) Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	4,3a	4,3a	4,3a	4,3a	4,1a	4,1a	4,1a	4,1a
2	4,2d	5,1c	6,9a	6,3b	4,2d	5,0c	6,7a	5,6b
4	4,3d	5,9c	7,3a	6,6b	4,5d	5,7c	7,0a	6,3b
8	4,3b	7,3a	7,4a	7,3a	4,0c	6,7b	7,5a	6,9b
Média	4,3d	5,6c	6,5a	6,1b	4,2	5,4	6,3	5,7
Calcário	6,7				6,2			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	4,1a	4,1a	4,1a	4,1a	4,6a	4,6a	4,6a	4,6a
2	4,2c	4,6bc	6,0a	5,0b	4,2a	4,5a	4,9a	4,5a
4	4,2c	4,8bc	6,1a	5,3b	4,1b	4,5b	5,5a	4,6b
8	4,5d	5,5c	7,4a	6,4b	4,4c	5,3b	6,9a	5,4b
Média	4,3	4,8	5,9	5,2	4,3	4,7	5,5	4,8
Calcário	5,2				5,0			
pH (CaCl ₂) Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	4,2a	4,2a	4,2a	4,2a	4,1a	4,1a	4,1a	4,1a
2	4,5c	5,3b	6,5a	6,6a	4,4b	4,8b	6,0a	5,4a
4	4,5c	6,0b	7,1a	6,6bc	4,2c	5,4b	6,9a	5,6b
8	4,5b	6,4a	7,1a	6,7a	4,2c	5,9b	6,8a	6,4bc
Média	4,4c	5,5b	6,2a	6,0a	4,3d	5,0c	6,0a	5,4b
Calcário	6,3				5,5			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	4,0a	4,0a	4,0a	4,0a	4,1a	4,1a	4,1a	4,1a
2	4,2b	4,4ab	5,0a	4,3b	4,3a	4,3a	4,4a	4,1a
4	4,2c	4,7bc	5,5a	5,0ab	4,2a	4,2a	4,3a	4,5a
8	4,2c	5,4b	6,4a	6,1a	4,1b	4,6ab	4,7a	4,9a
Média	4,2c	4,6b	5,2a	4,9b	4,2	4,3	4,4	4,4
Calcário	4,9				4,3			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Porém Lobo et al., (2013) em estudo com aplicação de lodo notaram decréscimo do pH do solo em função do aumento da dose, fato que os autores atribuíram ao processo de nitrificação do N presente no lodo de esgoto, onde ocorreu a liberação de H⁺ na solução do solo. A produção de ácidos orgânicos durante o processo de

biodegradação da fração orgânica (CAMARGO et al., 1999) e nitrificação (BOEIRA; LIGO; DYNIA 2002) pode contribuir para a acidificação de solos tratados com lodo de esgoto.

Em comparação a análise de solo feita em 2002 (Tabela 1), ano em que iniciou o estudo nessa área, verifica-se que a testemunha foi a que apresentou menor variação de pH, indicando assim, que as modificações que ocorreram tiveram influência da aplicação dos resíduos no solo.

O LB no ano agrícola 2011/2012 ajustou-se ao modelo quadrático na camada de 5-10 cm de profundidade (Figura 3). Resultados semelhantes foram obtidos por Berton et al. (1989) para a cultura do milho em resposta à adição de lodo de esgoto em cinco solos paulistas, no qual constataram que o resíduo quando incorporado ao solo agiu como corretivo de acidez, elevando o pH e reduzindo o teor de alumínio trocável (Al^{3+}) no solo. Fia et al. (2005) também observaram elevação do pH do solo (de 4,7 para 6,8) com aplicação de $168,4 \text{ t ha}^{-1}$ de lodo de esgoto doméstico tratado com cal. Rei et al. (2009) observaram elevação dos valores de pH em função da aplicação de lodo de esgoto. Para a camada de 20-40 cm de profundidade, no ano 2012/2013, não foi observado efeito significativo da aplicação de doses em função dos resíduos estudados, dessa forma, foi apresentado apenas as médias para cada dose (Figura 3).

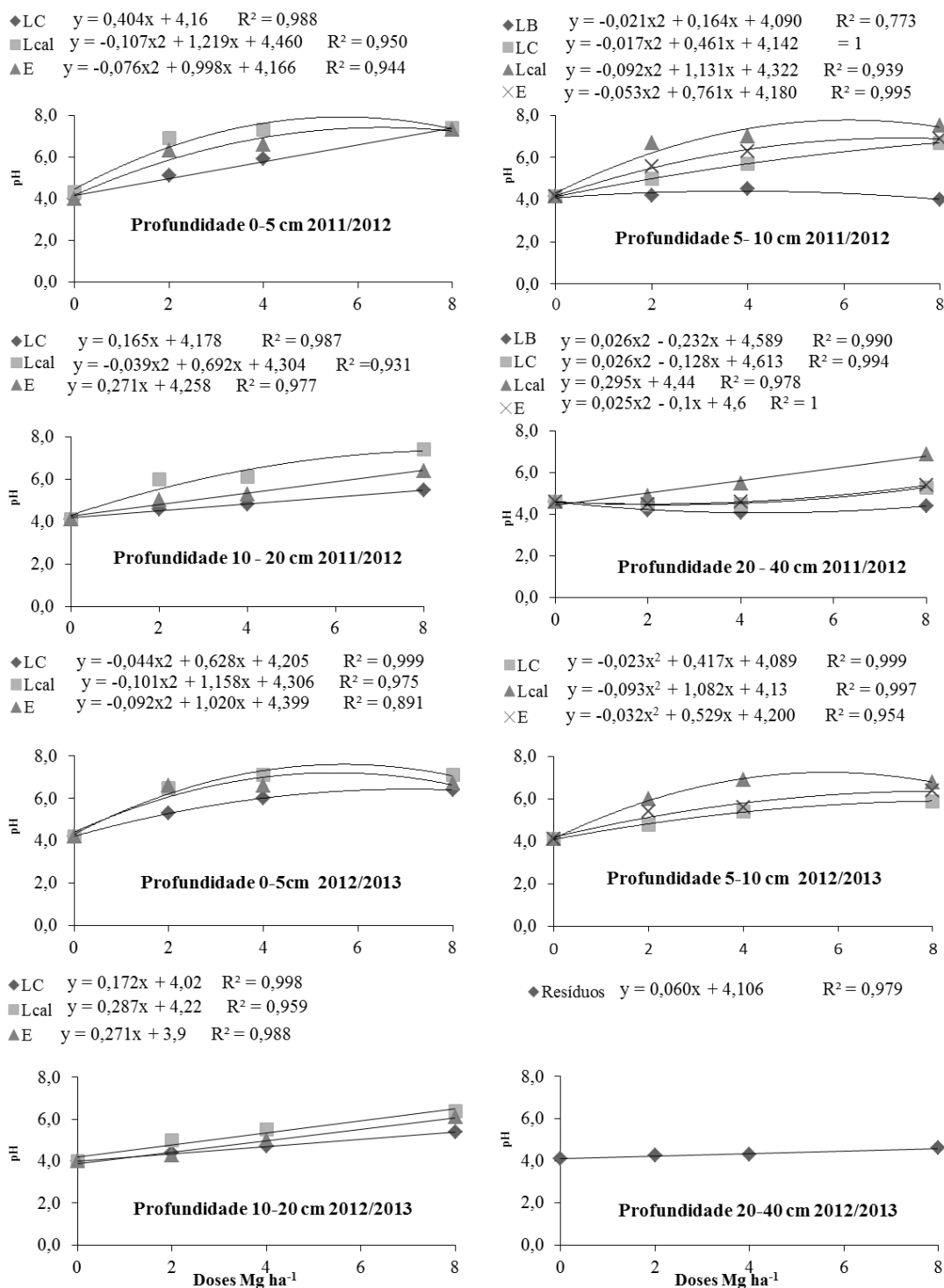


Figura 3. Valores de pH(CaCl₂), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade um função da após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

4.1.2 Matéria Orgânica

Os valores de matéria orgânica (M.O.) em função dos resíduos foram significativos até a camada de 10 cm e as doses foram significativas para as camadas 5-10 e 20-40cm de profundidade, apresentando efeito da interação entre dose e resíduos para as camadas com exceção da profundidade de 10 a 20 cm de profundidade que não apresentou nenhum efeito. Já no segundo ano apenas a camada de 0-5 cm de profundidade apresentou efeito significativo (Tabela 5).

Tabela 5. Resumo da análise de Matéria Orgânica (M.O), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

	Ano 2011/2012				M.O.	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	ns	ns		*	ns	ns	ns
Doses (D)	ns	*	ns	*		*	ns	ns	ns
RXD	*	*	ns	*		*	ns	ns	ns
Bloco	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns	ns
CV%	11,3	7,6	10,9	7,0		14,8	13,3	11,4	12,7

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Notou-se que os teores de M.O., na camada de 0-5 cm de profundidade, foram decrescentes, para o resíduo LB e Lcal. No entanto, para a camada de 5-10 cm de profundidade, as aplicações dos resíduos LC e E proporcionaram aumento considerável no teor de M.O. do solo, ocorrendo o mesmo nas camadas de 10-20 e 20-40 cm de profundidade, o que não ocorreu após aplicação dos resíduos LB e E (Tabela 6).

Evidenciando o aumento da M.O. no solo imediatamente após a aplicação dos resíduos industriais e urbanos, portanto após três meses de reação no solo, percebeu-se que houve uma exceção relacionada à aplicação do LB, no qual o teor de M.O. diminuiu, quando o esperado para este tratamento seria o aumento da M.O. do solo, visto que o mesmo possui elevado teor de matéria orgânica (42%) em sua composição (Tabela 2). Do ponto de vista químico, a aplicação de resíduos orgânicos pode provocar alterações no pH, elevação das cargas negativas do solo e, conseqüentemente, aumento da CTC (GLÓRIA, 1992). Além disso, a utilização de resíduos permite a reciclagem de

nutrientes e contribui para o incremento dos teores de matéria orgânica no solo (ROMEIRO, 2012).

Tabela 6. Valores de matéria orgânica (M.O), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
M.O. Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0,0	29,6a	29,6a	29,6a	29,6a	26,4a	26,4a	26,4a	26,4a
2,0	24,8a	24,6a	25,4a	30,2a	25,3b	27,5ab	24,9b	31,5a
4,0	27,9ab	26,1ab	23,3b	33,1a	28,4	33,1	31,8	30,3
8,0	21,7b	30,1a	27,7ab	33,7a	24,2c	34,1a	28,3bc	32,5ab
Média	26,0b	27,6b	26,5b	31,7a	26,0c	30,3a	27,9bc	30,2ab
Calcário	28,3				31,2			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0,0	22,6a	22,6a	22,6a	22,6a	18,5a	18,5a	18,5a	18,5a
2,0	24,2a	23,0a	22,3a	25,5a	19,1ab	18,3b	22,1a	20,4ab
4,0	24,1a	23,0a	24,6a	23,0a	19,8b	24a	21,1ab	21,3ab
8,0	22,9a	24,8a	23,0a	23,4a	19,9a	22,0a	19,3a	20,3a
Média	23,5	23,3	23,1	23,6	19,3	20,7	20,2	20,1
Calcário	24,3				23,5			
M.O. Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0,0	21,9a	21,9a	21,9a	21,9a	21,7a	21,7a	21,7a	21,7a
2,0	25,7a	26,0a	25,4a	33,3a	18,2a	20,5a	23,9a	20,1a
4,0	27,0a	29,4a	34,0a	30,5a	19,0b	19,7b	24,8ab	25,7a
8,0	19,9b	34a	30,4a	25,3b	21,4a	22,5a	22,3a	22,0a
Média	23,6	27,9	27,9	27,8	20,1	21,1	23,2	22,4
Calcário	27,7				22,9			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0,0	15,9a	15,9a	15,9a	15,9a	15,2a	15,2a	15,2a	15,2a
2,0	18,6a	17,6a	15,9a	16,7a	13,2a	13,9a	16,1a	13,2
4,0	14,9a	15,4a	16,6a	18,7a	14,7a	13,8a	14,9a	14,7a
8,0	16,7a	16,7a	15,9a	17,5a	14,9a	15,2a	15,4a	15,3a
Média	16,5	16,4	16,1	17,2	14,6	14,5	15,4	14,6
Calcário	16,3				15,3			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Nascimento et al. (2004) observaram aumentos expressivos nos teores de matéria orgânica no solo em razão da aplicação de lodo de esgoto. De acordo com Santos et al. (1999) é possível aumentar o teor de matéria orgânica por meio da adição de carbono pela síntese de compostos orgânicos no processo fotossintético ou adição de resíduos ao solo, 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.

Verificou-se que, à medida que se aumenta a profundidade, as modificações nos valores de M.O. são menos expressivos ou até mesmo não significativos, uma vez que em SPD a aplicação dos resíduos é feita superficialmente. As doses dos resíduos aplicadas no solo proporcionaram diferenças (Figura 4) quanto aos teores de M.O. apenas nas camadas 0-5, 5-10, e 20-40 cm de profundidade no primeiro ano.

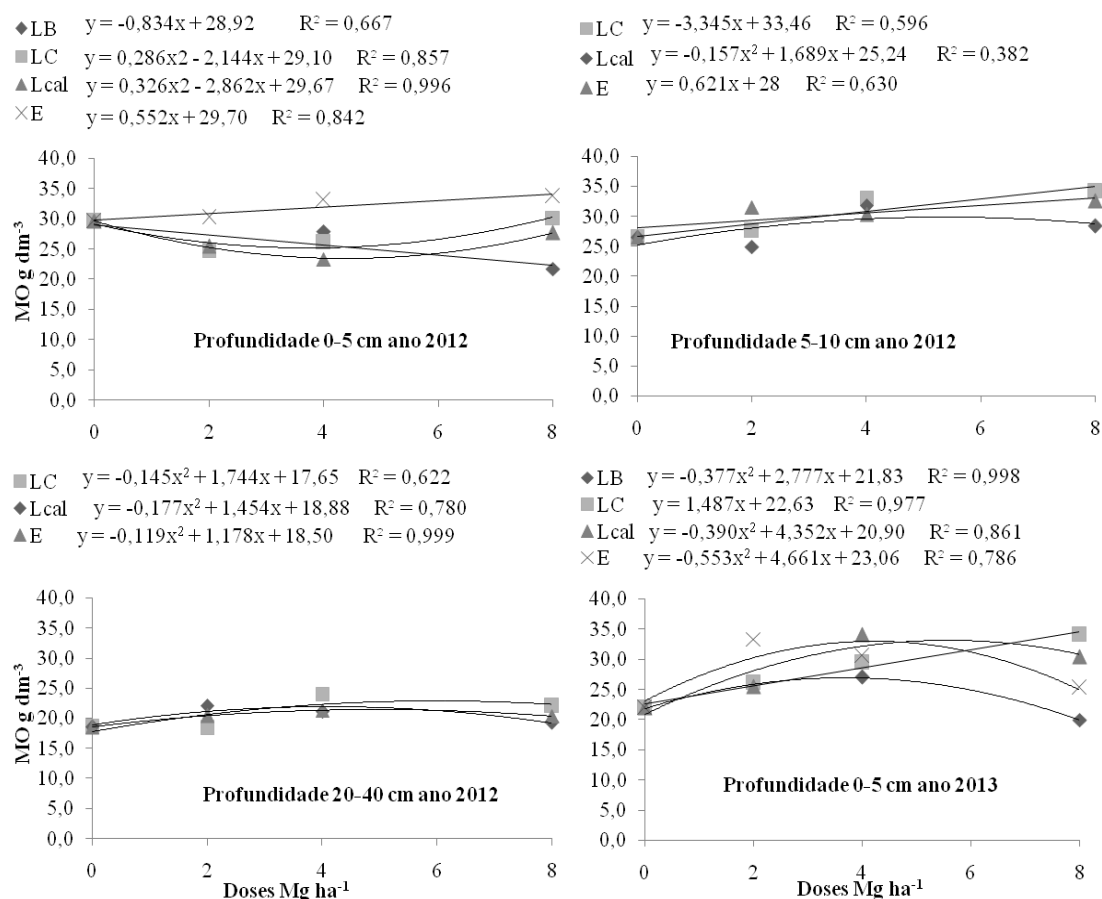


Figura 4. Valores de M.O., nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, reaplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ de 0 a 5 cm de profundidade.

4.1.3 Saturação por bases (V%)

Como pode-se observar na Tabela 7 todos os resíduos e camadas foram significativos apresentando assim interação entre os fatores estudados.

Tabela 7. Resumo da análise de V%, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

	Ano 2011/2012				V%	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Doses (D)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
RXD	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bloco	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	13,0	13,2	20,6	29,5	20,9	18,4	26,04	33,4	

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Os valores médios de V% após aplicação do LB não seguem uma tendência uniforme em função das doses. Porém, os demais resíduos proporcionaram aumento no valor de V% em função do aumento das doses (Figura 5). O resíduo E foi o que apresentou maiores valores na camada de 0-5 cm de profundidade nos dois anos. Vale lembrar que o resíduo E é o que possui maior valor de Ca e Mg em sua composição (Tabela 2). Nas demais camadas, a Lcal se destacou com médias mais elevadas o que pode ser atribuído ao maior poder de neutralização e provavelmente maior solubilidade e caminhamento em profundidade desse resíduo.

Dentre os resíduos aplicados o LB manteve suas médias sempre menores que as obtidas pelo calcário independente das doses aplicadas e da profundidade. Para os demais resíduos apenas as maiores doses apresentaram valor superior ao calcário. Como citado a E é um resíduo rico em Ca bem como a Lcal e LC, dessa forma o aumento do valor V% é resultado do aumento nos teores de Ca. Esses resultados corroboram os apresentados por Andreoli et al. (1999).

Tabela 8. Valores de V% nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
V% Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	30,2a	30,2a	30,2a	30,2a	23,7a	23,7a	23,7a	23,7a
2	25,0c	59,0b	90,3a	88,2a	20,8c	56,6b	85,4a	76,1a
4	31,7b	81,9a	89,0a	92,6a	25,4b	78,8a	85,4a	78,6a
8	30,3b	94,5a	95,6a	97,4a	20,4b	89,0a	94,5a	95,0a
Média	29,3c	66,4b	76,3a	77,1a	22,6c	62,0b	72,2a	68,3ab
Calcário	88,2				81,4			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	20,3a	20,3a	20,3a	20,3a	37,9a	37,9a	37,9a	37,9a
2	17,7b	44,9a	63,7a	52,0a	29,2a	34,0a	48,6a	44,0a
4	26,8c	52,8b	76,8a	65,3ab	22,9b	39,3b	74,5a	46,3ab
8	16,0c	67,0b	93,4a	85,6ab	30,0b	71,3a	88,1a	70,2a
Média	20,2c	46,3b	63,5a	55,8ab	30,0c	45,6b	62,4a	49,6ab
Calcário	58,7				44,1			
V% Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	24,1a	24,1a	24,1a	24,1a	18,1a	18,1a	18,1a	18,1a
2	44,9b	64,5ab	80,5a	91,8a	37,1b	45,7b	78,7a	69,6a
4	37,6b	79,5a	96,8a	94,9a	25,7c	65,0b	93,2a	78,3ab
8	28,7b	92,8a	97,1a	97,0a	19,0b	83,1a	94,8a	93,4a
Média	33,8b	65,2a	74,6a	76,9a	25,0c	53,0b	71,2a	64,39a
Calcário	92,0				74,7			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	11,9a	11,9a	11,9a	11,9a	11,3a	11,3a	11,3a	11,3a
2	25,1b	28,6b	50,9a	38,3ab	7,9a	19,4a	23,1a	19,6a
4	23,7b	41,7ab	63,5a	45,8a	22,4a	27,1a	36,4a	35,9a
8	19,6b	62,8a	82,7a	80,1a	12,6b	36,6a	44,4a	54,4a
Média	20,0c	36,3b	52,2a	44,0ab	13,5b	23,6a	28,8a	30,3a
Calcário	48,8				27,6			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

A porcentagem de saturação por bases não variou em função da aplicação do LB em todas as camadas avaliadas.

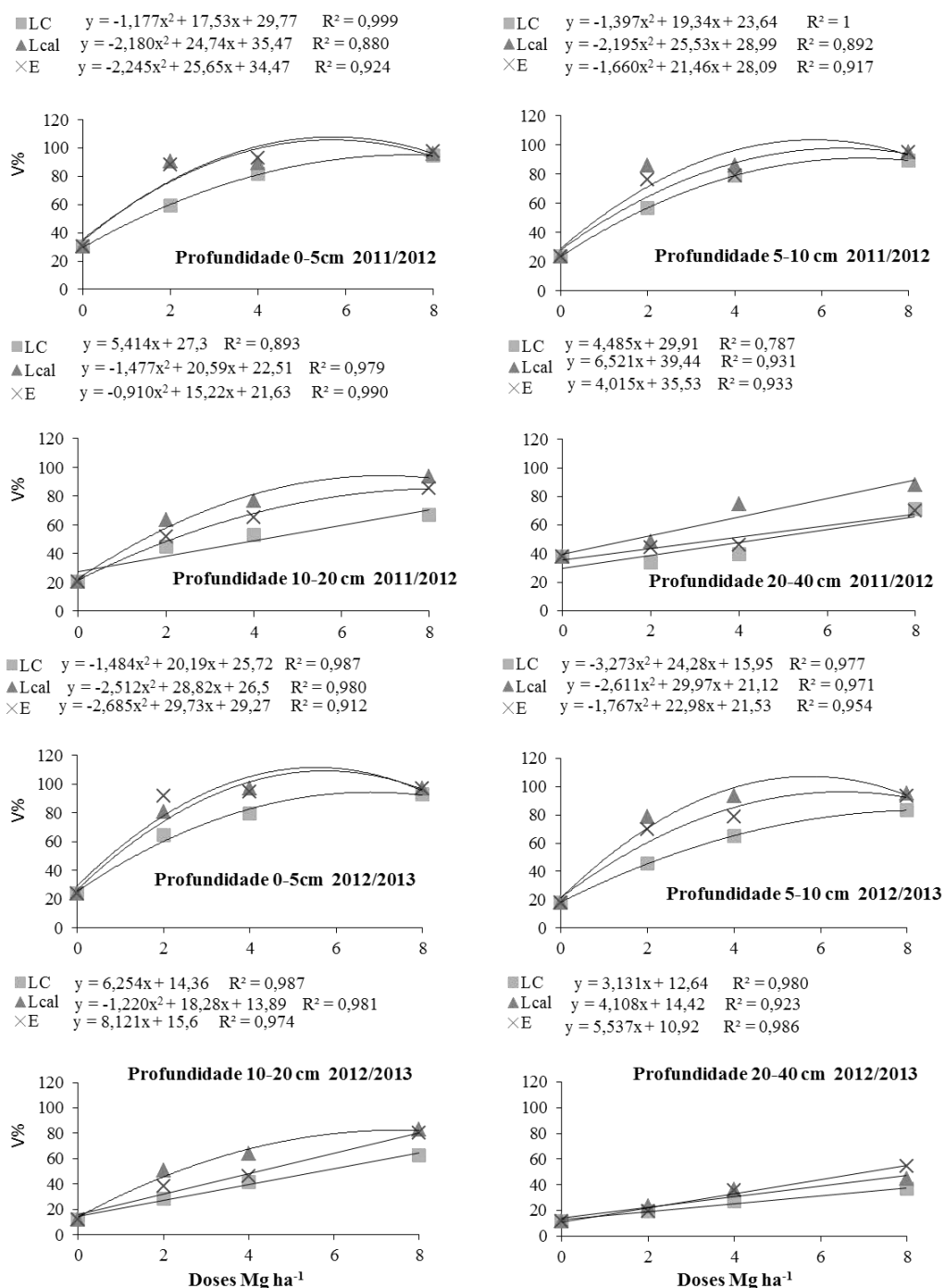


Figura 5. Valores de V%, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, reaplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Na profundidade de 20-40 cm de profundidade, nos dois anos agrícolas, pode-se notar que o V% aumentou linearmente em função das doses e dos resíduos aplicados (Figura 5).

Com exceção do LB que apresentou diminuição no V% na dose de 8 Mg ha⁻¹, todos os resíduos comportaram-se de forma crescente em função das doses

aplicadas. Esse comportamento já era esperado uma vez que a soma de bases é calculada em função das bases trocáveis Ca, Mg e K do solo. Dessa maneira, a SB apresentou comportamento semelhante ao Ca e K. Os resultados da saturação por bases (V%) apresentaram comportamento semelhante aos do pH, uma vez que segundo Lobo (2010) existe uma interação positiva entre pH e V%. Outro fator que contribuiu para a elevação da V% no solo é o aumento nos teores de Ca^{2+} no solo.

4.1.4. Fósforo no solo

Para o primeiro ano o P apresentou efeito das doses em todas as camadas estudadas (Tabela 9), porém não apresentando efeito da interação na camada de 0-5 cm de profundidade, sendo significativo no segundo ano apenas até 5 cm de profundidade.

Tabela 9. Resumo da análise de fósforo no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Ano 2011/2012				P_{resina}	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	ns	*	ns	*	*	ns	ns	ns	
Doses (D)	*	*	*	*	*	ns	ns	ns	
RXD	ns	*	*	*	*	ns	ns	ns	
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	
CV%	31,3	4,2	26,0	26,7	27,5	36,6	67,2	44,7	

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Para todos os resíduos estudados, pôde-se notar aumento dos teores de P no solo em função das doses aplicadas (Figura 6). O resíduo Lcal proporcionou os menores valores médios desse nutriente, quando se comparou os quatro tipos de resíduos utilizados, sendo tais valores principalmente influenciados pela dose de 8 Mg ha^{-1} (Tabela 10).

Tabela 10. Valores de fósforo ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos								
P resina Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	19,3a	19,3a	19,3a	19,3a	13,5a	13,5a	13,5a	13,5a
2	23,2a	19,7a	22,7a	38,2a	26,3a	15,8a	26,5a	22,2a
4	31,6a	29,1a	30,3a	38,9a	24,8b	23,1b	21,0b	39,0a
8	42,7a	43,7a	29,7a	42,1a	28,9b	41,6a	22,2b	43,7a
Média	29,2	27,9	25,5	34,6	23,4b	23,5b	20,8b	29,6a
Calcário	17,0				16,2			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	17,1a	17,1a	17,1a	17,1a	7,5	7,5	7,5	7,5
2	16,8a	29,5a	23,8a	19,1a	12,1ab	6,8b	6,9b	14,9a
4	26,6a	21,3a	19,0a	18,7a	12,8ab	6,5b	12,7ab	14,2a
8	36,8a	31,2a	17,4b	38,9a	18,4ab	19,2ab	12,5b	23,6a
Média	24,3	24,8	19,3	23,5	12,7ab	10,0b	9,9b	15,0a
Calcário	12,7				6,3			
P resina Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	27,0a	27,0a	27,0a	27,0a	45,6a	45,6a	45,6a	45,6a
2	39,0ab	20,3b	29,4ab	56a	39,5a	28,1a	27,7a	26,6a
4	42,2b	74,4a	42,5b	77,0a	47,7a	49,4a	39,1a	51,6a
8	54,0b	69,3ab	47,8b	88,0a	62,0a	52,4a	31,0a	52,6a
Média	40,6b	47,8ab	36,7b	62,0a	48,7	43,9	35,8	44,1
Calcário	41,5				45,9			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	26,3a	26,3a	26,3a	26,3a	6,3a	6,3a	6,3a	6,3a
2	61,6a	29,5ab	18,3b	13,3b	6,5a	5,3a	6,0a	3,7a
4	18,5a	43,3a	15,3a	28,3a	5,5a	7,5a	4,4a	5,5a
8	19,8a	32,7a	15,6a	15,3a	5,9a	6,0a	5,7a	8,3a
Média	31,5	33,0	18,9	20,8	6,0	6,3	5,6	6,0
Calcário	14,7				4,4			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O uso de corretivos da acidez, como o que pode ser considerado a Lcal, auxiliaria na redução da adsorção de P aos colóides do solo, pois, com a elevação do pH ocorre aumento na solubilidade dos fosfatos de ferro e alumínio, bem como da concentração de OH^- na solução, o que reduz a adsorção desse elemento na fase sólida do solo (CASAGRANDE e CAMARGO, 1997). Em outras palavras, a elevação do pH do

solo, a qual aumenta a concentração e atividade dos íons OH^- em solução e promove a precipitação de Fe e Al da solução, reduz a precipitação de fosfatos de ferro e alumínio de baixa solubilidade, além de gerar cargas negativas pela desprotonação de hidroxilas expostas nas argilas e matéria orgânica, o que ocasiona na repulsão entre o fosfato e a superfície adsorvente (MCBRIDE, 1994).

FAGERIA e BALIGARD (2008) afirmam que, em Latossolos brasileiros, há aumento linear de P disponível com aumento do pH do solo (CaCl_2 0,01 M) na faixa de 5,3-6,9. O mesmo não pode ser observado através da análise química do solo (Tabela 4) quando se comparou os 4 resíduos, a qual mostrou valores de pH de 5,5-7,5 após aplicação de Lcal (doses de 4 e 8 Mg ha^{-1}), isso no que se refere aos dois anos agrícolas e em todas as camadas (Tabela 4), justificando então que o aumento da disponibilidade de P neste intervalo pode estar associado aos maiores teores de matéria orgânica presentes nos outros resíduos, o que promove a geração de cargas negativas no solo.

O aumento nos teores de P disponível no solo em função da aplicação de lodo de esgoto também foi verificado em outros estudos (MARQUES, 1997; BERTON et al. 1989; 1997; SILVA et al. 1998; 2003; NASCIMENTO et al. 2004; GALDO et al. 2004). Este fato pode ser explicado em função do lodo de esgoto diminuir a adsorção do P no solo, devido ao efeito da matéria orgânica, presente nesse resíduo, em fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, bem como a formação de complexos e quelatos, aumentando assim disponibilidade desse nutriente no solo (HUE, 1995).

Além disso, observou-se aumento linear no teor de P disponível no solo em função da aplicação de lodo de esgoto, sendo tal fato observado nas três primeiras camadas estudadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade). A aplicação da escória também promoveu aumentos lineares dos teores de P disponível, porém, isso não foi observado em todas as camadas analisadas. Nas camadas de 0-5 e 10-20 cm de profundidade, os maiores teores de P no solo, foi verificado quando se utilizou a dose de 8 Mg ha^{-1} (Figura 6).

Outro motivo que justifica tais resultados, obtidos pela aplicação superficial de escória, resíduo rico em silício em sua composição, é decorrente da provável competição entre o Si e o P pelos mesmos sítios de adsorção dos colóides do solo, o que eleva a disponibilidade de P às plantas (PULZ et al., 2008). A ação alcalinizante do ânion

SiO_3^{2-} acarreta na formação do H_4SiO_4 , que se transforma em H_3SiO_4^- em pH próximo de 7, e pode ser adsorvido aos óxidos de Fe e de Al da fração argila, competindo com o H_3PO_4^- pelos mesmos sítios de adsorção (HINGSTON et al., 1972). Esses sítios de P são ou saturados ou bloqueados pelo ânion silicato (SANDIM, 2012), o que aumenta a eficiência da adubação fosfatada. Essa competição ocorre de maneira mais intensa quando se aplica a escória anteriormente ao P, proveniente das fertilizações (CARVALHO et al., 2000).

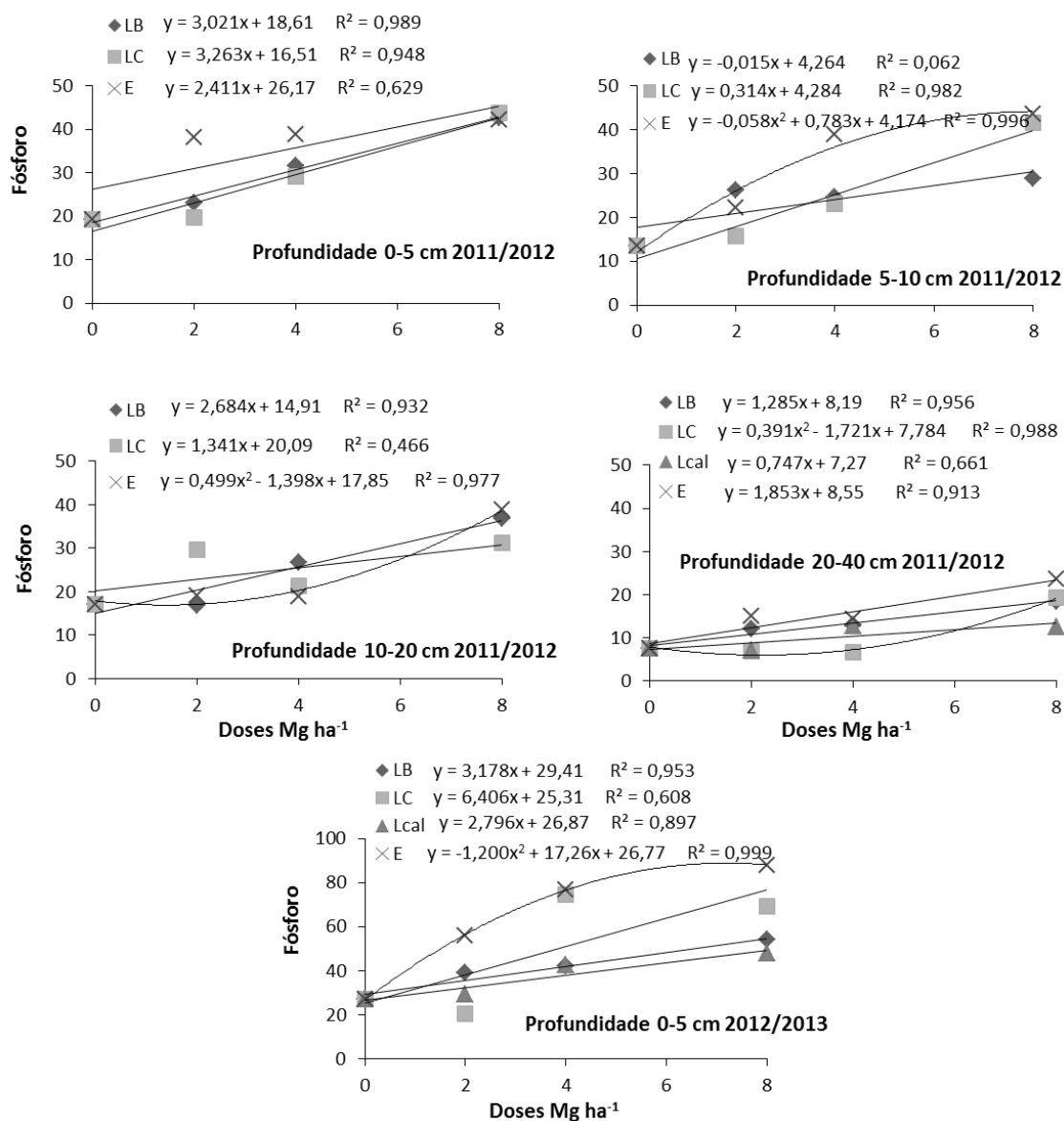


Figura 6. Valores de fósforo ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.1.5 Cálcio no solo

Diante dos resultados apresentados na Tabela 11, pode-se notar que tanto os resíduos quanto as doses utilizadas foram significativas para os teores de Ca^{2+} no solo, bem como a interação DxR. Já Lobo (2010) cita em seu trabalho que não houve diferença significativa comparando lodo com adubação mineral.

Tabela 11. Resumo da análise de cálcio ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Ano 2011/2012				Ca	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Doses (D)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
RXD	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Bloco	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
CV%	40,1	21,2	39,6	36,4	46,1	56,1	39,6	38,0	

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

A E e a Lcal apresentaram os maiores teores de Ca no solo nos dois anos de cultivo. Isso se deve, provavelmente, pelo fato desses materiais já apresentarem quantidade elevadas de Ca em sua composição (Tabela 2), aumentando, com isso, o teor desse nutriente no solo. Entretanto, notou-se que os teores de Ca no solo foram diminuindo à medida que se aumentou a profundidade estudada. Tais resultados também foram observados por Corrêa et al. (2007), que também obtiveram incremento nos teores de Ca em função do aumento da dose desses mesmo resíduos. Além disso, tais resíduos (E e Lcal) apresentaram superioridade no fornecimento de Ca no solo quando comparados ao calcário (Tabela 12).

Na Tabela 12, com relação ao Ca, as doses de 4 e 8 Mg ha^{-1} , de ambos os resíduos Lcal e E, influenciaram significativamente na obtenção dos maiores valores médios em todas as camadas, observados com relação a esse elemento, o que também explica o aumento no valor do potencial hidrogeniônico (pH) do solo, como também, de uma maneira geral, observou-se respostas lineares entre as doses aplicadas para ambos os resíduos destacados (Lcal e E). No entanto, o resíduo LB proporcionou os menores valores, sendo tais resultados constatados nas quatro camadas analisadas e quando em comparação aos outros resíduos aplicados. Nota-se também que, todas as doses de LB e

LC aplicadas proporcionaram teores inferiores de Ca no solo em todas as quatro camadas analisadas, quando em comparação com a dose testemunha.

De forma geral, para os teores de Ca e Mg trocáveis do solo (Tabelas 12 e 13, Figuras 7 e 8, respectivamente), o efeito da aplicação de E foi, de uma maneira geral, semelhante entre ambos, sendo que o uso do mesmo proporcionou elevação nos teores destes elementos nas camadas mais superficiais do solo (0,00 – 0,05 e 0,06 – 0,10 m), com uma única exceção ao Ca, no que se diz respeito ao primeiro ano agrícola (2011/2012), apenas na camada de 0,00 – 0,05; onde não houveram diferenças estatísticas significativas ao se compararem os valores médios desses nutrientes, promovidos pela aplicação dos resíduos. Em outras palavras, a aplicação superficial de E ocasionou em maiores teores de Ca e Mg para ambos os anos agrícolas: 2011/2012 e 2012/2013, até os 10 cm de profundidade do solo.

Ambos os materiais são fontes para o fornecimento de Ca (Lcal) e Mg (E) para o solo, e o efeito geral aqui destacado, observado em superfície, também foi constatado por CORRÊA et al. (2007) ao avaliar o efeito de corretivos de acidez do solo em superfície (27 meses após a aplicação superficial) em um Latossolo Vermelho da cidade de Botucatu, SP.

Tais resultados corroboram com os dados obtidos por Miranda et al. (2005) que, em um Latossolo Vermelho argiloso, só verificaram efeito da aplicação superficial de corretivos na movimentação das bases trocáveis na camada de 0-0,05 m, demonstrando que os resultados positivos da correção em camadas superiores dependem de inúmeros fatores, muitos deles independentes das tradicionais operações agrícolas.

Agora, mais especificamente, o fato de o mesmo poder ser observado para o Ca^{2+} , com relação à aplicação superficial de Lcal, além do teor considerável desse elemento em sua composição, também está diretamente relacionado ao potencial corretivo proporcionado por esse resíduo (aumento do pH do solo). Isso é devido à geração de cargas negativas nos colóides do solo, conseqüentes ao aumento do ponto de carga zero (PCZ), pela ação da presença de hidroxilas (OH^-), as quais promovem a desprotonação das camadas externas dos colóides do solo. Assim, ocorre um aumento na CTC, refletindo então em maiores teores de Ca^{2+} trocável no solo.

Tabela 12. Valores de cálcio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos								
Ca Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	11,4	11,4	11,4	11,4	8,5	8,5	8,5	8,5
2	12,3b	33,0b	92,0a	59,7ab	8,7c	31,42b	59,1a	60,0a
4	13,4b	60,7ab	77,2a	88,9a	11,2b	51,5a	65,1a	59,5a
8	13,8c	140,8ab	137,0b	192,8a	8,5c	91,7b	134,8a	118,6a
Média	12,7b	61,5b	79,4b	88,2b	9,2c	45,8b	66,9a	61,6a
Calcário	52,5				43,0			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1
2	8,4b	25,9ab	35,9a	27,4ab	14,0	19,1	31,7	21,3
4	12,9b	36,6ab	43,9a	41,6a	10,68b	24,1ab	37,5a	26,0ab
8	16,1c	44,7b	89,7a	86,7a	13,5c	48,6b	81,7a	50,8b
Média	11,1c	28,6b	44,2a	40,7a	11,3c	24,7b	39,5a	26,3b
Calcário	26,8				20,2			
Resíduos								
Ca Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	8,4	8,4	8,4	8,4	6,8	6,8	6,8	6,8
2	13,5b	33,0b	60,3ab	135,2a	13,5	25,1	44,9	45,2
4	15,1b	60,1b	237,0a	186,6a	8,0b	38,6b	137,1a	62,4b
8	17,1c	136,9b	287,7a	277,8a	7,16b	58,1b	178,6a	152,1a
Média	13,5b	59,6b	148,3a	152,0a	8,8b	32,1b	91,8a	66,6a
Calcário	56,9				34,2			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	5,2	5,2	5,2	5,2	4,4	4,4	4,4	4,4
2	12,3	13,1	31,0	18,5	3,6b	9,5ab	16,3a	14,0ab
4	8,7c	21,9ab	41,6a	28,4ab	11,9	16,7	20,1	22,0
8	6,4c	42,6b	63,0ab	66,7a	4,4c	23,5b	39,8a	33,5ab
Média	8,1c	20,7b	35,2a	29,7ab	6,1c	13,5b	20,1a	18,5ab
Calcário	16,3				11,5			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Os teores de Ca^{2+} no solo não variaram em função da aplicação das doses do LB. Não apresentou nenhum efeito significativo sendo esses resultados justificados pela menor concentração de Ca^{2+} em sua composição (Tabela 2).

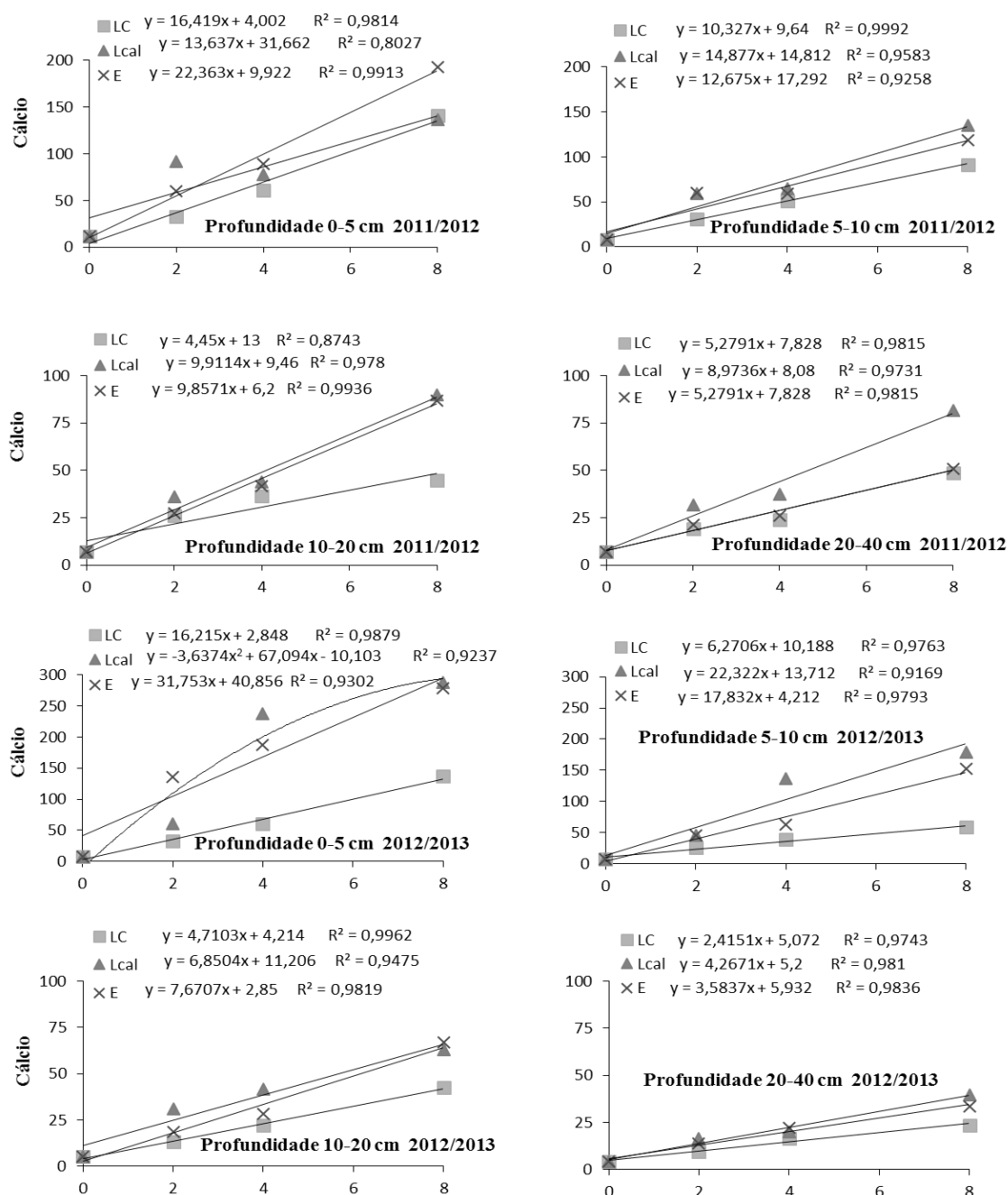


Figura 7. Valores de cálcio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.1.6 Magnésio no solo

Os teores de Mg no solo apresentaram efeito significativo em todas as camadas de solo estudadas, com exceção das camadas 10-20 e 20-40 cm de profundidade do segundo ano de cultivo (Tabela 13).

Tabela 13. Resumo da análise de magnésio ($\text{mmol}_e \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Ano 2011/2012				Mg	Ano 2012/2013			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm		0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	*		*	*	ns	ns
Doses (D)	*	*	*	ns		*	*	ns	ns
RXD	*	*	*	*		*	*	ns	ns
Bloco	ns	*	*	*		*	ns	ns	*
CV%	41,7	32,0	50,8	32,0		54,6	49,4	52,6	49,1

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Analisando as camadas avaliadas, em conjunto com os valores médios obtidos, notou-se que a aplicação do resíduo E proporcionou os maiores teores de Mg no solo, em comparação a aplicação dos resíduos LB, LC e Lcal, em todas as doses aplicadas (Tabela 14). Tal fato pode ser explicado pelo considerável teor de Mg presente na escória (Tabela 2), valor esse muito maior que nos demais resíduos.

Com exceção da E, a aplicação dos resíduos ao solo resultou em decréscimo nos teores de Mg no solo, confirmando os resultados encontrados por Prates (2011) no qual observou que o teor de magnésio no solo, diminuiu com o aumento da aplicação do lodo de esgoto. Esse valor, mesmo sendo reduzido com a aplicação de maiores doses dos resíduos, encontra-se entre o nível baixo e médio para fertilidade do solo, segundo Raij et al. (2001). O lodo de esgoto não se constitui em importante fonte de magnésio, sendo que a sua adição normalmente não contribui para aumentos expressivos deste elemento no solo (CHIBA et al., 2008).

Tabela 14. Valores de magnésio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos								
Mg Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	6,5	6,5	6,5	6,5	5,4	5,4	5,4	5,4
2	5,9b	6,7b	7,5b	19,2a	3,3b	5,8b	8,0b	14,3a
4	6,1b	7,6b	5,4b	19,4a	5,2b	7,2b	5,5b	13,1a
8	5,8b	5,3b	6,7b	36,6a	4,8b	4,4b	4,8b	25,6a
Média	6,0b	6,5b	6,5b	20,4a	4,7b	5,7b	5,8b	15,6a
Calcário	31,8				22,8			
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm			
0	4,2	4,2	4,2	4,2	6,5	6,5	6,5	6,5
2	2,6	5,2	4,4	8,3	2,7b	4,9b	3,5b	9,3a
4	3,7	4,1	5,2	8,7	3,4	3,8	5,7	7,0
8	3,4b	4,4b	4,3b	23,8a	2,5b	3,8b	4,4b	9,7a
Média	3,5b	4,5b	4,5b	11,2a	3,7b	4,7b	5,0b	8,1a
Calcário	16,0				11,4			
Resíduos								
Mg Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	5,4	5,4	5,4	5,4	4,0	4,0	4,0	4,0
2	6,4	6,9	5,5	16,2	2,1	4,6	4,9	7,9
4	7,1b	6,7b	6,0b	38,4a	4,5	4,9	6,3	10,9
8	3,8b	6,5b	6,5b	44,3a	3,6b	3,7b	7,1b	25,2a
Média	5,7b	6,4b	5,9b	26,0a	3,5b	4,3b	5,8b	12,0a
Calcário	35,8				16,8			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

De acordo com a Figura 8 fica visível o aumento dos teores de Mg em função da aplicação de E, resíduo que possui maior teor de Mg em sua composição. Werle et al. (2008) citam que a redução dos teores de Mg com o incremento das doses de lodo pode estar relacionada a maiores perdas por lixiviação associada ao aumento da concentração de íons hidrogênio em solução, provocando o deslocamento desse cátion.

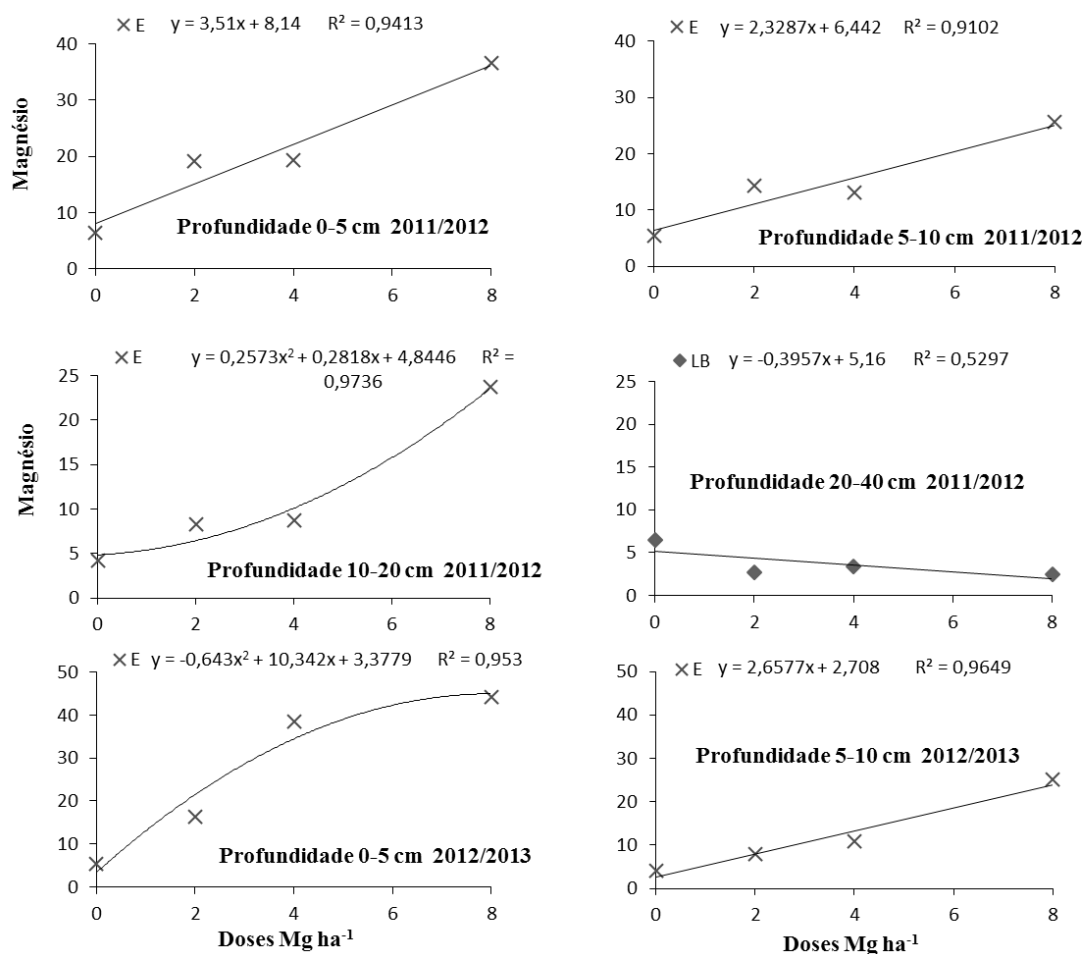


Figura 8. Valores de magnésio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória aciaria) em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.2 Fracionamento de fósforo no solo

Os resultados obtidos com o fracionamento de fósforo (P) estão apresentados e discutidos sequencialmente no texto. A primeira fração é a extraída por resina de troca aniônica (RTA) e, é considerada lábil, ou seja, prontamente disponível as plantas. A segunda fração é a extraída por NaCO_3 , que é a fração considerada moderadamente lábil. A terceira fração é a extraída por $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$, dita como fósforo ligado a ferro e alumínio. A quarta fração extraída com HCl representa o fósforo ligado ao cálcio. A quinta extração é feita por $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ sendo considerado

fósforo não lábil. A última fração é composta pelo fósforo residual, obtido pela digestão sulfúrica das amostras de terra.

4.2.1 Fósforo Lábil (Pi RTA)

Em relação ao fósforo lábil no solo, observou-se efeitos significativos para os resíduos e doses aplicados até 10 e 20 cm de profundidade, respectivamente. A interação dos resíduos e as doses não foram significativas (Tabela 15).

Tabela 15. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído pela resina de troca aniônica (Pi RTA), nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Pi RTA			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	ns	ns
Doses (D)	*	*	*	ns
RXD	ns	ns	ns	ns
Bloco	ns	*	*	*
CV%	38,2	30,8	31,0	34,7

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

A fração extraída pela RTA representa pouco do P-total contido nos solos, além de ser a fração mais influenciada pela adubação fosfatada (RHEINHEIMER, 2000). Esse fato justifica o aumento do Pi RTA em função das doses aplicadas dos resíduos (Tabela 16), corroborando os resultados obtidos em outras pesquisas (CONTE, 2001; GATIBONI, 2003).

Todos resíduos apresentaram aumento do Pi em função das doses aplicadas (Tabela 16), sendo o resíduo LC o qual proporcionou maiores valores de Pi extraído pela RTA. De forma similar ao observado nesse estudo, Gatiboni et al. (2007) também verificaram incremento do Pi em função do aumento das doses de fertilizantes fosfatados aplicada ao solo.

Cabe destacar que, embora os teores de P nesta etapa do fracionamento sejam oriundos da extração por RTA, estes não guardam relação muito estreita com aqueles teores extraídos rotineiramente por resina, embora ambas as extrações

sejam feitas com 16 h de agitação. Deve ser evidenciado que a extração pela resina no método de fracionamento é feita por meio de tiras, enquanto na análise de rotina utiliza-se como extrator a resina em forma de pequenas esferas, sugerindo que esferas proporcionam melhor troca com os componentes do solo, levando a resultados mais consistentes com os tratamentos aplicados.

Tabela 16. Teores de P inorgânico em mg dm^{-3} na fração RTA do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos								
Dose Mg ha^{-1}	Pi RTA				LB	LC	Lcal	E
	LB	LC	Lcal	E				
 Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	20,4	20,4	20,4	20,4	18,1	18,1	18,1	18,1
2	21,0	23,1	21,7	20,1	25,1	20,7	20,2	15,6
4	26,2	39,3	24,0	21,8	19,7	26,1	22,1	18,8
8	26,3b	60,1a	26,7b	28,8b	24,8b	42,3a	23,8b	21,8b
Média	23,5b	35,7a	23,2b	22,8b	21,9ab	26,8a	21,1ab	18,6b

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Os dados de P na fração Pi RTA mostram que, no tratamento sem aplicação dos resíduos, os teores diminuiriam com o aumento da profundidade do solo. Rodrigues (2013) relata que no sistema plantio direto pode ocorrer a formação de um gradiente de concentração, com redução nos teores de P disponível com o aumento da profundidade do solo.

O aumento das doses de LC e Lcal aplicados ao solo, aumentaram linearmente o valor de Pi até a profundidade de 10 cm de profundidade (Figura 9). Por outro lado, não foi observado efeito significativo da aplicação dos resíduos nas camadas de 10 a 40 cm de profundidade.

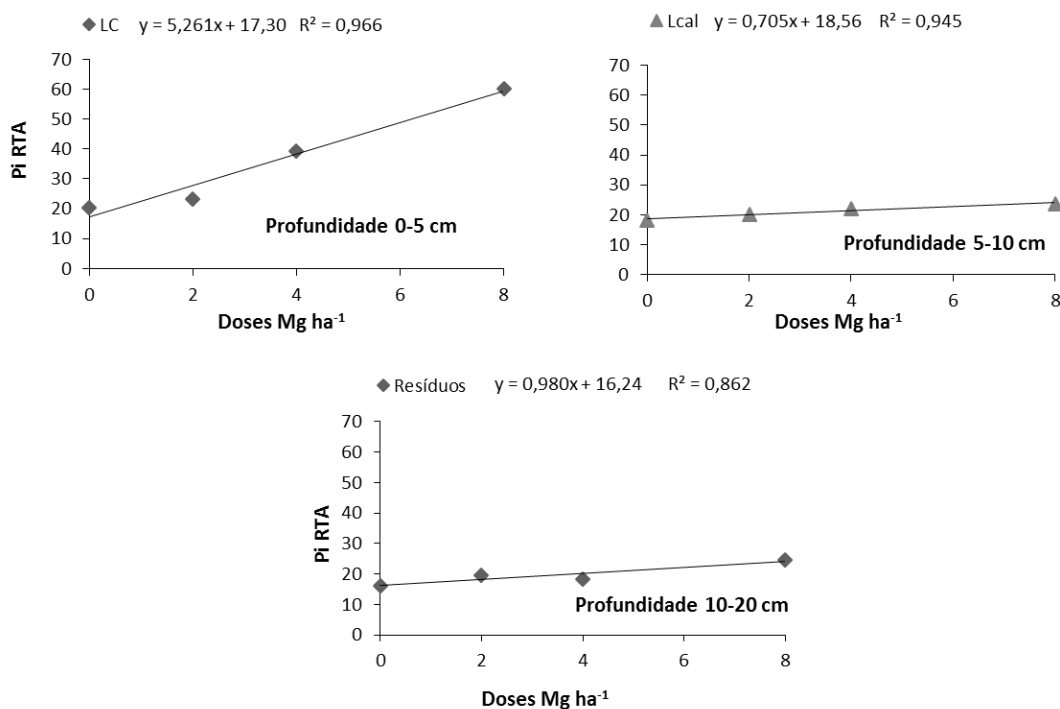


Figura 9. Valores de Pi RTA (mg dm^{-3}), nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses de 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.2.2 Fósforo moderadamente lábil

De acordo com o resumo da análise de variância notou-se que nenhum dos resíduos aplicados apresentou efeito no resultado de Pi NaHCO_3 , porém as doses dos resíduos aplicados apresentaram efeito significativas sobre os teores de Pi NaHCO_3 (Tabela 17). A interação Resíduo versus Dose não foi significativa para nenhuma profundidade.

Esta fração contribui em média com 7% das variações de Pi. O NaHCO_3 a pH 8,5 extrai parte do P adsorvido fracamente aos colóides do solo e é considerado lábil, ou seja de alta disponibilidade para as plantas. A alta labilidade da fração NaHCO_3 é relatada pela maioria dos autores que trabalharam com o fracionamento de P, indicando que os teores extraídos pela RTA não representam todo P disponível do solo (MERLIN, 2011). Os resultados obtidos no presente trabalho são confirmados pelos resultados observados por Conte et al. (2003) e Souza (2005). Em que a aplicação de fosfatos solúveis aumentou a proporção de Pi em relação ao Po.

Tabela 17. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaHCO_3 , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Pi NaHCO_3				
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	ns	ns	ns	ns
Doses (D)	*	*	*	*
RXD	ns	ns	ns	ns
Bloco	ns	ns	*	*
CV%	38,5	41,5	43,8	35,5

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Os resíduos bem como a interação entre os fatores não apresentaram efeito significativo para os teores de Pi NaHCO_3 , por esse motivo são apresentados apenas dos gráficos (Figura 10) com as doses.

Exceto para o LC, na profundidade de 20-40 cm de profundidade, verificou-se que as doses dos resíduos aumentaram linearmente os teores de Pi NaHCO_3 (Figura 10). Ceretta (2010) também verificou aumento linear dos teores de Pi NaHCO_3 em função do aumento das doses de resíduos aplicados ao solo.

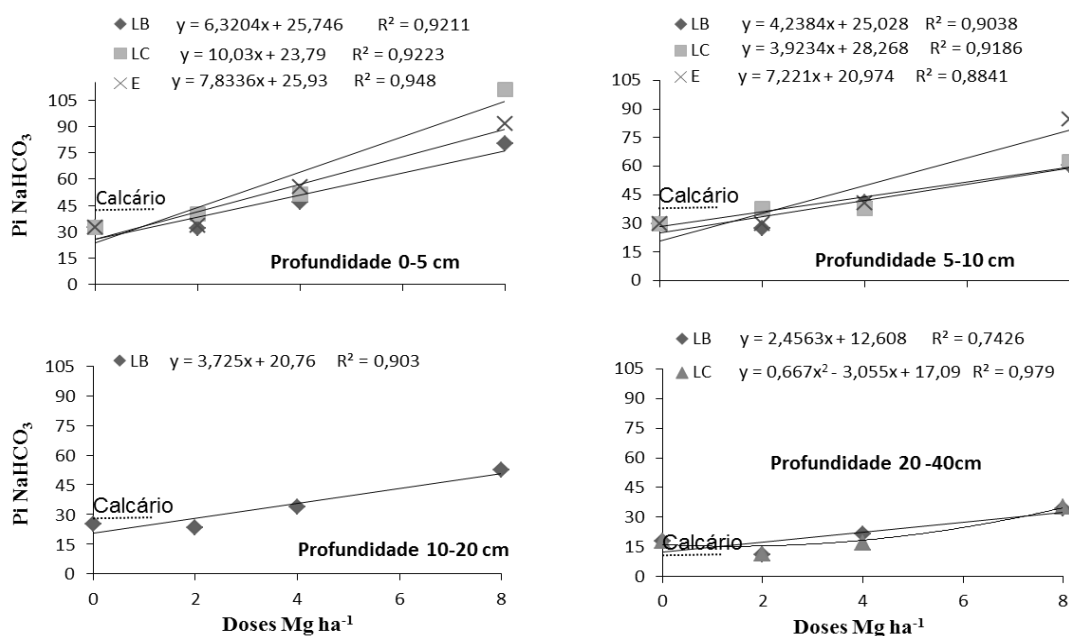


Figura 10. Valores de fósforo inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaHCO_3 , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Os resíduos utilizados não apresentaram efeito significativo para Po NaHCO_3 na camada 20-40 cm de profundidade, assim como a interação entre Doses versus Resíduos não foi significativa em todas as camadas (Tabela 18).

Tabela 18. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaHCO_3 , nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Po NaHCO_3			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	ns
Doses (D)	*	*	*	*
RXD	ns	ns	ns	ns
Bloco	*	*	*	*
CV%	25,6	29,2	41,6	49,6

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Observou-se maior acúmulo de P-orgânico (Po) na profundidade de 0-5 cm de profundidade (Tabela 19). Esse efeito pode ser explicado pelo acúmulo de resíduo vegetais, reafirmando os benefícios do sistema plantio direto, uma vez que há menor adsorção de P na camada superficial, causada pela saturação dos sítios de adsorção pelos compostos orgânicos presentes nos resíduos vegetais em decomposição. Isso reflete em maiores teores de Pi nas formas lábeis, pois o P adicionado via fertilizante permanece por mais tempo na forma de fosfato de Ca, diminuindo assim sua possível adsorção após a solubilização em solução, fator este dependente do pH do solo.

Notou-se, também, um maior acúmulo de Po no perfil do solo, após aplicação dos resíduos. Em seu estudo Merlin (2011) explica que isso pode ser um indicativo de que, mesmo na ausência do fertilizante, a planta absorve preferencialmente formas inorgânicas de P de maior labilidade, favorecendo o acúmulo de formas orgânicas no perfil. O incremento de Po na camada superficial é resultado da adoção do sistema plantio direto por longos períodos (similar ao presente estudo), pois o revolvimento do solo induz a elevadas taxas de decomposição de matéria orgânica e assim diminui os teores de Po em formas lábeis e moderadamente lábeis (RHEINHEIMER, 2000).

Alguns estudos demonstraram que em solos altamente intemperizados predominam as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia resultando em baixos teores de P na solução do solo limitando assim a produção

(NOVAIS; SMYTH, 1999; RHEINHEIMER et al., 2008, CARNEIRO et al., 2011). Porém, no presente trabalho, mesmo se tratando de um Latossolo, as formas orgânicas de P foram superiores. O P do solo está presente nos resíduos vegetais em diferentes estágios de decomposição, no protoplasma microbiano e seus produtos metabólicos. Como o trabalho foi desenvolvido em uma área manejada com plantio direto há cerca de nove anos, provavelmente por esse motivo a presença da matéria orgânica na superfície tenha influenciado nos valores de Po.

Os teores de Pi NaHCO₃ extraído na fração orgânica variaram em torno de 37 a 119 (mg kg⁻¹) apresentando assim valores superiores aos encontrados na fração inorgânica. Resultados também encontrados por Conte (2001). Com exceção do resíduo LB, nas doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹, todos apresentaram valores médios de Po NaHCO₃ menores que o tratamento-controle.

Tabela 19. Teores de P orgânico (mg dm⁻³) na fração NaHCO₃ do fracionamento de P no solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
Po NaHCO ₃								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹	Profundidade 0-5 cm				Profundidade 5-10 cm			
0	96,7	96,7	96,7	96,7	87,8	87,8	87,8	87,8
2	93,1a	42,0b	65,2ab	81,4ab	81,1	37,1	55,3	67,1
4	119,1a	68,6b	48,3b	72,9ab	101,7a	60,4ab	40,6b	53,2b
8	119,1a	76,5ab	79,0ab	68,2b	101,7a	53,5b	76,1ab	60,0ab
Média	107,0a	70,97b	72,33b	79,8b	93,1a	59,7b	64,9b	67,0b
Dose	LB	LC	Lcal	E				
Mg ha ⁻¹	Profundidade 10-20 cm							
0	80,4	80,4	80,4	80,4				
2	57,3	35,3	46,1	50,1				
4	98,9a	38,5b	38,6b	45,5ab				
8	98,9a	37,0b	68,6ab	39,6b				
Média	83,9a	47,8b	58,4ab	53,9b				

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O resíduo Lcal foi o único que apresentou efeito significativo em todas as camadas (Figura 11). Ajustando-se a regressão quadrática de forma que apresentou diminuição nos valores de Po com a aplicação da Lcal, aumentando apenas com a dose de 8 Mg kg⁻¹, porém com valores inferiores a testemunha.

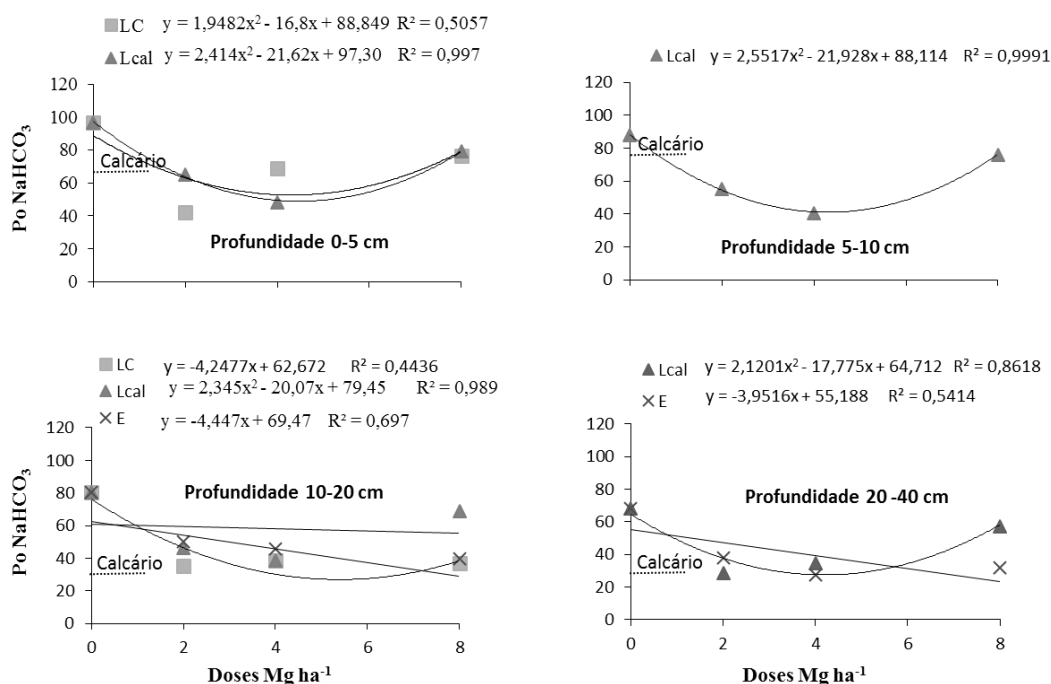


Figura 11. Valores de P orgânico ($mg\ dm^{-3}$) extraído por $NaHCO_3$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 $Mg\ ha^{-1}$.

4.2.3 Fósforo ligado ao Ferro e Alumínio

Fósforo orgânico

A fração $Po_{NaOH\ 0,1\ mol\ L^{-1}}$ é considerada moderadamente lábil e inclui frações orgânicas não liberadas pelo $NaHCO_3$ quantificadas pela hidrólise parcial de compostos orgânicos que sofrem hidrólise com a ação dos ânions OH^- (DALAL, 1977). Apenas a profundidade 10-20 e 20-40 cm de profundidade não apresentaram efeito significativo para os valores de $Po_{NaOH\ 0,1\ mol\ L^{-1}}$ em função dos resíduos aplicados (Tabela 20).

Os fosfatos monoésteres formam a maior parte do P na forma orgânica extraído pelo NaOH, pois caracterizam-se pela alta interação com os colóides do solo e baixa acessibilidade ao ataque microbiano (RHEINHEIMER; ANGHINONI; FLORES, 2002; GATIBONI, 2003).

Tabela 20. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Po NaOH 0,1mol L⁻¹			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	ns	ns
Doses (D)	*	*	*	*
RXD	*	*	*	*
Bloco	ns	*	ns	ns
CV%	28,2	30,3	41,6	50,8

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Assim como no presente trabalho (Tabela 21), Rodrigues (2013) observou incrementos no Po em área sob plantio direto, indicando que o aumento ocorrido nas formas orgânicas moderadamente lábeis, assim como observado por Redel et al. (2007), podem ser explicados pela grande formação de complexos de P com substâncias húmicas, considerado o principal dreno orgânico do fosfato aplicado via fertilização. Assim sendo, parte das adições via fertilizantes nos sistemas de produção estariam na verdade incrementando o P orgânico do solo, e não somente ocupando sítios de adsorção dos minerais e óxidos.

Tabela 21. Teores de P orgânico em mg dm^{-3} na fração $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Dose Mg ha^{-1}	Resíduos							
	Po NaOH 0,1mol L⁻¹							
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
	Profundidade 0-5 cm				Profundidade 5-10 cm			
0	257,5	257,5	257,5	257,5	210,1	210,1	210,1	210,1
2	244,3	226,8	257,8	151,4	216,1	210,0	151,4	120,9
4	289,1a	188,1ab	147,2b	227,9ab	226,2	137,4	119,0	190,1
8	344,0a	136,3b	140,6b	101,8b	312,6a	74,7b	83,8b	78,4b
Média	283,7a	202,2b	200,8b	184,7b	241,2a	158,0b	141,0b	149,9b
	Profundidade 10-20 cm				Profundidade 20-40 cm			
0	149,9	149,9	149,9	149,9	106,9	106,9	106,9	106,9
2	64,5	157,1	91,2	85,9	20,9b	122,9a	50,7ab	51,1ab
4	179,0	91,3	76,5	169,8	84,0	60,2	58,4	63,3
8	176,9	71,9	67,6	72,9	120,6a	56,8ab	30,7b	38,8ab
Média	142,5	117,5	96,3	119,6	83,1	86,7	61,7	65,0

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Segundo Ceretta et al., (2010) as frações orgânicas medianamente lábeis mostram que há maior teor de P orgânico nas camadas superficiais do solo, assim como constatado no presente estudo (Tabela 21), provavelmente em razão do maior teor de matéria orgânica nessa camada de 0-5 e 5-10 cm de profundidade e em razão da forma de aplicação dos resíduos e o não revolvimento solo por ser em sistema de plantio direto.

As formas inorgânicas e orgânicas de P extraídas por NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹, respectivamente, representam, em geral, P inorgânico ligado aos óxidos e às argilas silicatadas com energia de ligação intermediária e P orgânico de formas medianamente lábeis (CROSS E SCHLESSINGER, 1995).

Para as camadas até 10cm de profundidade todos os resíduos ajustaram-se a regressão linear decrescente, com exceção do resíduo LB que apresentou aumento nos teores de Po NaOH 0,1 mol L⁻¹ em função do aumento das doses (Figura 12).

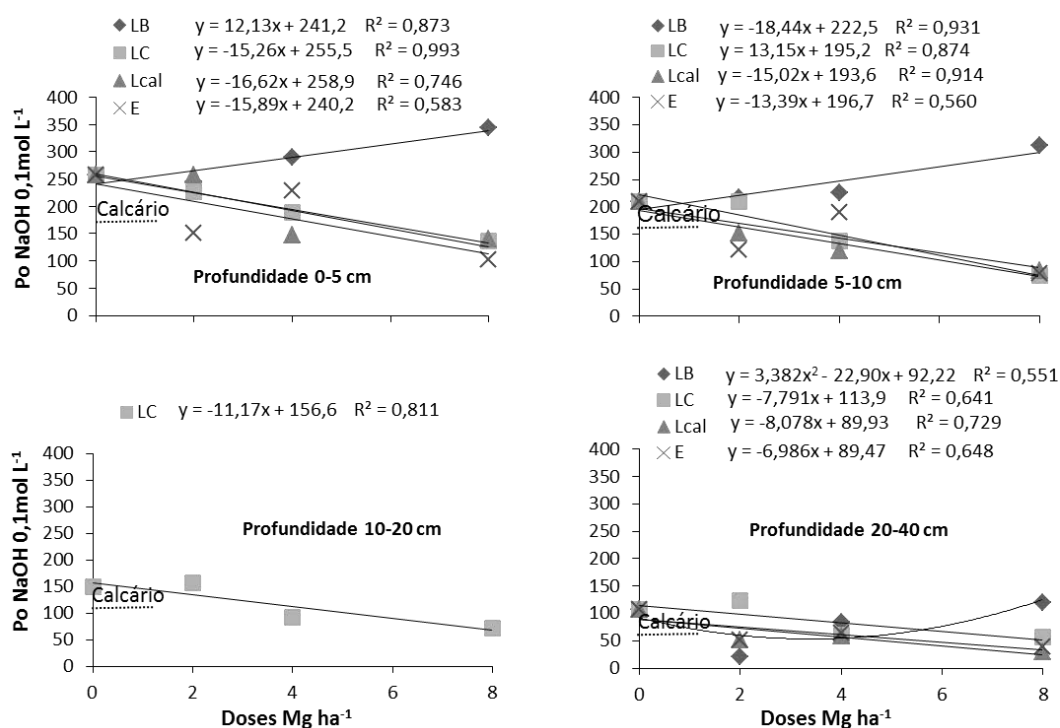


Figura 12. Valores de fósforo orgânico (mg dm⁻³) extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (es escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Fósforo inorgânico

Como as formas inorgânicas lábeis já foram retiradas pelos extratores anteriores, o P extraído por NaOH é de labilidade intermediária e provavelmente seja aquele que está associado aos colóides inorgânicos principalmente os óxidos e

caulinita em ligações do tipo monodentado e bidentado. A fração inorgânica extraída com NaOH 0,1 mol L⁻¹, considerada moderadamente lábil, inclui P inorgânico não liberado pelos extratores antecedentes do esquema do fracionamento, sendo composta prioritariamente de fosfatos ligados aos oxi-hidróxidos de Fe e Al do solo, provavelmente formando ligações mono e bidentadas com a fração coloidal (HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982; CROSS; SCHLESSINGER, 1995).

Como pode-se observar na Tabela 22 todas as camadas estudadas apresentaram efeito significativo em função da interação entre os fatores resíduo e doses aplicadas.

Tabela 22. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm⁻³) extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

	Pi NaOH 0,1mol L⁻¹			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	ns	ns
Doses (D)	ns	*	ns	*
RXD	*	*	*	*
Bloco	ns	ns	*	ns
CV%	17,0	17,3	20,4	23,1

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

As diferenças encontradas no fracionamento de P (Tabela 23) sugerem que, em superfície, todas as frações inorgânicas de P são incrementadas, enquanto que com o aumento da profundidade do solo, existe uma preferência na acumulação de P em formas menos lábeis, determinadas com os extratores alcalinos, como o NaOH, isso ocorre porque a medida que se aumenta a profundidade aumenta a concentração de óxidos de ferro e alumínio, os quais fazem ligação com o P, reduzindo sua liberação no solo.

Tabela 23. Teores de P inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos									
Pi NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$									
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E	
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm				
	0	94,5	94,5	94,5	94,5	69,6	69,6	69,6	69,6
	2	83,6	103,5	85,0	98,1	70,6	85,2	76,7	77,6
	4	89,6	95,4	82,4	111,0	86,2	86,9	80,8	89,5
	8	151,6a	112,7b	54,9c	82,7bc	115,6a	96,8a	48,2b	62,2b
Média	104,8a	101,5a	79,1b	96,6ab	85,5a	84,6a	68,8b	74,7ab	
Mg ha^{-1} Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm				
	0	59,2	59,2	59,2	59,2	56,2	56,2	56,2	56,2
	2	50,0	68,9	71,4	76,6	32,3	38,4	50,0	44,0
	4	57,0	65,5	57,8	74,2	51,2	55,1	38,6	52,9
	8	86,7a	83,8a	44,3b	53,4b	54,2ab	67,8a	32,6b	34,4b
Média	63,2	69,3	58,2	65,9	48,5	54,4	44,4	46,9	

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

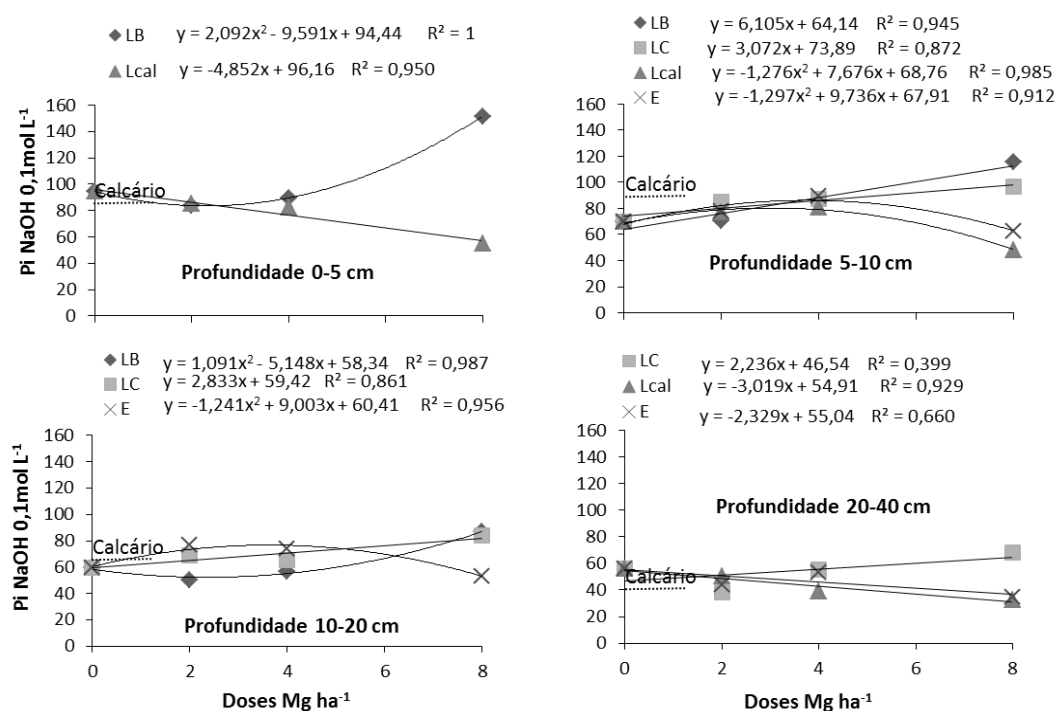


Figura 13. Valores de P inorgânico (mg dm^{-3}) extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.2.4 Fósforo ligado ao Cálcio

O fosfato de Ca determinado nesta fração pode ser proveniente dos minerais primários do solo de fosfato de Ca formados “in situ” (MAGID, 1993), e também da adição de fertilizantes fosfatados sem solubilização prévia. Essa fração é considerada uma fração praticamente indispensável no solo para a maioria das espécies. O P contido nessa fração só se tornará disponível no solo se ocorrer uma redução nos valores de pH e, ou dos teores de P e Ca em solução, o que pode ser observado na região da rizosfera.

Para o P ligado ao Ca (Pi HCl) pôde-se notar que houve efeito significativo para os resíduos, as doses bem como a interação entre os dois em todas as camadas do solo (Tabela 24).

Tabela 24. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm^{-3}) extraído por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Pi HCl			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	*	*
Doses (D)	*	*	*	*
RXD	*	*	*	*
Bloco	ns	*	ns	ns
CV%	35,2	20,5	21,2	14,9

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

O aumento do Pi HCl com a adição de fosfatos solúveis pode ser atribuído ao efeito da saturação superficial dos sítios de adsorção, causada pela adição de fertilizante fosfatado solúvel na superfície do solo no sistema plantio direto (CONTE, 2001).

Maiores teores de Ca e Mg são encontrados na camada de até 20 cm de profundidade, muitas vezes pelas correções feitas ao solo. No presente estudo, tal fato se deve à aplicação de resíduos ricos desses nutrientes. Dessa forma a facilidade que o fósforo tem em se ligar a esse Ca disponível é muito maior. Assim, foi observado que com o aumento da profundidade houve diminuição do valor de P e, conseqüentemente, valor de P ligado ao Ca (Tabela 25). De modo geral, os teores de Pi HCl no solo são considerados baixos (Tabela 25), corroborando os resultados obtidos por Ceretta (2010).

Tabela 25. Teores de P inorgânico em mg dm^{-3} na fração HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos									
Dose Mg ha^{-1}	Pi HCl								
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E	
 Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm				
0	3,5	3,5	3,5	3,5	3,1	3,1	3,1	3,1	
2	2,9	2,7	3,4	4,3	2,5	2,3	3,0	3,6	
4	2,9	3,5	3,5	6,0	2,4b	2,5b	2,4b	4,6a	
8	8,5a	3,5b	3,5b	10,2a	4,9b	3,0c	3,0c	8,4a	
Média	4,4ab	3,3b	3,5b	6,0a	3,2b	2,7b	2,8b	4,9a	
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm				
0	2,5	2,5	2,5	2,5	2,1	2,1	2,1	2,1	
2	1,6b	2,0ab	2,2ab	3,2a	1,4b	1,7b	1,9ab	2,4a	
4	2,0b	2,0b	2,0b	3,8a	1,6b	1,8b	1,4b	3,3a	
8	3,9ab	2,8b	2,8b	4,9a	2,4	2,6	2,4	2,7	
Média	2,4b	2,3b	2,4b	3,6a	1,9b	2,0b	2,0b	2,7a	

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Por sua vez, com a adição de até 8 Mg ha^{-1} do resíduo E, observou-se aumento dos teores de Pi HCl (Figura 14), o que pode estar relacionado à maior quantidade de Ca no resíduo E.

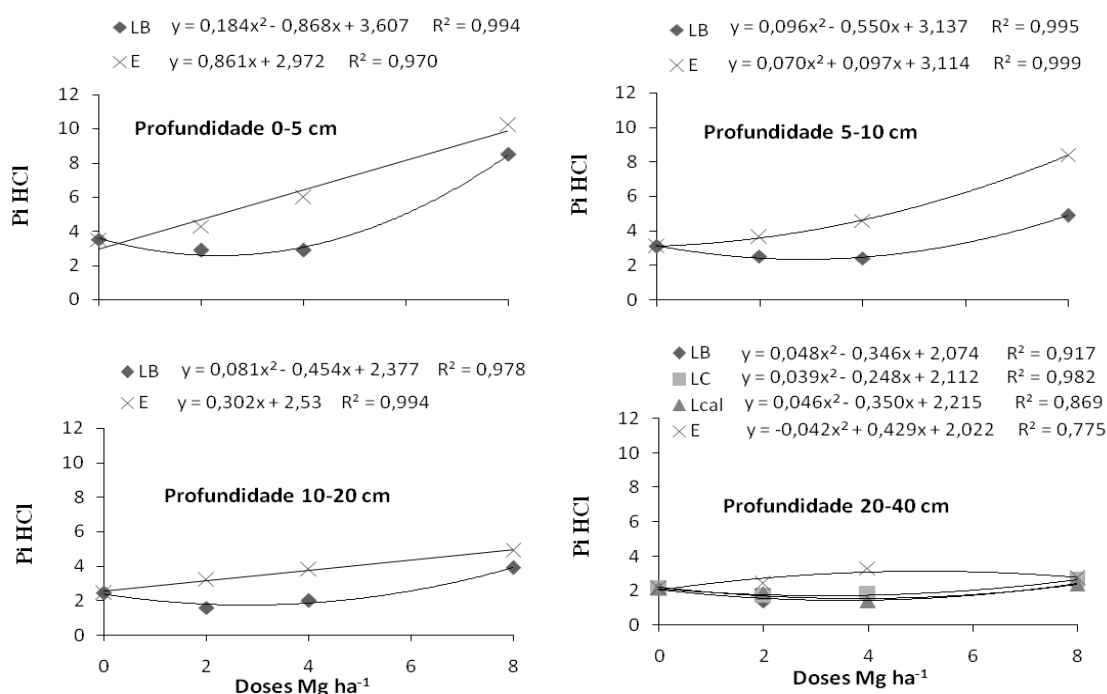


Figura 14. Valores de HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano de 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.2.5 Fósforo não lábil

A fração de P no solo extraída com NaOH 0,5 mol L⁻¹ é composta de formas orgânicas e inorgânicas de P similares as extraídas por NaOH 0,1 mol L⁻¹, porém as mesmas não foram estimadas pelo extrator usado anteriormente por estarem protegidas no interior de micro agregados do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Deste modo, a utilização desta fração somente serve para complementar a fração anterior, com maior concentração aliada ao tempo de agitação (CONDRON et al., 1985).

Fósforo orgânico

Em relação as diferentes doses de resíduos aplicados, não observou-se efeito significativo para os teores de fósforo orgânico extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹, assim como a interação RxD não foi significativa. Por outro lado, notou-se efeito para os resíduos aplicados, até a camada de 10 cm de profundidade (Tabela 26).

Tabela 26. Resumo da análise de variância para valores de fósforo orgânico (mg dm⁻³) extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹. Botucatu, SP (2014).

	Po NaOH 0,5 mol L⁻¹			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	*	*	ns	ns
Doses (D)	ns	ns	ns	ns
RXD	ns	ns	ns	ns
Bloco	*	*	*	*
CV%	40,3	31,9	37,3	44,2

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Rodrigues, 2013 constatou em seu estudo que a deposição de P em tal fração é maior na camada superficial do solo no SPD diminuindo gradualmente nas demais camadas avaliadas, da mesma forma pode-se notar na Tabela 29 na qual apenas a camada mais superficial 0-5 e 5-10 cm de profundidade apresentou efeito significativo e com valores reduzidos com o aumento da profundidade.

Na fração de P orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L⁻¹, houve uma grande variação entre os resíduos, sendo difícil distinguir uma tendência clara em relação os resíduos (Tabela 27). A grande variação nos dados é decorrência da forma com que são obtidos, pois a fração orgânica é obtida da diferença entre a fração de P total extraída pelo NaOH 0,5 mol L⁻¹ e a fração inorgânica extraída por este mesmo extrator.

Tabela 27. Teores de P orgânico em mg dm⁻³ na fração NaOH 0,5 mol L⁻¹ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
Dose Mg ha ⁻¹	Po NaOH 0,5 mol L ⁻¹							
	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
 Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	260,2	260,2	260,2	260,2	231,6	231,6	231,6	231,6
2	233,2	451,2	421,9	300,1	223,8	366,2	260,8	242,6
4	234,6	443,9	374,5	458,8	232,1	388,6	313,6	319,5
8	224,5	470,1	333,8	302,8	193,0	361,5	308,0	287,8
Média	238,1b	406,3a	347,6ab	330,5ab	220,1b	336,9a	278,5ab	270,4ab

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Fósforo inorgânico

Exceto na camada de 20 a 40 cm de profundidade, verificou-se que a fração de fósforo inorgânico, extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹, não apresentou resultados significativos (Tabela 28).

Tabela 28. Resumo da análise de variância para valores de fósforo inorgânico (mg dm⁻³) extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Pi NaOH 0,5 mol L ⁻¹				
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	ns	ns	ns	*
Doses (D)	ns	ns	ns	*
RXD	ns	ns	*	*
Bloco	*	*	*	*
CV%	18,1	20,1	14,8	14,9

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

O Pi NaOH 0,5 mol L⁻¹ se comportou de maneira semelhante a fração extraída com NaOH 0,1 mol L⁻¹ onde o resíduo Lcal na dose de 8 Mg ha⁻¹ houve um decréscimo obtendo valores menores que na testemunha (Tabela 29).

Tabela 29. Teores de P inorgânico em mg dm⁻³ na fração NaOH 0,5 mol L⁻¹ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos									
Pi NaOH 0,5 mol L ⁻¹									
 Profundidade 10-20 cm Profundidade 20-40 cm				
0	65,1	65,1	65,1	65,1	55,7	55,7	55,7	55,7	
2	39,3b	61,3a	69,7a	59,2ab	16,1b	51,7a	63,2a	46,7a	
4	64,2	70,2	52,9	70,7	55,8ab	65,0a	46,8b	65,1a	
8	66,3ab	51,6b	58,8ab	77,8a	64,2ab	41,0c	46,9bc	69,9a	
Média	58,7	62,0	61,6	68,2	48,0b	53,3ab	53,2ab	59,3a	

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

A aplicação do resíduo E até a dose de 8 Mg ha⁻¹ proporcionou aumento linear nos teores de Pi (Figura 15). Para os resíduos LC e LB, pôde-se notar comportamento distinto para os teores de Pi no solo, ou seja, com o aumento das doses desses resíduos, verificou-se redução dos teores de Pi com a aplicação do LC e elevação dos teores de Pi quando aplicou-se o LB.

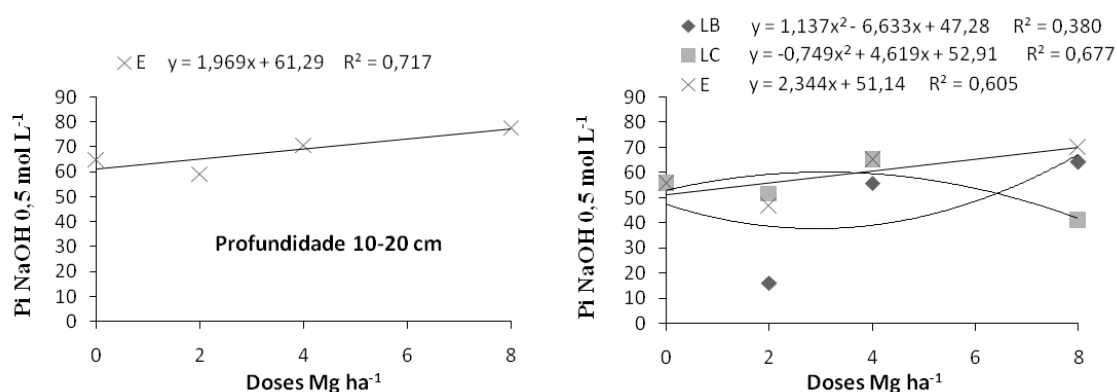


Figura 15. Teores de P inorgânico em mg dm⁻³ na fração NaOH 0,5 mol L⁻¹ do fracionamento do solo. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

4.2.6 Fósforo Residual

A fração de fósforo residual do fracionamento é obtida pela digestão sulfúrica do solo e é constituída do fósforo remanescente que não foi extraído pelos extratores seletivos do fracionamento de Hedley. Nesta fração, estão incluídas formas inorgânicas e orgânicas de alta recalitrância que geralmente não participam ativamente na disponibilidade de fósforo às plantas (STERWART; SHARPLEY, 1987), embora alguns autores mostrem que e sistemas com alta carência essa fração pode ser fonte de fósforo às plantas (GUO; YOST,1998; GUO et al.,2000).

Quanto aos teores de P residual, notou-se que não houve efeito da aplicação dos resíduos nas profundidades de 0-5 e 10-20cm. Exceto para a profundidade de 5-10 cm, verificou-se efeito significativo das doses dos resíduos aplicados no solo (Tabela 30).

Tabela 30. Resumo da análise de variância para valores de fósforo residual (mg dm^{-3}) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	P residual			
	0-5 cm	5-10cm	10-20cm	20-40cm
Resíduos (R)	ns	*	ns	*
Doses (D)	*	ns	*	*
RXD	*	ns	ns	*
Bloco	ns	ns	ns	ns
CV%	15,0	11,9	15,3	11,4

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

De modo geral, o P residual apresentou certa estabilidade no solo, não sendo encontradas grandes diferenças na distribuição da fração residual no perfil do solo (Tabela 31).

Os resultados podem ser explicados pela maior recuperação do P pelas extrações sequenciais do fracionamento de Hedley proporcionadas pelas alterações na ordem de adição dos extratores, pois é conhecida que a extração com $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ após a extração com HCl resulta em maior recuperação do P total pelo aumento na eficiência de extração do $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$, com recuperação do fósforo orgânico citada na ordem de 89 a 93% do total, contra 46 a 70% no esquema original proposto no fracionamento de Hedley (GATIBONI et al., 2013).

Tabela 31. Teores de P residual (mg dm^{-3}) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E ((escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Resíduos								
P residual								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha^{-1} Profundidade 0-5 cm Profundidade 5-10 cm			
0	171,7	171,7	171,7	171,7	224,3	224,3	224,3	224,3
2	249,8ab	290,8a	268,5ab	193,3b	255,8	256,7	227,0	260,8
4	245,8ab	219,0b	229,8b	312,0a	230,8	274,2	215,8	277,7
8	276,1	266,7	250,8	238,5	257,7	284,0	230,0	244,8
Média	235,9	237,0	230,2	228,9	242,16ab	259,8a	224,3b	251,9ab
	LB	LC	Lcal	E Profundidade 20-40 cm			
0		241,2	241,2	241,2	241,2			
2		306,8	249,2	291,7	266,0			
4		302,1a	223,8b	320,7a	352,7a			
8		243,0	280,2	268,9	281,2			
Média		273,3ab	248,6b	280,5ab	285,3a			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

De maneira geral, os valores de P residual mantiveram-se acima dos valores encontrados no tratamento-controle, e demonstrando tendência crescente em função das doses de resíduo aplicada (Figura 16). De forma contrária, Gatiboni (2003) verificou que os valores de P residual não aumentaram em função da adição de doses de fertilizantes, indicando que o fósforo adicionado nesse caso é acumulado preferencialmente nas frações de maior labilidade.

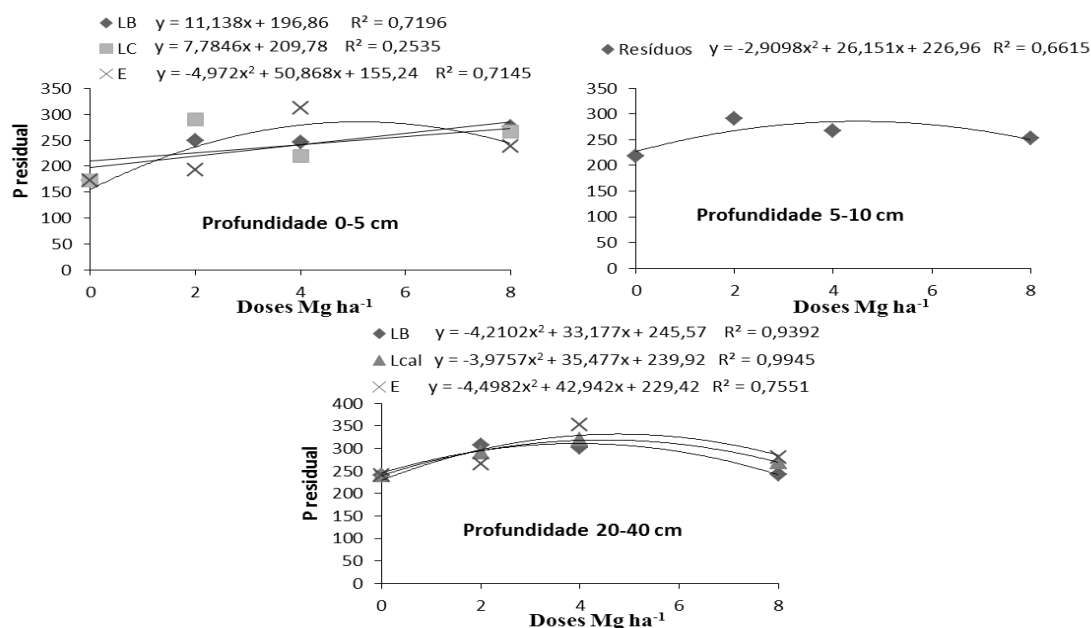


Figura 16. Teores de P residual (mg dm^{-3}) estimados por digestão ácida do resíduo de solo após o fracionamento. Ano agrícola 2011/2012, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

4.3 Cultura da soja

4.3.1 Diagnose Foliar

No primeiro ano de cultivo, verificou-se que os teores de N, P, K e Ca variaram em função das doses aplicadas. Exceto para o K, observou-se interação significativa entre o resíduo e as doses aplicadas. Levando em consideração os micronutrientes, o B apresentou efeito apenas para doses utilizadas, Mn e Zn apresentaram efeito para doses, resíduos e interação, e já o Cu e Fe não demonstrou efeito algum (Tabela 32). Já para o segundo ano de cultivo, com exceção do B e do Cu, observou-se efeito para as doses aplicadas bem como para os resíduos com exceção do N, P, K e S (Tabela 33).

Tabela 32. Resumo da análise de variância para valores de diagnose foliar de macro e micro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

	Macro						Micro				
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Resíduos (R)	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	*
Doses (D)	*	*	*	*	ns	ns	*	ns	ns	*	*
RXD	*	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	*
Bloco	ns	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
CV%	3,2	4,8	13,8	12,8	14,4	8,0	5,1	61,7	21,4	47,6	20,4

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Tabela 33. Resumo da análise de variância para valores de diagnose foliar de macro e micro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

	Macro						Micro				
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
Resíduos (R)	ns	ns	ns	*	*	ns	*	ns	*	*	*
Doses (D)	*	*	*	*	ns	*	ns	ns	*	*	*
RXD	ns	*	ns	*	ns	ns	*	ns	*	*	*
Bloco	ns	*	*	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	ns
CV%	6,2	4,6	11,3	10,8	13,6	7,7	5,5	13,6	12,4	40,7	17,6

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Com exceção do resíduo E, que apresentou um decréscimo no teor de N com a maior dose aplicada (Tabela 34), verificou-se que os outros resíduos apresentaram comportamento crescente o que se inverte no ano seguinte (Tabela 35), onde os resultados do resíduo E se mantêm enquanto os demais decrescem na maior dose. Freitag (2008) encontrou resultado semelhante e atribuiu esse decréscimo no segundo ano de cultivo ao fato da semeadura da soja ter ocorrido em curto período após aplicação superficial dos resíduos e do calcário. Porém, o resíduo E foi o segundo a apresentar a maior média de N foliar. Assim como Miggiolaro 2009, o menor teor de N (45,4 e 36,0 g kg⁻¹) foi observado na dose zero.

O resíduo LB proporcionou menor valor médio quando comparado ao calcário e os resíduos LC, Lcal e E, nos dois anos, respectivamente. Malavolta (2006) cita que a multiplicação e a atividade dos microrganismos que decompõem os restos vegetais, transformando-os na matéria orgânica do solo exigem a assimilação de N mineral no protoplasma microbiano. Ou seja, quando incorporamos restos culturais, pode haver uma diminuição temporário no teor de N disponível da solução do solo, dessa forma podendo faltar N para a cultura seguinte. Neste estudo foi soja, semeada nos dois cultivos sobre palha da aveia preta que por apresentar elevada relação C/N, é mais favorável a imobilização do N. De acordo com os resultados obtidos na cultura da soja após aplicação superficial dos resíduos e do calcário, pôde-se constatar que os teores de N estiveram dentro do limite considerado adequado até com a dose zero. A aplicação de calcário na dose recomendada de 2 Mg ha⁻¹, proporcionou maior teor de N nas plantas no segundo ano de cultivo.

O teor de P nas folhas foi pouco influenciado pela aplicação dos resíduos (Tabelas 34 e 35), assim como cita Miggiolaro (2009) em seu trabalho, onde os

maiores valores de P também foram proporcionados pela aplicação do resíduo LC, mesmo não sendo o resíduo com maior teor de P em sua composição. Diante disso pode-se dizer que os lodos não apresentaram superioridade sobre os demais resíduos, que apresentam menor teor de P em sua composição. O que pode ser justificado pelos teores de P no solo proporcionados principalmente pela aplicação da escória, além do que, nas duas safras a soja foi semeada utilizando-se 300kg ha^{-1} dos adubos formulados 4-20-20 (2011/2012) e 0-20-20 (2012/2013) a base de NPK e assim, favoreceram os teores foliares de P nos dois cultivos, não havendo assim grandes diferenças entre os resíduos. A faixa adequada para teor foliar de P na cultura da soja é de $2,5-5,0\text{ g kg}^{-1}$ (Raij et al. 1997), dessa forma a resíduo LC e a menor dose dos resíduos LC e E apresentaram valores inferiores ao adequado. Provavelmente o P presente no solo não estava na forma mais disponível para as plantas. Mas todos os tratamentos proporcionaram teores de P superiores a dose zero.

Nos dois anos agrícolas a aplicação de calcário na dose recomendada de 2 Mg ha^{-1} , proporcionou teor de P nas plantas acima do obtido no tratamento-controle. Vale lembrar que no primeiro ano de cultivo a média do calcário foi superior não apenas do tratamento-controle, como de todos os demais tratamentos.

Os maiores teores de K (Tabela 34 e 35), foram encontrados no tratamento-controle e quando aplicou-se os resíduos LB e LC, corroborando os resultados obtidos por Freitag (2008). Efeito esse explicado pelo fato dos resíduos, de modo geral, conterem teores elevados de Ca em suas composições, o que pode estar associado ao efeito antagônico, na absorção de Ca, com as doses de resíduos. Para a cultura da soja, a faixa considerada adequada para teores foliares de K segundo Raij et al. (1997) é de $17 - 25\text{ g kg}^{-1}$. Assim pode-se dizer que todos os tratamentos estão abaixo da faixa considerada adequada para a cultura da soja.

Tabela 34. Valores de diagnose foliar de macro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
Macro - Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ N (g kg⁻¹).....			 P (g kg⁻¹).....			
0	45,4	45,4	45,4	45,4	2,3	2,3	2,3	2,3
2	46,5c	51,1ab	48,5bc	52,3a	2,5	2,4	2,6	2,4
4	47,1b	51,2a	49,6ab	52,2a	2,4b	2,5ab	2,7a	2,5ab
8	48,4b	55,0a	50,7b	51,1b	2,4b	2,8a	2,8a	2,6ab
Média	46,9b	50,7a	48,6b	50,3a	2,4b	2,5ab	2,6a	2,4b
Calcário	50,0				3,0			
 K (g kg⁻¹).....			 Ca (g kg⁻¹).....			
0	15,2	15,2	15,2	15,2	5,6	5,6	5,6	5,6
2	13,5	12,5	11,6	11,3	6,6b	7,7b	10,4a	8,1ab
4	10,9	12,0	12,0	10,6	6,3b	10,2a	10,3a	10,2a
8	13,2	12,3	11,3	9,4	6,6c	9,3b	12,6a	12,2a
Média	13,2	13,0	12,5	11,6	6,27c	8,20b	9,73a	9,03ab
Calcário	10,0				9,0			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Para os teores de Ca os resíduos Lcal e E apresentaram comportamento crescente em função das doses nos dois anos de cultivo, comportamento esse já esperado pelo fato desses resíduos possuírem maior quantidade de Ca em sua composição. Segundo os teores foliares de Ca para a cultura da soja proposto por Raij et al. 1997, estão na faixa de 4 -20 g kg⁻¹, nota-se que todos os tratamentos estão dentro da faixa adequada inclusive o controle. Os menores teores de Ca foram encontrados no tratamento controle, seguido do resíduo LB, efeito esse justificado pela quantidade reduzida de Ca em sua composição (Tabela 34).

Quanto aos teores de Mg, observou-se que os maiores valores foram obtidos com a aplicação de LB (Tabela 35). Esse fato não esperado, uma vez que a E é o resíduo que possui maior quantidade de Mg em sua composição (Tabela 2). Porém diante dos resultados esse fato pode ser explicado pela relação Ca x Mg, pois o resíduo LB possui baixos teores de Ca, dessa forma houve maior absorção de Mg, ocorrendo o contrário com resíduos ricos em Ca. Essa menor disponibilidade do Mg no solo e, conseqüentemente, menor absorção pelas plantas faz com que a competição entre o Ca e o Mg pelos sítios de troca de adsorção dos coloides do solo favoreça o Ca em detrimento do

Mg, fenômeno imposto pela lei das ações de massas, bem como existe a preferência do Ca em relação ao Mg de acordo com a série liotrópica, pois o primeiro apresenta menor raio iônico, o que confere maior afinidade à adsorção, mesmo ambos sendo cátions bivalentes (FERNANDEZ et al., 2009).

Tabela 35. Valores de diagnose foliar de macro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
Macro - Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹ N (g kg ⁻¹).....			 P (g kg ⁻¹).....			
0	36,0	36,0	36,0	36,0	2,7	2,7	2,7	2,7
2	44,4	43,7	45,9	46,9	2,8	3,0	3,0	2,9
4	45,7	47,0	47,2	46,6	3,3	3,2	3,1	3,2
8	40,5	44,5	43,4	46,3	2,8b	3,3a	2,8b	3,0b
Média	41,6	42,8	43,1	43,9	2,9	3,0	2,9	2,9
Calcário	48,0				3,0			
 K (g kg ⁻¹).....			 Ca (g kg ⁻¹).....			
0	15,7	15,7	15,7	15,7	6,2	6,2	6,2	6,2
2	14,4	13,0	13,2	13,4	7,4c	13,0a	9,9b	10,7b
4	14,6	14,8	14,2	13,9	6,9b	11,0a	11,6a	12,1a
8	13,3	14,7	12,9	12,1	6,5b	11,5a	13,1a	12,8a
Média	14,5	14,6	14,0	13,8	6,8b	10,4a	10,2a	10,4a
Calcário	13,0				10,0			
 Mg (g kg ⁻¹).....			 S (g kg ⁻¹).....			
0	3,1	3,1	3,1	3,1	1,9	1,9	1,9	1,9
2	3,7	4,0	3,1	3,5	2,2	2,0	2,3	2,1
4	3,6a	3,5a	2,3b	3,1ab	2,0	2,4	2,2	2,4
8	3,8a	3,3ab	2,6b	3,5ab	1,9	2,1	2,1	2,2
Média	3,5a	3,4a	2,8b	3,3a	2,0	2,1	2,1	2,1
Calcário	4,0				2,0			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Ainda para o primeiro ano de cultivo (Tabela 36), verificou-se que o resíduo LB foi o que apresentou as maiores médias foliares de Mn e Zn, pois com a aplicação dos outros resíduos houve diminuição dos valores de Mn foliar comparados com o tratamento-controle. Exceto para o resíduo LB, as médias de Zn aumentaram no segundo ano (Tabela 37). É possível que esse fato seja resposta de elevada concentração de Zn no

solo, uma vez que o resíduo LB possui uma concentração altíssima de Zn. E, com a correção do pH do solo, isso favoreceu ainda mais a absorção do mesmo pelas plantas.

Tabela 36. Valores de diagnose foliar de micro nutrientes, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹

Resíduos								
Micronutrientes - Ano 2011/2012								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha ⁻¹ Mn (mg kg ⁻¹) Zn (mg kg ⁻¹)			
0	105,7	105,7	105,7	105,7	54,7	54,7	54,7	54,7
2	152,7	73,0	80,7	66,7	82,3a	48,0b	42,7b	38,3b
4	93,7	68,0	50,7	55,7	99,0a	45,7b	37,3b	34,0b
8	333,3a	48,7b	50,7b	67,3b	183,7a	34,3b	36,3b	28,7b
Média	171,3a	73,8b	71,9b	73,8b	104,9a	45,7b	42,8b	38,9b
Calcário	47,0				35,0			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Além do Mn e Zn que foram significativos no primeiro ano, no segundo ano o B e Fe também apresentaram mudanças em função das aplicações (Tabela 37). Os resíduos aplicados possuem altos teores de Fe em sua composição o que favoreceu a sua absorção pelo fato de estar em grande quantidade no solo. Sendo o resíduo LB responsável pela menor média encontrada. Os resíduos LC e Lcal apresentam aumento em função das doses aplicadas ao solo.

Assim como mostra a Figura 17, Corrêa et al. (2008), por três anos seguidos, observaram incrementos lineares nos teores de N e P em folhas de soja cultivada com lodo de esgoto de biodigestor. Com exceção do resíduo E, que teve ajuste quadrático, os demais ajustaram-se linearmente de forma crescente.

Os resíduos LC, Lcal e E apresentam efeito significativo e ajuste linear para os teores de P (Figura 17). O valor médio de P observado com a aplicação do calcário foi 3,0 g kg⁻¹, foi superior a todos os valores observados.

O K não apresentou efeito significativo, por esse motivo foi apresentado gráfico apenas com as médias, o qual teve ajuste quadrático.

Para o Ca os resíduos LC, Lcal e E o ajuste a equação foi quadrático, porém para os resíduos Lcal e E não foi possível observar o ponto de decréscimo.

Tabela 37. Valores de diagnose foliar de micro nutrientes, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Resíduos								
Micro - Ano 2012/2013								
Dose	LB	LC	Lcal	E	LB	LC	Lcal	E
Mg ha⁻¹	B (mg kg⁻¹)				Fe (mg kg⁻¹)			
0	36,0	36,0	36,0	36,0	146,3	146,3	146,3	146,3
2	36,8	36,2	36,5	37,1	139,7	159,0	151,0	131,3
4	37,5ab	35,5bc	32,1c	40,6a	135,7b	154,7b	177,0b	220,7a
8	39,1	35,2	35,8	39,6	138,3b	176,0ab	182,7a	145,3ab
Média	37,4ab	35,7bc	35,1c	38,3a	140,0b	159,0ab	164,2a	160,9ab
Calcário	36,5				161,0			
	Mn (mg kg⁻¹)				Zn (mg kg⁻¹)			
0	147,7	147,7	147,7	147,7	76,7	76,7	76,7	76,7
2	100,0	73,3	55,3	65,7	80,7a	72,3ab	45,3c	50,7bc
4	75,3	63,7	65,3	60,0	92,3a	69,0ab	38,7c	49,3bc
8	203,7a	54,0b	66,3b	53,6b	147,3a	45,3b	39,7b	37,0b
Média	131,7a	84,7b	83,7b	81,7b	99,3a	65,8b	50,0c	53,4bc
Calcário	57,3				41,7			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

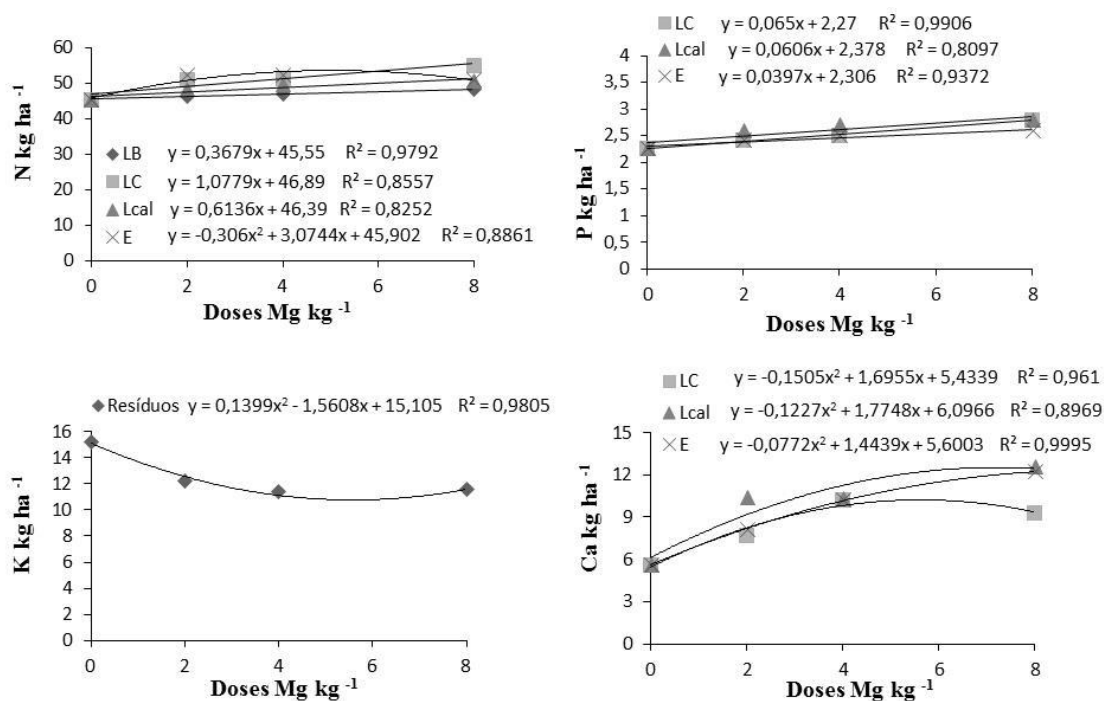


Figura 17. Valores de diagnose foliar de macro, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

Na Figura 18, o efeito do lodo de esgoto sobre os teores de K fica mais bem visualizado, em que as médias dos tratamentos apresentaram ajuste quadrático decrescente em função das doses dos resíduos. Conclui-se que o uso dos resíduos diminuiu os teores foliares de K, de forma que não se alcançaram à faixa considerada adequada para a cultura da soja ($17 - 25 \text{ g kg}^{-1}$) de acordo com Raji et al. Destaca-se que os resíduos aplicados são ricos em Ca, dessa forma com o aumento nos teores de Ca no solo a absorção de K pelas plantas foi prejudicada.

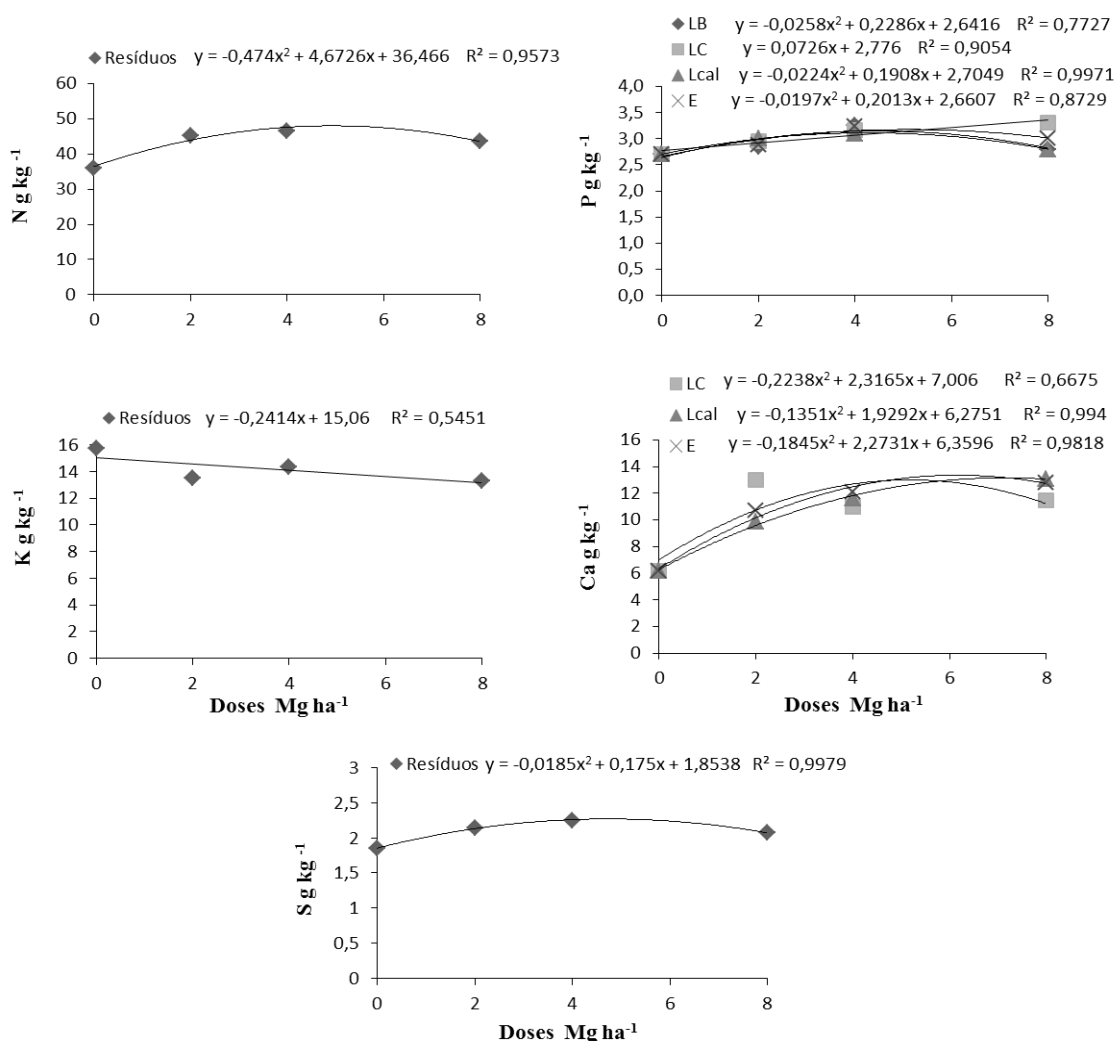


Figura 18. Valores de diagnose foliar de macro, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

A aplicação das doses do resíduo LB proporcionou os maiores teores de Zn nas folhas (Figura 19). De forma contrária, verificou-se redução dos teores foliares de Zn quando os demais resíduos foram aplicados.

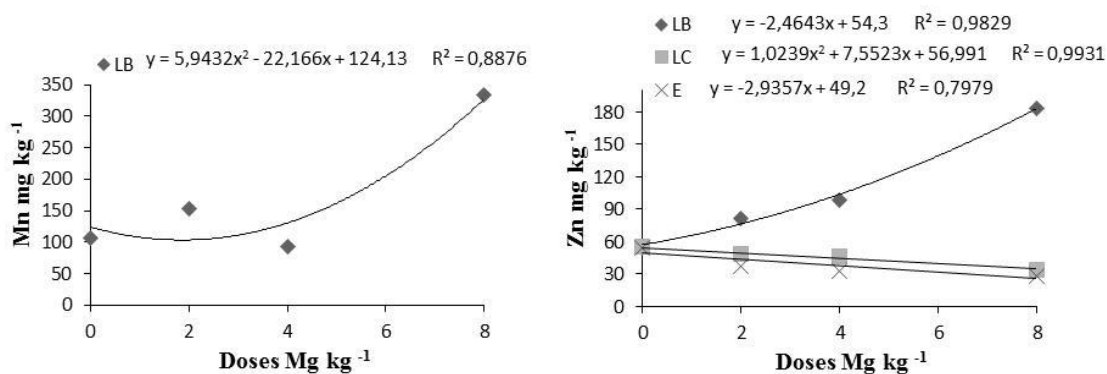


Figura 19. Valores de diagnose foliar de micro, para o ano agrícola 2011/2012 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

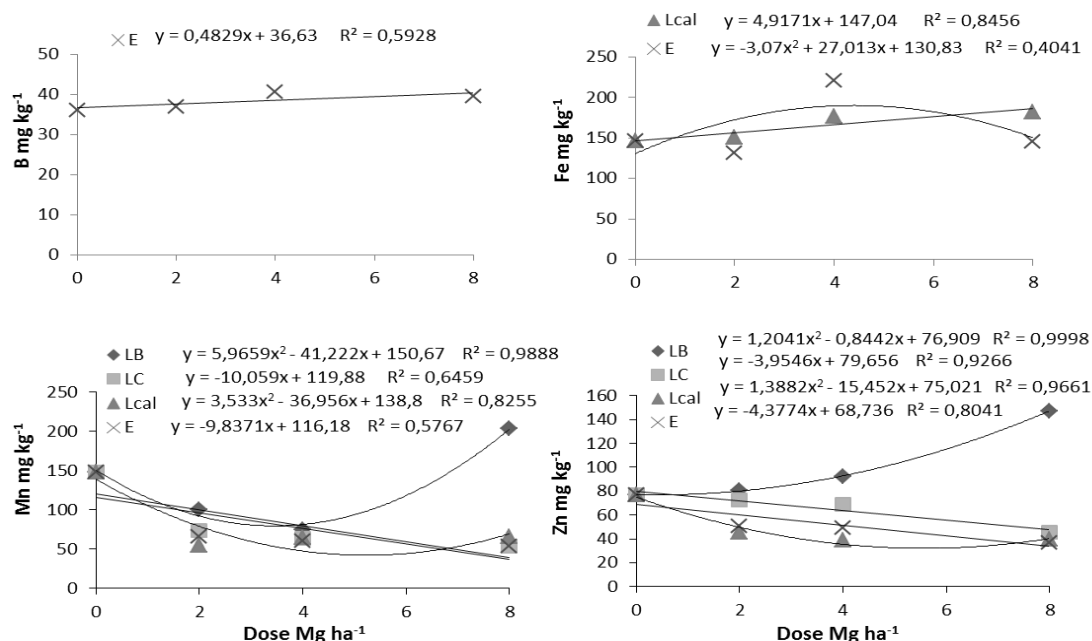


Figura 20. Valores de diagnose foliar de micro, para o ano agrícola 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

4.3.2 Produtividade da cultura da soja

Para o primeiro ano apenas as doses foram significativas independente do resíduo utilizado, porém para o segundo ano, houve efeito dos resíduos, das doses, bem como da interação entre os dois (Tabela 36).

Tabela 38. Resumo da análise de variância para valores de produtividade, para o ano agrícola 2011/2012 e 2012/2013 após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹.

	Produtividade kg ha ⁻¹	
	2011/2012	2012/2013
Resíduos (R)	ns	*
Doses (D)	*	*
RXD	ns	*
Bloco	*	*
CV%	20,9	16,1

* e ^{NS}: significativo a 5% e não-significativo, respectivamente.

Nos dois anos de cultivo, a aplicação dos resíduos e do calcário proporcionou maior produtividade de grãos de soja quando comparado a dose 0,0 Mg ha⁻¹, sendo o maior valor observado com a aplicação de 2 Mg ha⁻¹ do resíduo LB (2.834 kg ha⁻¹) para o primeiro ano e com a aplicação de 2 Mg ha⁻¹ do resíduo E (3.595 kg ha⁻¹) para o segundo ano. Migliolaro (2009) obteve resultados similares na presente área, com aplicação dos mesmos resíduos.

A produtividade de grãos de soja aumentou em função da aplicação das doses dos resíduos. Corrêa et al (2009) obteve resultados similares. Esse ganho de produtividade demonstrado pela soja pode ser explicado em razão dos resíduos LC, Lcal e E terem favorecido os atributos químicos do solo como pH, V%, Ca²⁺. Portanto, a aplicação desses resíduos sobre a superfície do solo, no sistema plantio direto, pode ser uma alternativa para se obter melhores produtividades para a cultura da soja, com especial ênfase para escória de aciaria, lodo de esgoto centrifugado e lama cal, sem impacto ao ambiente, uma vez que foram atendidas as diretrizes de utilização na resolução do CONAMA 375 (2006) para lodo de esgoto e a lei NBR 10004 (ABNT 1987) para resíduos industriais.

As produções médias dos tratamentos LC, Lcal e E foram superiores a obtida com a aplicação do resíduo LB (2.192 e 2.418 kg ha⁻¹), sendo os menores valores observados com a aplicação desse resíduo na dose de 8 Mg ha⁻¹ em comparação a aplicação dos outros resíduos nessa mesma dose. Tal fato pode ser atribuído ao excessivo teor foliar de Zn, originário desse resíduo (Tabela 37). Porém mesmo com decréscimo na produtividade não foi observado sintomas de toxidez.

Tabela 39. Valores de produtividade (kg ha^{-1}), para os anos de 2011/2012 e 2012/2013, após aplicação dos resíduos LB (lodo de biodigestor), LC (lodo centrifugado com adição de cal), Lcal (lama cal), E (escória de aciaria), em função das doses 0, 2, 4 e 8 Mg ha^{-1} .

Dose Mg ha^{-1}	Ano 2011/2012				Produtividade Kg ha^{-1}	Ano 2012/2013			
	LB	LC	Lcal	E		LB	LC	Lcal	E
0	1.714	1.714	1.714	1.714		2.353	2.353	2.353	2.353
2	2.834	2.653	2.541	2.394		2.575	3.468	3.403	3.595
4	2.699	2.743	2.496	2.794		3.211	3.538	3.013	3.426
8	1.521b	2.721a	2.518a	2.198a		1.536b	3.301a	3.286a	3.190a
Média	2.192	2.458	2.317	2.275		2.418b	3.165a	3.014a	3.141a
Calcário	2.332					3.204			

Médias seguidas de mesma letra minúscula (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Resultados como estes, justificam utilização dos resíduos LB, LC Lcal e E em superfície no SPD como alternativa para se obter boa produtividade de soja. A produção média dos tratamentos LC, Lcal e E foi superior à obtida com a aplicação do resíduo LB (2191,9), sendo o menor valor observado com a aplicação do mesmo na dose de 8 Mg ha^{-1} (1520,8), com isso fica claro que a aplicação do resíduo LB elevou a produção da soja até a dose de 4 Mg ha^{-1} , porém com a maior dose houve decréscimo significativo causado pelo alto teor de Zn presente neste resíduo.

Para o primeiro ano (2011/2012) os resíduos não apresentaram efeito significativo para a produtividade de grãos de soja, sendo apresentado no gráfico (Figura 21a) apenas as médias em função das doses dos resíduos. Ao ajustar-se a regressão quadrática é possível dizer que a dose que proporcionou maior produtividade foi a dose de 4,58 Mg ha^{-1} resultando em uma produtividade de 2800 kg ha^{-1} .

Em relação ao segundo ano de cultivo (2012/2013) todos os resíduos apresentaram efeito significativo e ajuste quadrático com exceção da Lcal que apresentou-se de forma linear não sendo possível saber qual a melhor dose (Figura 21b). Já para os demais resíduos foi possível calcular a dose que proporcionou maior produtividade da cultura da soja, sendo o resíduo LC na dose de 5,01 Mg ha^{-1} responsável pela maior produtividade (3742 kg ha^{-1}) e o resíduo LB na dose de responsável pela menor produtividade (3007 kg ha^{-1}) sendo essa produtividade a maior obtida pelo resíduo.

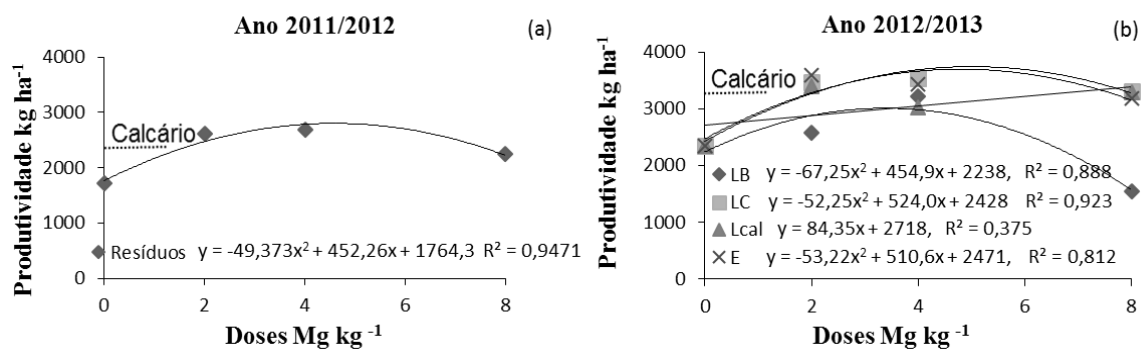


Figura 21. Produtividade de grãos de soja após aplicação de 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ dos resíduos lodo de biodigestor (Lb), lodo centrifugado com adição de cal (LC), lama cal (Lcal) e escória de aciaria(E), nos anos agrícolas 2011/12 e 2012/13.

5 CONCLUSÕES

Os lodos LC e LB contribuíram para elevar a disponibilidade de fósforo no solo, enquanto a lama cal, o lodo centrifugado e a escória podem ser utilizados como materiais alternativos ao calcário para neutralização da acidez do solo.

A aplicação de todos os resíduos, associada às adubações anuais de plantio, aumentou preferencialmente as formas orgânicas de fósforo no solo, independente do aporte de matéria orgânica originado dos resíduos.

Todos os resíduos utilizados proporcionaram melhorias nas principais propriedades químicas do solo e na nutrição das plantas, atuando assim de forma direta para o melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade de grãos de soja.

6 REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987. 63p.

ANDREOLI, C. V. et al. Aceitabilidade pública da utilização do lodo de esgoto na agricultura da região metropolitana de Curitiba. **Revista Técnica da SANEPAR**, v.12, n.12, 1999.

ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez do solo: **Características e interpretações técnicas**. São Paulo, ANDA, 1992, 62p. (Boletim Técnico 6).

ALMEIDA, H. C. Influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido. **Solo** [online]. 32, n. 4, pp. 1775-1784. ISSN 0100-0683. (2008).

BARBOSA, G. M., TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R. (2007). Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha. **Revista Brasileira Ciência do Solo** [online]. v. 31, n. 3, pp. 601-605. ISSN.

BERTON, R.S., VALADARES, J.M.A.S., CAMARGO, O.A., BATAGLIA, O.C. Peletização de biossólidos e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21:685-691 1997.

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

BERTON, R. S.; NOGUEIRA, T. A. R. Uso de lodo de esgoto na agricultura. In: COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. **Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução nº 375 do Conama**. FEPAF: Botucatu, 2010. p. 31–50

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; BYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v.37, n.11, p.1639-1647, Nov. 2002.

BRANCO,S.B.;SILVEIRA,C.B.;CAMPOS,M.L.GATIBONI,L.C.MIQUELLUTI,D.J. Atributos químicos do solo e lixiviação de compostos fenólicos após adição de resíduo sólido alcalino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande,PB.v.17, n.5, p.543-550. Março 2013.

BOURSCHEIT,A. Produção e exportação de soja brasileira e cerrado. **WWF-Brasil**. Brasília, DF. Jun., 2012.

CAIRES, E. F.; BANZATTO, D. A.; FONSECA, A. F. Calagem na superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.161-9, 2000.

CAPUANI, S. **Adubação fosfatada e lodo de esgoto compostado na nutrição da mamoneira de porte baixo, cultivada sob calagem e silicatagem**. 2013. 68p. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Agricultura) -Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2013.

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, R. et al. Dessorção de fósforo por silício em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 69-74, 2000.

CASAGRANDE, J. C.; CAMARGO, O. A. Adsorção de fosfato em solos com caráter ácido avaliada por um modelo de complexação de superfície. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Campinas, v. 21, p. 353-360, 1997.

CASTRO,G.S.A.;CRUSCIOL.C.A.C. yield and mineral nutrition of soybean, maize and Congo signal grass as affected by limestone and slag. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasilia, v. 48, n.6, p. 673-681, jun.2013.

CERETTA, C.A.; LORENSINI ,F., BRUNETTO, G., GIROTTO,E. , GATIBONI, L.C., LOURENZI, C. R., TIECHER,T. L., CONTI, L., TRENTIN,G., MIOTTO, A., Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.45, n.6, p.593-602, jun. 2010.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v. 84, p. 133-144, 1957.

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

CONDRON, L.M.; GOH, K.M; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus and revealed by a sequential extraction method followed by P³¹ nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, p. 199-207. 1985.

CONTE, E. **Atividade de fosfatase ácida e formas de acumulação de fosfato em solo no sistema plantio direto**. 2001. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.893-900, 2003.

CORRÊA, J. C. **Utilização de resíduos industriais e urbanos na composição de substratos para mudas de café**. Botucatu, 2001 198p. Dissertação (Mestrado em Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CORREA, R. S. Eficiência de cinco biossólidos em suprir nitrogênio e fósforo para azevém. **Pesquisa agropecuária brasileira** [online]. 2004, vol.39, n.11, pp. 1133-1139. ISSN 0100-204X.

CORRÊA, J. C. **Aplicação de escória, lama cal e lodo de esgoto na Superfície do solo sob sistema plantio direto**. Botucatu, 2005 167p. Tese (Doutorado em Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CORRÊA, J.C.; BÜLL, L.T.; CRUSCIOL, C.A.C.; MARCELINO, R.; MAUAD, M. 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, v. 42, n.9, p. 1307-1317, 2007.

CORRÊA, J.C.; BÜLL, L.T.; CRUSCIOL, C.A.C.; TECCHIO, M.A. Aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n.9, p. 1209-1219, 2008.

CORRÊA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MORAES, M. H. 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**, 33:263-272, 2009.

COSTA NETO, P. R.; ROSSI, L. F. S. Produção de biocombustível alternativo ao óleo diesel através da transesterificação de óleo de soja usado em fritura. **Química Nova**, v.23, p. 4, 2000.

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 Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v 64, p. 197-214, 1995

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**, San Diego, v 29, p. 83-117, 1977.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C. Ameliorating soil acidity of tropical Oxisols by liming for sustainable crop production. **Advances in Agronomy**, Amsterdam, v. 99, p. 345-399, 2008.

FERREIRA, D.F. **Sisvar**: versão 4.2. Lavras: UFLA, 2003.

FERNANDEZ, F.A.; BÜLL, L.T.; CORRÊA, J.C.; CRESPIAM, D.R. Influência de silicato e calcário na decomposição de resíduos culturais e disponibilidade de nutrientes ao feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 33:935-945, 2009.

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

FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledado. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.13, n.4, 287-299, out./dez.,2005.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C.A. Dinâmica na calagem superficial em um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.235-247, 2005.

GALDO, M.V.; DE MARIA, I.C.; CAMARGO, O.A. Atributos químicos e produção do milho em um Latossolo Vermelho Eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:569-577, 2004.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. Santa Maria** Tese de Doutorado (Agronomia, Área de Concentração em Biodinâmica dos Solos). 2003. p. 213. Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. Fracionamento químico das formas de fósforo no solo: usos e limitações. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, 2013. v.8, p.141-187.

GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; KAMINSKI, J.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.691-699, 2007.

GLÓRIA, N. A. Uso agrônomo de resíduos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 20., Piracicaba, 1992. **Anais...** Campina: Fundação Cargill, 1992. p. 195-212.

GUO, F.; YOST, R. S. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. **Soil Science**, Baltimore, v 163, p. 822-833, 1998.

GUO, F.; YOST, R. S.; HUE, N. V.; EVENSEN, C. I.; SILVA, J. A. Changes in phosphorus fractions under intensive plant growth. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, p. 1681-1689, 2000.

HINGSTON, F. J.; POSNER, A. M.; QUIRK, J. P. Anion adsorption by goethite and gibbsite. I. The role of the proton in determining adsorption envelopes. **Journal of Soil Science**, London, v. 23, p. 177-192, 1972.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 46, p. 970-976, 1982.

HIRAKURI, M.H.; LAZZAROTTO, J.J. Evolução e perspectivas de desempenho econômico associadas com a produção de soja nos contextos mundial e brasileiro. **Embrapa soja**. Londrina, PR. Out., 2011.

HUE, N.V. Sewage sludge. In: RECH, G.L., ed. **Soil amendments and environmental quality**. Boca Ration, CRC Press, 1995. p.149-168.

LOBO, T. F. **Manejo de lodo de esgoto em rotações de culturas no sistema de plantio direto**. 198 f. 2010. Tese (Doutorado) – Agricultura, Universidade estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2010.

LOBO, T. F. et al. Efeito do manejo e de níveis de lodo de esgoto na fertilidade do solo após três aplicações. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.29, n.2, p.288-296, mar./apr., 2013.

MIRANDA, L. N. et al. Utilização de calcário em plantio direto e convencional de soja e milho em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, p. 563-572, 2005.

MCBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994.

MAGID, J.; TIESSEN, H.; CONDRON, L.M. Dynamics of organic phosphorus in soils under natural and agricultural ecosystems. In: PICCOLO, A., ed. Humic substances in terrestrial ecosystems. New York, Elsevier **Science B. V.**, 1996. p.429-466.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2.ed. ver. e atual. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p.

MARQUES, M.O. **Incorporação de biossólidos em solos cultivados com cana de açúcar**. Jaboticabal, 1997, 111p. Tese de Livre docência (Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciência Agronômica e Veterinária, Universidade Estadual Paulista.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A., eds. Impacto ambiental do uso agrícola 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.

MIGGIOLARO, A. E. **Lodos de esgoto, escória de aciaria e lama cal na cultura da soja sob sistema plantio direto em latossolo vermelho**. Botucatu, 2009 114f. Dissertação (Mestrado em Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural Waters, *Analytica Chimica Acta*, Amsterdam, v. 27, p. 31-36, 1962.

NASCIMENTO, C.W.A.; FONTES, R.L.F. **Correlação entre características de Latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.28, n.6, p.965-971, 2004.

NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações Químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.21, 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.

NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, v.38, p.47-57, 1996.

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

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, 2002.

OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com biossólido**. 1995. 90 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas)– Escola Superior de Agricultura Luis de Queiros, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D. Alterações nas frações de fósforo no solo associadas com a densidade populacional de cafeeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v 20, p. 251-256, 1996.

- PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:911-920, 2008.
- PRADO, R. M.; COUTINHO, E. E. M.; ROQUE, C. G.; VILLAR, M. L. P. Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alface. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.37, n.4, p.539-546, 2002.
- 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, 27:287-296, 2003.
- PRADO, R. M.; NATALE, W.; FERNANDES, F. M.; CORRÊA, M. C. M. Reatividade de uma escória de siderurgia em um Latossolo Vermelho Distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 28:197-205, 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, 2001.
- PRATES, F. B. S.; SAMPAIOR, A.; SILVA, W. J.; ZUBA JUNIO, G. R.; SATURNINO, H. M. Crescimento e teores de macronutrientes em pinhão manso adubado com lodo de esgoto e silicato de cálcio e magnésio. **Revista Caatinga**. Mossoró, RN, v. 27, n.2, p.101-112, abr-jun., 2011.
- PULZ, A. L. et al. Influência de silicato e calcário na nutrição, produtividade e qualidade de batata sob deficiência hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 1651-1659, 2008.
- RAIJ, B. Van et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

REDEL, Y.D.; RUBIO, ROUANET, J.L.; BORIE, F. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. *Geoderma*. Amsterdam, v.39, p.388-396, 2007.

REI, E. F. et al. Alterações no pH, matéria orgânica e CTC efetiva do solo, mediante a aplicação elevadas doses de lodo de esgoto em diferentes intervalos de irrigação. **Revista Verde**, Mossoró, RN, v.4, n.2, p.31-38, abr./jun., 2009.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; FLORES, A.F. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.33, p.1853-1871, 2002.

RHEINHEIMER, D.S. Dinâmica de fósforo em sistemas de manejo de solos. 2000. 210p. Tese (Doutorado em Ciência do solo)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solo sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria v.38, n.2, p. 576-586, 2008.

RODRIGUES, M. **Sistemas de manejo e a dinâmica das formas de fósforo e da fertilidade em solos de Cerrado**. 2013. 114p. Dissertação (Mestrado em Ciências / Solos e nutrição de plantas. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2013.

ROMEIRO, J.C.T. **Atributos químicos do solo e crescimento de Laranjeiras ‘pera’ irrigadas com efluente de esgoto Tratado e fertilizadas com lodo de esgoto compostado**. 2012. 158p. Tese (Doutorado em Agronomia / Irrigação e Drenagem) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2012.

SANDIM, A.S. **Disponibilidade de Fósforo em Função da Aplicação de Calcário e Silicatos em Solos Oxídicos**. Dissertação (Mestrado em Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, UNESP – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Botucatu. Botucatu – SP, Julho, 99 f., Julho de 2012.

SANTOS, H.G. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3. ed. rev. ampl., Brasília: Embrapa, 2013. 353p.

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

SILVA, F.C., BOARETT, A.E., BERTON, R.S., ZOTELLI, H.B., PEIXE, C.A., MENDONÇA, E. Cana de açúcar cultivada em solo adubado com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 33:1-8 (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, v.26, 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: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. (CD-ROM).

SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F. **Copper adsorption in tropical soils**. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.46, n.4, p.529-536, 2003.

STEWART, J.W.B.; SHARPLEY, A.N. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In: FOLLETT, R.F.; STEWART, J.W.B.; COLE, C.V.; POWER, J.F. (Eds.) Soil Fertility and organic matter as critical components of production systems. SSSA. Madison, 1987, p.101-121.

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.

SOUZA, R. F de Dinâmica de fósforo em solos sob a influencia da calagem e adubação orgânica, cultivados com Feijoeiro. Lavras, 141 p., 2005.

TIRITAN, C. S. **Alterações dos atributos químicos do solo e respostas do milho à calagem superficial e incorporada em regiões de inverno seco**. Botucatu, 2001, 106p. Tese (Doutorado Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciências Agrárias - Universidade Estadual Paulista.

TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Sabesp, 2001. 468p.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, 2008.